

Modelagem da Poluição não Pontual na Bacia do Rio Cuiabá Baseada em Geoprocessamento

Michely Libos, Otto Corrêa Rotunno Filho

COPPE/UFRJ; Centro de Tecnologia, Ilha do Fundão; CEP: 21.945-970; Caixa postal: 68.540; Rio de Janeiro; RJ; Brasil;
Tel.: (21) 2562-7842; michely@hidro.ufjr.br; mlibos@yahoo.com.br, otto@hidro.ufjr.br

Peter Zeilhofer

UFMT; Departamento de Geografia; Av.: Fernando Corrêa da Costa, s/nº; CEP: 78.060-900; Cuiabá; MT; Brasil;
Tel.: (65) 615-8722; pitalike@terra.com.br

Recebido: 20/12/02 – revisado: 21/02/03 – aceito: 08/07/03

RESUMO

A modelagem hidrológica tem sido um dos instrumentos de análise disponíveis para auxiliar no gerenciamento de recursos hídricos. A possibilidade de monitoramento da qualidade da água resultante da lixiviação dos poluentes advindos das atividades agrícolas, denominada poluição difusa, é a hipótese central deste trabalho, que busca identificar e quantificar alterações da qualidade da água na bacia do rio Cuiabá em função da cobertura e uso do solo. Essa bacia foi escolhida por estar localizada no estado de Mato Grosso, que possui uma vocação eminentemente agrícola, localizando-se a montante do complexo Pantanal, constituindo-se em uma importante área para condução de estudos ambientais no Brasil. A bacia do rio Cuiabá possui uma área de drenagem de aproximadamente 29.000 km².

Nesse contexto, buscou-se desenvolver uma modelagem hidrológica distribuída de longo curso baseada em geoprocessamento através de sistema de informações geográficas (SIG). Mais especificamente, avalia-se a distribuição espacial dos poluentes nitrogênio total e fósforo total na bacia a partir da integração de dados hidrometeorológicos, de qualidade da água, fisiográficos, de uso e ocupação do solo e imagens do sensor Landsat 7 - ETM+ em ambiente SIG.

Os resultados obtidos pela modelagem, quando confrontados com séries históricas de qualidade de água da bacia do rio Cuiabá, apontaram a aceitabilidade da metodologia proposta como indicadora da variabilidade espacial da qualidade média de água.

Palavras-chave: modelagem hidrológica; poluição não pontual ou difusa; geoprocessamento; sistema de informações geográficas (SIG); sensoriamento remoto; bacia hidrográfica do rio Cuiabá.

INTRODUÇÃO

No Brasil, o estabelecimento das povoações deu-se nos locais onde a oferta de água era abundante em quantidade e qualidade. Através dos principais rios, estabeleceu-se todo o processo de desbravamento e interiorização do país. Nessa rota, bandeirantes, como Pascoal Moreira Cabral, foram atraídos pelo ouro e fundaram a cidade de Cuiabá na porção central do país.

Se, no passado, a região despertou uma grande atração migratória com a exploração do ouro, nos dias atuais, o estado de Mato Grosso posiciona-se entre os maiores produtores de grãos, considerado assim um dos principais celeiros do país. Bezerra e Veiga (2000) apontam o cerrado brasileiro como a última grande reserva de terras agricultáveis do planeta.

A agricultura, enquanto maior usuário da água doce em escala mundial, é o principal fator de degradação dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, devido à utilização dos agrotóxicos e dos fertilizantes químicos engendrados nas diferentes práticas agrícolas. Tais poluentes, especificamente o nitrogênio total e o fósforo total,

quando em excesso nos corpos de água, criam condições de desequilíbrio ecológico com grande consumo de oxigênio e produção de altas concentrações de subprodutos que alteram a composição das águas, com implicações na saúde humana e na biota aquática.

O Brasil espera alcançar o primeiro lugar na agro-exportação, visto possuir uma grande reserva de recursos naturais ainda inexplorados. Nesse contexto, insere-se a bacia do rio Cuiabá, onde cerca de 88% de sua área total ainda é composta com vegetação natural e apenas 12% encontra-se antropizada (PCBAP, 1997; Libos, 2002).

Conciliar a expansão das fronteiras agrícolas na bacia com a preservação dos seus recursos hídricos representa um desafio técnico, econômico e ambiental na implementação da Política Estadual dos Recursos Hídricos, lei nº 6.945 de 1997, que instituiu instrumentos para promover a gestão e o controle dos recursos hídricos do estado. Esses instrumentos requerem bases sólidas de dados e a utilização de ferramentas analíticas que subsidiem os planos de gerenciamento e as metas de qualidade dos corpos de água a serem definidas para a bacia.

Dentro desse enfoque, buscou-se desenvolver uma modelagem hidrológica distribuída baseada em geoprocessamento dentro de um ambiente de sistema de informações geográficas (SIG) de forma a identificar, quantificar e definir cenários esperados que considerem a poluição não pontual na bacia do rio Cuiabá. Este estudo ganha em relevância devido ao fato da bacia do rio Cuiabá estar localizada a montante do complexo Pantanal, estando inserida em um estado com vocação eminentemente agrícola.

Este artigo tem como objetivo geral identificar e quantificar as alterações da qualidade da água na bacia do rio Cuiabá em função da cobertura e uso do solo. Especificamente, avalia-se a distribuição espacial dos poluentes nitrogênio total e fósforo total na bacia a partir da integração de uma base de dados de natureza múltipla com vistas a analisar os impactos decorrentes das cargas de nutrientes não pontuais provocados pelas atividades agrícolas praticadas na bacia.

A abordagem adotada contempla uma modelagem hidrológica distribuída de longo curso simplificada, podendo situá-la no campo de estudos de regionalização hidrológica, incluindo dados hidrometeorológicos, de qualidade da água, fisiográficos e de uso e ocupação do solo. Destaque-se o uso de imagens de sensoriamento remoto do tipo Landsat 7 - ETM+ para a obtenção da classificação da cobertura e uso do solo e do ambiente SIG para aplicação de uma metodologia de análise que leva em conta a natureza diversa dos dados empregados.

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Neste trabalho, é dada ênfase no procedimento de modelagem hidrológica integrada dos dados mais do que no uso de modelos hidrológicos sofisticados, destacando-se o uso de geoprocessamento e, em especial, o uso do sensoriamento remoto no tratamento do problema da qualidade de água de uma bacia hidrográfica oriundo de fontes não pontuais. Modelos de regressão simplificados e técnicas de interpolação espacial tipo spline, disponíveis em códigos computacionais comerciais, são utilizados.

POLUIÇÃO NÃO PONTUAL

Novotny e Olem (1994) e Ongley (1997) comentam que a contaminação das águas decorrentes de fontes não pontuais é resultado de atividades humanas em que os contaminantes não têm um ponto definido de entrada nos cursos de água que os recebem. As cargas poluidoras não pontuais são geradas em áreas extensas e chegam aos corpos de água de forma intermitente, dificultando assim sua identificação, medição e controle.

Novotny e Chesters (1981) ressaltam que a extensão da poluição não pontual é associada, ao menos em

parte, a certos eventos climáticos imprevisíveis, assim como a condições geológicas e geográficas, podendo diferir muito de região para região e de ano para ano. Portugal (2001) comenta que esse tipo de poluição tem se intensificado em função da utilização desregrada de fertilizantes químicos e agrotóxicos e da gestão incorreta das volumosas quantidades de resíduos orgânicos gerados nas explorações agropecuárias.

Nas duas últimas décadas, a poluição por fonte não pontual, por representar parte significativa da poluição dos recursos hídricos, tem se tornado objeto de muitas pesquisas que resultaram em desenvolvimento de modelos hidrológicos e procedimentos de modelagem hidrológica. Adicionalmente, o gerenciamento adequado dos recursos hídricos, com base na lei nº 9.433, que institui a política nacional dos recursos hídricos, requer o tratamento dos dados de forma integrada.

MODELAGEM HIDROLÓGICA

Grande parte dos modelos hidrológicos e ambientais utilizados na prática da engenharia hidrológica e ambiental foram concebidos para a utilização de dados pontuais. Muitas informações espaciais inerentes a um processo de modelagem de bacias hidrográficas não são contempladas nessa abordagem. Essas limitações começam a ser superadas em função da disponibilidade de imagens de sensoriamento remoto, com informações relevantes sobre os processos físicos que se desenvolvem nas bacias hidrográficas. Novas concepções para esses modelos devem levar em conta a disponibilidade desses dados espaciais, que, por outro lado, exigem conhecimentos e estudos de tratamento diferenciados.

Tendo em vista a quantidade e variedade de dados nos estudos hidrológicos e ambientais, faz-se necessário o desenvolvimento de sistemas de informações geográficas para armazenamento e gerenciamento desses dados, de forma que se processe a análise dos dados de forma planejada e integrada.

Na linha de modelagem hidrológica distribuída, o princípio do processo de discretização de uma bacia foi abordado no final da década de sessenta, recebendo o nome de malha quadrada (Xavier, 2002). Essa técnica, desenvolvida e aplicada no Canadá (Gupta e Solomon, 1977a,b; Solomon e Gupta, 1977), apresentou bons resultados, passando, então, a ser implementada e aprimorada nos grandes centros da Europa.

Novotny e Olem (1994) ponderam que a precisão e a confiabilidade dos modelos, em geral, são limitadas, apresentando, assim, algumas restrições, tais como: (i) exigência de grande quantidade de dados de entrada para poder representar com maior fidelidade os fenômenos; (ii) requer uma abordagem discreta, geralmente na forma de malhas quadradas ou células, que se torna, então, concentrada em cada malha ou célula; (iii) devido à falta de dados,

chega-se a resultados que poderiam ser obtidos com modelos mais simplificados. Os autores enfatizam que, apesar dos modelos distribuídos apresentarem uma abordagem fisicamente mais consistente, ainda estão longe de representar a natureza, que, em geral, não segue a mesma escala dos modelos. Contudo, Beven (1989) salienta ainda que a modelagem distribuída é uma alternativa mais adequada nas resoluções das problemáticas ambientais, uma vez que considera as variações temporais e espaciais.

Geoprocessamento

O termo geoprocessamento demarca uma área do conhecimento que utiliza técnicas matemáticas e computacionais para a produção e o tratamento de informações geográficas. Também é definido por Moreira (2002) e Xavier-da-Silva (2001) como um conjunto de tecnologias de coleta, tratamento, manipulação e apresentação de informações espaciais voltadas para um objeto específico, que integra outros métodos interdisciplinares provenientes das mais diversas áreas técnicas do conhecimento científico.

Segundo Goodrich e Woolhiser (1991), o geoprocessamento é uma das ferramentas que possibilitou a evolução do conhecimento dos processos hidrológicos nas bacias em diversas escalas. Conseqüentemente, a comunidade hidrológica passou a discutir questões como o tratamento da viabilidade espacial e a automação, construções de novos modelos, bem como a avaliação e comparação entre modelos já existentes e conhecidos.

Sistema de informações geográficas (SIG)

O sistema de informações geográficas (SIG), principal instrumento computacional do geoprocessamento, permite a realização de análises complexas ao integrar dados de diversas fontes e ao criar um banco de dados georeferenciados baseado numa tecnologia de armazenamento, análise, tratamento de dados espaciais e temporais e na geração de informações correlatas (Câmara e Medeiros, 1998). Um SIG pode ser definido também como uma coleção organizada de equipamento, código computacional, dados geográficos e pessoal envolvido no trabalho, projetada para capturar, armazenar, atualizar, manipular, analisar e apresentar todas as informações referenciadas geograficamente (Calijuri e Röhm, 1994). Além de permitir uma dinâmica mais acentuada no tratamento das informações e visualização dos fenômenos, o SIG constitui uma ferramenta importantíssima na análise de tomada de decisão.

Segundo Simpson (1992), os países desenvolvidos usam de forma rotineira os dados orbitais juntamente com um SIG. A integração entre o SIG e o sensoriamento remoto dá-se a partir do momento em que se transferem os resultados obtidos do tratamento de imagens de senso-

riamento remoto para o SIG. Esses resultados integrados com dados cartográficos passam a gerar informações temáticas derivadas. A integração entre o SIG e o sensoriamento remoto tem a vantagem de adequar as imagens orbitais para elaboração de mapas, além da visualização do terreno.

Sensoriamento remoto

De acordo com Novo (1989) e Richards (1986), sensoriamento remoto pode ser conceituado como sendo a utilização conjunta de sensores e equipamentos para processamento e transmissão de dados, aeronaves, entre outros, com o objetivo de estudar o ambiente terrestre através do registro e de análises das interações entre a radiação eletromagnética e as substâncias componentes da superfície terrestre.

Com a implementação da tecnologia de sensoriamento remoto, é possível obter diversos elementos como cobertura do terreno, pedologia, rede de drenagem, fatores topográficos, entre outros, com maior rapidez, precisão e relativo baixo custo, permitindo também uma atualização permanente dessas informações.

Classificação de Imagens: O processo de classificação de imagem consiste em extrair informações para a identificação de padrões de objetos homogêneos. O cerne desse procedimento está fundamentado nas classes de interesse representativas da região de estudo e no uso de regras estatísticas para examinar a separabilidade entre classes. Como resultado de uma classificação de imagem, tem-se um mapa de píxeis agrupados, associados às classes espectrais ou de interesse.

Classificação não Supervisionada: A classificação não supervisionada consiste em algoritmos computacionais que localizam as ocorrências naturais de grandes concentrações de píxeis com padrões espectrais semelhantes de uma imagem. Esses agrupamentos são assumidos como classes dessa imagem. Nessa classificação, não há necessidade de treinamento, devendo o operador fornecer o número de classes potencialmente existentes na cena. As áreas homogêneas identificadas podem não corresponder às classes de interesse.

Classificação Supervisionada: A classificação supervisionada consiste na partição do espaço multiespectral em regiões, associadas às classes, utilizando funções discriminantes. Essas funções podem ser de natureza probabilística, sendo necessárias amostras de cada classe, áreas de treinamento.

Os vários métodos de classificação podem ser separados em dois grupos: aqueles que utilizam critérios geométricos e aqueles que utilizam critérios estatísticos. No

primeiro grupo, cada ponto da imagem é classificado segundo sua distância dos demais pontos no espaço de atributos. Apesar de eficientes sob o ponto de vista computacional, tais métodos produzem erros tanto de excesso como de omissão. Por outro lado, os métodos estatísticos, apesar de mais custosos computacionalmente, produzem resultados mais confiáveis.

Possivelmente, o método estatístico mais utilizado no tratamento digital de imagens é o de máxima verossimilhança. Nesse método, cada classe é modelada segundo uma distribuição gaussiana. O critério de classificação utilizado é a regra de decisão bayesiana.

ESTUDO DE CASO BACIA DO RIO CUIABÁ

De acordo com PCBAP (1997), a bacia do rio Cuiabá, situado no estado de Mato Grosso, totaliza aproximadamente 29.000 km² de área, com perímetro de 841 km, abrangendo as cabeceiras dos rios Cuiabá da Larga e Cuiabá do Bonito, que são formadores do rio Cuiabá até a confluência do rio Coxipó-Assú, pouco a jusante da cidade de Santo Natônio do Leverger. Nesse perímetro, estão inseridos 13 municípios: Rosário Oeste, Nobres, Jangada, Nossa Senhora do Livramento, Nova Brasilândia, Chapada dos Guimarães, Planalto da Serra, Santo Antônio do Leverger, Campo Verde, Barão de Melgaço e, entre esses, Cuiabá e Várzea Grande, principais núcleos urbanos do estado (Vital *et al.*, 1996). A bacia está localizada entre os paralelos 14°18' e 17°00' S e entre os meridianos 54°40' e 56°55' W (Cavinatto, 1995).

Características da Exploração e Ocupação da Bacia

A bacia do rio Cuiabá caracteriza-se por uma grande diversificação nas formas de apropriação dos recursos naturais. É constituída por duas grandes formações naturais com características bióticas e abióticas definidas e próprias: a planície do Pantanal e as áreas de planalto e serras circunvizinhas. Dessa forma, a bacia do rio Cuiabá apresenta três regiões, conforme segue (Vital *et al.*, 1996):

- Alto Cuiabá - caracterizado por apresentar uma vegetação do tipo cerrado em que a agricultura é uma das atividades predominantes, onde ocorrem monoculturas principalmente de soja, milho e arroz; ocorre ainda exploração de diamante e exploração de calcário; nessa região, estão compreendidas as nascentes da sub-bacia do rio Manso e seus afluentes;
- Médio Cuiabá - essa região atravessa a baixada Cuibana, compreendendo a área de depressão entre as partes mais altas do planalto e o início da planície inundável, onde há uma intensificação dos impactos ambientais sobre o rio Cuiabá, oriundos da concentra-

ção das atividades industriais, dos lançamentos de esgoto doméstico e do uso de dragas de areia em grande parte da região, principalmente nas cidades de Cuiabá e Várzea Grande; no médio-norte da bacia, a ocupação apresenta-se também na forma de pastagens em áreas de solos pobres e, portanto, mal-formadas;

- Baixo Cuiabá - esse trecho é constituído de planícies de inundação (área pantaneira), em que a integridade ecológica depende principalmente da ecodinâmica das terras altas;

A Figura 1 apresenta a delimitação da área de estudo com os seus limites físicos.

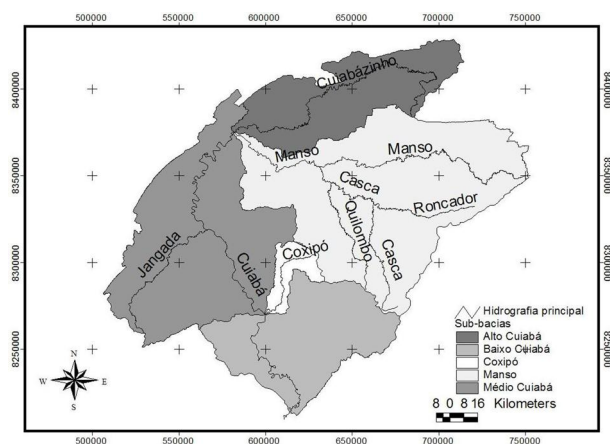


Figura 1 – Área de estudo: sub-bacias do rio Cuiabá

Quantidade da Água na Bacia do Rio Cuiabá

O clima da bacia do rio Cuiabá pode ser classificado como tropical quente semi-úmido com sazonalidade marcada por dois períodos bem distintos, seco e chuvoso (Figueiredo, 1996; Miranda e Amorin, 2000). A temperatura média anual em Cuiabá varia de 22 a 25°C, enquanto a mínima anual oscila entre 17 e 20°C, e a máxima média anual assume valores entre 29 e 32°C (Musis, 1997). A umidade relativa média do ar é de 74%, alcançando até 90% no período de chuvas. A precipitação média anual varia entre 800 mm e 1.600 mm, com as máximas ocorrendo nas cabeceiras e a evapotranspiração potencial média anual entre 3,6 e 4,3 mm/dia (Lima, 2001).

A sazonalidade entre os períodos seco e chuvoso é bem definida, interferindo sobremaneira na vazão do rio Cuiabá e de todos os seus tributários. Observa-se, nos meses de maior intensidade de chuva (janeiro, fevereiro e março), um registro de vazões de 480 m³/s a 1000 m³/s na estação Porto (Rc8), localizada no perímetro urbano da cidade de Cuiabá. A partir dos meses de abril e maio, quando as chuvas tornam-se mais esparsas, começa a ocorrer um decréscimo das vazões, que chegam a atingir níveis críticos, abaixo de 100 m³/s, nos meses de maior seca (agosto e setembro).

Qualidade da Água na Bacia do Rio Cuiabá

O estado da qualidade da água na bacia vem sendo alterado de forma bastante significativa, devido às mais variadas formas e tipos de poluição que vêm se intensificando ao longo dos anos. Gomes (1984), Teixeira (1994), FEMA (1996), Figueiredo (1996), Lima (2001) e Neves (2002) produziram trabalhos acerca das mudanças das variáveis hidrológicas, físico-químicas e bacteriológicas.

Lima (2001) adverte que não é apenas o processo de urbanização o maior responsável pela degradação dessas águas, como também a contribuição oriunda das fontes não pontuais.

Usos da Água na Bacia do Rio Cuiabá

As águas da bacia do rio Cuiabá são utilizadas para o abastecimento público e rural, industrial, agrícola, geração de energia, diluição dos despejos, pesca, navegação e lazer. Apesar de não haver quantificado os percentuais utilizados por esses setores na bacia, Telles (1999) e Werneck Lima *et al.* (1999) apontam que, em geral, 70,1% das águas captadas destinam-se às atividades agrícolas, incluindo dessedentação de animais, 20% para o uso industrial e 9,9% para o abastecimento público.

METODOLOGIA

A metodologia utilizada, neste trabalho, foi baseada em um estudo prévio realizado por Saunders e Maidment (1996), que aplica o conceito de sistema de informações geográficas (SIG) para a avaliação da poluição por fontes não pontuais na bacia de San Antonio-Nueces, Estados Unidos da América.

Utilizou-se o código computacional ER Mapper 5.5 (ER MAPPER, 1997) para processamento das imagens digitais, enquanto o código computacional *ArcInfo* 7.2.1 (ESRI, 1998) foi empregado para a modelagem digital do terreno. Todas as outras operações de SIG foram realizadas com *ArcView* 3.2 (ESRI, 1999). Para a tabulação dos dados e análises estatísticas, foi utilizado também, além do *Microsoft Excel*, o pacote estatístico SPSS 9.0 *for Windows*.

Foi adotada a hipótese de estacionariedade da bacia do rio Cuiabá. Essa observação é relevante na medida que, em vista da disponibilidade de dados para a bacia hidrográfica de estudo, não se logrou obter informações perfeitamente sincronizadas no tempo.

As imagens de satélite são de julho de 2000, o período de análise chuva-vazão foi de 1993 a 1999, enquanto os dados de qualidade de água correspondem ao período de 1985 a 2000. No entanto, pode-se afirmar que a análise de longo curso empreendida é representativa das condições hidrometeorológicas, de uso e ocupação do solo e de qualidade de água da bacia do rio Cuiabá.

A Figura 2 ilustra os dados de entrada e passos de processamento para a modelagem hidrológica distribuída de longo curso com vistas a avaliação da poluição por fontes não pontuais de nutrientes na bacia do rio Cuiabá, Mato Grosso.

MODELO NUMÉRICO DO TERRENO (MNT)

O processo de simulação em uma bacia começa com o modelo numérico do terreno (MNT). A área da bacia do rio Cuiabá foi discretizada em células de área igual a 22.500 m² (150 m X 150 m), formando assim um matriz de células sobre a bacia. A escolha dessa resolução espacial foi definida seguindo as recomendações de Zeilhofer (2001), que analisou a qualidade das informações planialtimétricas utilizadas para a geração do MNT.

Para a elaboração do MNT, foi aplicado o interpolador *Topogrid*, desenvolvido por Hutchinson (1989), criado para obter uma melhor representação da característica anisotrópica (ou direcional) do relevo.

SENTIDO E ACUMULAÇÃO DO FLUXO DE ÁGUA NA REDE

Com o modelo numérico do terreno, o sentido do fluxo de água na bacia pode ser determinado. Foi, assim, possível ter o conhecimento do fluxo de água de cada célula e do fluxo acumulado em uma particular célula da matriz (Oliveira e Maidment, 1999).

SUB-BACIAS DE DRENAGEM

A conduta realizada estabeleceu sub-bacias tendo como foz os postos fluviométricos adotados neste estudo. Esse critério foi estabelecido devido à necessidade de se definirem as vazões de longo curso nessas seções fluviométricas e respectivas precipitações nas sub-bacias de drenagem correspondentes. Para delinear os contornos das áreas de drenagem, as células de saída (foz) para cada área de drenagem foram estabelecidas primeiramente. Uma vez definida a matriz de sentido do fluxo de água associada a uma particular célula de saída, pode-se definir as áreas de drenagem a montante.

Determinação da Relação Chuva-Vazão

Os poluentes oriundos das poluições de fontes não pontuais são carregados sobre o solo em direção à rede hidrográfica pelo escoamento que é, em geral, resultante da chuva e da irrigação em áreas agricultáveis. Entretanto, para este estudo, o volume de água escoado de cada célula da matriz foi atribuído exclusivamente à chuva que cai sobre as células.

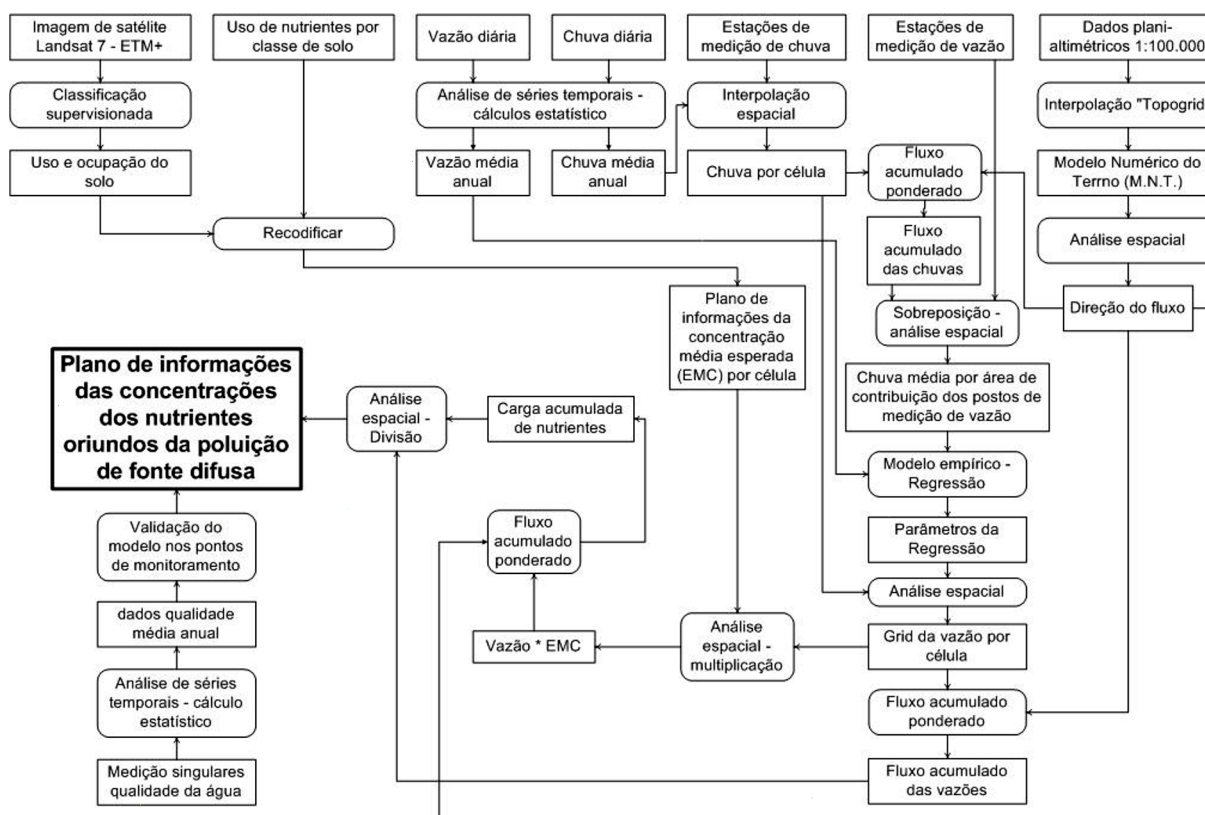


Figura 2 – Fluxograma dos passos da metodologia empregada para a simulação da carga dos nutrientes por fontes não pontuais.

Com o objetivo de construir a relação matemática entre chuva e vazão, foram estabelecidas, inicialmente, as médias de longo curso para chuva e vazão a partir de médias mensais de chuva e vazão disponíveis nos diferentes postos pluviométricos e fluviométricos, respectivamente. Em seguida, foi realizada a espacialização da chuva de longo curso através do método spline. Foram necessárias ainda a determinação do fluxo de água médio estimado por área de drenagem e a transformação da vazão média observada de longo curso de m^3/s para altura em mm em cada um dos postos fluviométricos disponíveis.

Finalmente, foi possível construir a relação entre valores de vazão média observada de longo curso e fluxos produzidos pelas chuvas médias interpoladas de longo curso nas áreas de drenagem dos postos fluviométricos considerados neste estudo. A relação matemática entre chuva e vazão baseou-se na utilização da metodologia de regressão estatística. A seguir, são detalhados os passos para a construção dessa relação.

Dados de chuva e vazão

As estações pluviométricas e fluviométricas apresentam séries históricas desde o ano de 1965, embora com

descontinuidades ao longo desses anos. A consulta realizada ao banco de dados (SIBAC, 2000; ANEEL, 2001) forneceu informações de 62 (sessenta e duas) estações pluviométricas, onde 30 (trinta) delas possuíam várias lacunas. Com relação aos dados de vazão, a consulta proveu registros correspondentes a 13 (treze) estações fluviométricas, estando 6 (seis) delas com várias lacunas. Para a seleção das estações, foram respeitados os seguintes critérios: (i) estações com pelo menos 200 (duzentas) medições; (ii) estações com dados atualizados até o ano de 1999; (iii) estações com séries que não continham mais do que 10 (dez) lacunas no período de 1993 – 1999. As estações que não obedeceram a esses critérios foram excluídas, enquanto os registros das demais foram preliminarmente consistidos através de uma análise visual e detecção de erros grosseiros e, então, preenchidos. O preenchimento de falhas nas séries hidrológicas foi realizado através de correlação com outros postos.

Para as estações pluviométricas (Figura 3) e fluviométricas (Figura 4), foram confeccionadas as respectivas matrizes de correlação. Para o preenchimento das lacunas de uma estação foi selecionada a estação com maior coefi-

ciente de correlação linear e determinada, em seguida, a função de regressão linear.

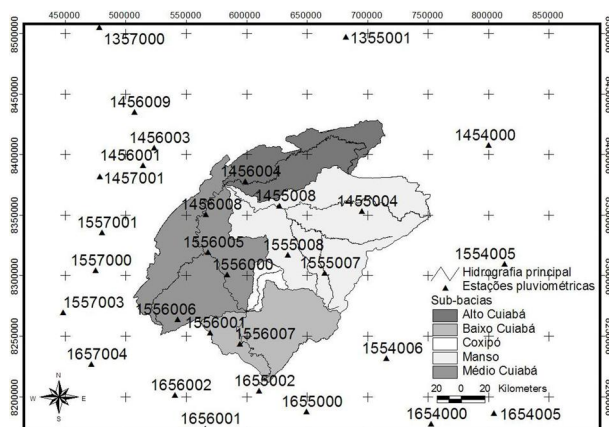


Figura 3 – Estações pluviométricas utilizadas no estudo.

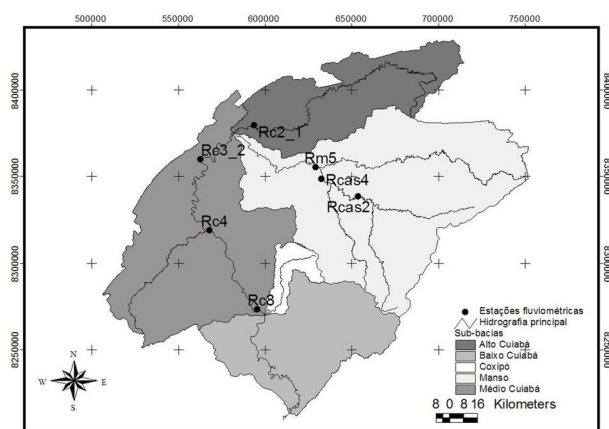


Figura 4 – Estações fluviométricas utilizadas no estudo.

Interpolação espacial

Após o preenchimento das falhas nas séries mensais de precipitação, foi determinada a chuva média para o período de observação, aqui chamada de chuva média de longo curso. A interpolação espacial das precipitações a partir do método spline considerou estações localizadas no interior da bacia, bem como estações situadas próximas à região de estudo.

Determinação do fluxo de água médio estimado por área de drenagem

Para a determinação do plano de informação do fluxo de água acumulado, foram utilizados dois planos de informação: o da chuva interpolada e o do sentido do fluxo.

Na execução do algoritmo chamado fluxo acumulado ponderado, foi feita a transformação da unidade de altura da chuva (mm) para volume (m³), sabendo-se que a

área de cada célula é igual a 22.500 m². A Equação 1 expressa essa transformação:

$$\text{Vol}(\text{m}^3) = \text{Alt}(\text{mm}) * n^{\circ}\text{cél.} * 22.500 \left(\frac{\text{m}^2}{\text{cel.}} \right) * 0,001 \left(\frac{\text{m}}{\text{mm}} \right) \quad (1)$$

A partir da leitura do fluxo de água acumulado em cada um dos postos fluviométricos, obtiveram-se os valores referentes às áreas de drenagem. A divisão sucessiva desses fluxos de água acumulados (m³) pelas respectivas áreas de drenagem (m²) permite a determinação do fluxo médio por área de drenagem em milímetros.

Para o estabelecimento da relação matemática entre chuva e vazão, a descarga nos postos foi transformada para mm/ano, conforme mostra a Equação 2:

$$\text{Vazão} \left(\frac{\text{mm}}{\text{ano}} \right) = \left(\frac{\text{vazão} \left(\frac{\text{m}^3}{\text{seg}} \right) * 31.536.000 \left(\frac{\text{seg}}{\text{ano}} \right)}{\text{área} \cdot \text{drenagem}(\text{m}^2)} \right) * 1000 \left(\frac{\text{mm}}{\text{m}} \right) \quad (2)$$

INTERLIGAÇÃO ENTRE A CONCENTRAÇÃO MÉDIA ESTIMADA DE POLUENTES COM O USO DO SOLO

A medida da carga difusa produzida durante um evento de escoamento pode ser dada pela concentração média esperada de poluentes ou EMC, definida como a massa de poluente transportada pelo volume do escoamento. Para este estudo, foi admitido que o EMC dos poluentes está relacionado diretamente com os usos do solo nas áreas de drenagem, restringindo a análise aos poluentes nitrogênio total e fósforo total.

Para estimar as cargas de poluentes em cada célula da malha, os valores das concentrações desses poluentes foram associados com as células de cada uso e ocupação do solo, obtidos pela classificação de imagens de satélite Landsat 7 – ETM+. O resultado desse procedimento é a criação de um novo plano de informação onde estão explicitadas as distribuições espaciais das concentrações de nitrogênio total e de fósforo total.

Antes de apresentar, com mais detalhes, a metodologia de classificação de imagens de satélite utilizada para definição dos diferentes usos do solo, é importante discutir os valores de EMC empregados neste trabalho.

Em primeiro lugar, não foi encontrado qualquer estudo científico no Brasil relacionando a quantidade de nitrogênio e fósforo aos diferentes usos de solo. Por esse motivo, os valores encontrados nos trabalhos realizados por Novotny e Olem (1994), Saunders e Maidment (1996) e Benaman *et al.* (1996) serviram como referencial inicial dos valores de concentrações médias esperadas (EMC) de

nitrogênio e fósforo para alguns tipos de cobertura e uso do solo.

Através do processo de modelagem de qualidade de água efetuado, foi possível, então, chegar aos valores finais de concentrações médias esperadas de nitrogênio total e fósforo total para a bacia do rio Cuiabá. Este procedimento consistiu na calibração e validação do processo de modelagem de qualidade de água adotado neste trabalho com base nos dados de nitrogênio e fósforo disponíveis nos sete postos fluviométricos (Figura 4).

Sensoriamento Remoto

Para cobrir a área da bacia do rio Cuiabá, foram adquiridas quatro imagens multiespectrais do tipo Landsat 7 – ETM+ (índices WRS 226/70 e 226/71 de 02 de julho de 2000 e índices WRS 227/70 e 227/71 de 27 de julho de 2000), com resolução de 30 m x 30 m nas seis bandas utilizadas correspondentes à faixa do visível e infravermelho (#1, #2, #3, #4, #5 e #7). Conforme uma identificação preliminar da área de estudo em cada cena, aplicou-se um recorte na imagem, abrangendo o espaço geográfico a ser analisado.

A correção geométrica de cada imagem recortada foi realizada através de pontos de controle nas imagens, utilizando confluências e pontos notáveis da rede hidrográfica digitalizada da bacia, oriunda das cartas topográficas 1:100.000 da região (sistema UTM, datum SAD 69).

Destaque-se que os valores digitais dos píxeis foram determinados com base no emprego de polinômio de primeira ordem e no processo de reamostragem pelo vizinho mais próximo. A escolha desse algoritmo está baseada no fato de que não há alteração no tom de cinza, preservando as características de variabilidade espacial da imagem original, que é importante no processo de classificação das imagens.

Procedimento de Classificação

O procedimento de classificação adotado consistiu de uma classificação não supervisionada seguida de uma classificação supervisionada. Para a classificação não supervisionada, foi utilizado o método denominado de isodata, enquanto o método de máxima verossimilhança foi empregado para a classificação supervisionada.

Classificação não Supervisionada – Isolada: O procedimento utilizado pela técnica de isodata consiste na escolha de agrupamentos a partir de uma partição da amostra de dados da imagem e desenvolve um processo iterativo que atualiza o conjunto de padrões característicos dos agrupamentos até obter um mínimo da função J dada por

$$J = \sum_{i=1}^M \sum_{\underline{x} \in S_i} \left\| \underline{x} - \underline{m}_i \right\|^2 \quad (3)$$

onde:

M - é o número de classes;

($\underline{x} \in S_i$) – indica os dados pertencentes à partição S_i e \underline{m}_i é a média amostral da partição S_i .

Em geral, obtém-se um mínimo local de J, não havendo garantia de um mínimo global. Diferentes escolhas da partição inicial podem levar a diferentes mínimos locais.

Os grupos de píxeis identificados pela classificação não supervisionada, juntamente com visitas a campo, serviram de base para estabelecer as regiões de treinamento do processo de classificação supervisionada, adotando-se, nesta pesquisa, o método da máxima verossimilhança.

Classificação Supervisionada – Máxima Verossimilhança (MAXVER): O método máxima verossimilhança, desenvolvido por Horwitz *et al.* (1971), gerou um modelo para relacionar a assinatura espectral da combinação de um número de classes presentes em um elemento de resolução da imagem às assinaturas de cada classe. Nesse método, cada classe é modelada segundo uma distribuição gaussiana. O critério de classificação utilizado é a regra de decisão bayesiana.

O indicador utilizado para avaliar a precisão do processo de classificação, tanto na calibração quanto na validação, foi o coeficiente kappa. O coeficiente kappa é uma medida da concordância entre as amostras da cena e aquelas derivadas através da classificação da imagem de sensoriamento remoto. Essa medida leva em conta todos os elementos da matriz de erros e exclui a concordância que ocorre por acaso (Rosenfield e Fitzpatrick-Lins, 1986).

Implementação da Classificação na bacia do Rio Cuiabá: Após análise do Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai, PCBAP (1997), uma investigação visual das imagens, visitas de campo e classificação não supervisionada, foi possível identificar as várias formas de ocupação do solo e estabelecer uma legenda preliminar.

As áreas de treinamento foram enquadradas em dez classes de cobertura e uso do solo (água, cerrado, plantação, sombra, floresta, solo aberto e pasto), que foram, após a classificação, consolidados em sete classes. Adicionou-se ainda a classe cidades, que foi definida *a posteriori* pela inserção de polígonos no mapa final de classificação. O número final de oito classes respalda-se também na

disponibilidade de valores de concentrações médias esperadas (EMC) dos poluentes nitrogênio total e fósforo total.

Note-se que a classificação foi realizada em cada uma das quatro imagens individualmente, para depois serem reunidas com o auxílio do código computacional *Arc/Info*.

Destaca-se que o procedimento de classificação da cena WRS 226/70 diferiu das demais. Essa imagem cobre duas regiões bem distintas presentes na bacia do rio Cuiabá: o planalto e a baixada Cuiabana. Na região do planalto, os solos possuem melhores aptidões agrícolas (solos arenoquartzosos profundos e podzólicos), podendo ser encontradas grandes plantações de soja, de algodão, de milho, entre outras. Ocorrem poucas regiões com solo aberto. Por outro lado, na região da baixada Cuiabana, as plantações são vistas em áreas bem reduzidas em função de possuir solos empobrecidos (solos concrecionários lateríticos, latossolo e lateritas hidromórficas).

Na análise das assinaturas espectrais, observou-se que havia uma miscigenação das classes quando se tratava de plantação e solo aberto. No processo de classificação conjunta da região de planalto e baixada Cuiabana, muitas áreas de plantação foram identificadas incorretamente como solo aberto no planalto, enquanto muitas áreas de solo aberto foram identificadas incorretamente como plantação na baixada Cuiabana. Optou-se, então, por dividir a classificação em duas etapas:

- para o planalto – definiram-se 39 (trinta e nove) áreas de treinamento de plantação no planalto e somente uma área de treinamento de solo aberto;
- para a baixada Cuiabana – a área de treinamento de plantação restringiu-se a somente uma, enquanto foram definidas dez áreas de treinamento de solo aberto.

Com esse procedimento, obtiveram-se duas classificações: uma mais fidedigna às características do planalto e distorções na região da baixada; e outra mais adequada às condições da baixada Cuiabana e distorções no planalto. Um polígono, traçado com base nas escarpas da Chapada dos Guimarães, dividiu-a em duas, planalto e baixada Cuiabana. As duas classificações foram, em seguida, reunidas em uma mesma imagem.

ESTIMATIVA DA CARGA ANUAL DOS NUTRIENTES

As contribuições das massas dos poluentes de cada célula foram calculadas tomando o produto da concentração média esperada (EMC) e da vazão, associado a cada célula.

Assume-se que o processo de transporte das cargas é conservativo, isto é, nenhum declínio dos poluentes acontece ao longo dos caminhos dos fluxos de água. O

resultado é o plano de informação das cargas de nutrientes por célula em quilogramas por ano.

Para a obtenção da carga acumulada, foi aplicado um algoritmo chamado fluxo acumulado ponderado, combinando os planos de informação do sentido do fluxo de água e das cargas de nutrientes por célula.

ESTIMANDO A CONCENTRAÇÃO MÉDIA ESPERADA

As concentrações dos poluentes que são amostradas em várias localizações resultam em uma mistura de todos os poluentes carregados durante o escoamento. Para um modelo distribuído, esse processo de mistura é aproximado pelo quociente resultante da divisão entre carga acumulada em cada célula e o escoamento acumulado que ali ocorre. Matematicamente, tem-se

$$C_a \left(\frac{\text{mg}}{\text{l}} \right) = \left(\frac{L_a \left(\frac{\text{kg}}{\text{ano}} \right)}{Q_a \left(\frac{\text{m}^3}{\text{ano}} \right)} \right) * 10^6 \left(\frac{\text{mg}}{\text{kg}} \right) * 0,001 \left(\frac{\text{m}^3}{\text{l}} \right) \quad (4)$$

onde:

L_a - é a carga acumulada de nutrientes na bacia;

Q_a - é a vazão acumulada gerada a partir a regressão estabelecida entre chuva e vazão;

10^6 - é a transformação da unidade de kg para mg;

$0,001$ - é a transformação da unidade de m^3 para litro (l);

Obtém-se, como resultado, a concentração média estimada do modelo (C_a) em mg/l.

Os valores das concentrações estimadas foram comparados com dados observados, extraídos do sistema SIBAC (2000), permitindo a calibração e validação da modelagem. Os postos de medição são os mesmos utilizados para medição de vazão. Os registros de qualidade da água utilizados correspondem ao período de 1985 a 2000.

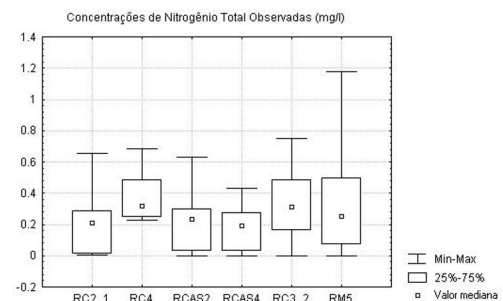


Figura 5 – Comportamento das concentrações observadas de nitrogênio total.

Na Tabela 1, estão apresentadas as médias aritméticas desses dados. Pode-se observar a falta de dados de fósforo total no ponto Rc4 e de nitrogênio total no ponto Rc8. As variações das concentrações observadas de nitrogênio total e fósforo total em cada posto de monitoramento são ilustradas nas Figuras 5 e 6, respectivamente.

Tabela 1 – Valores das concentrações de nutrientes nos postos de medição.

Postos de medição	Nutrientes	Concentrações (mg/l)
Rcas2	N	0,2414
	P	0,0886
Rcas4	N	0,1884
	P	0,0525
Rm5	N	0,3412
	P	0,0850
Rc2_1	N	0,2148
	P	0,0524
Rc3_2	N	0,3127
	P	0,0967
Rc4	N	0,3003
	P	-
Rc8	N	-
	P	0,0975

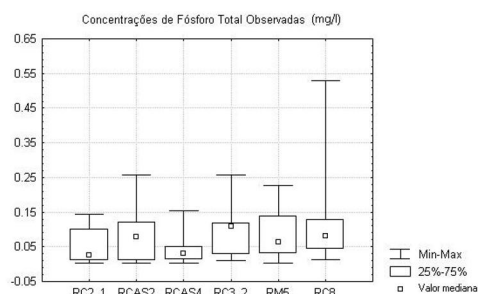


Figura 6 – Comportamento das concentrações observadas de fósforo total.

SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS

Com o objetivo de avaliar a sensibilidade da modelagem de qualidade de água frente a diferentes usos agrícolas, estabeleceram-se cenários que contemplassem as culturas agrícolas mais importantes na região da bacia do rio Cuiabá.

Na escolha dos cenários, poder-se-ia ter previsto um aumento da área agricultável. No entanto, em função da Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEMA) não licenciar novos desmatamentos em qualquer área da bacia, pareceu adequado descartar essa alternativa. Optou-se, então, por empregar um único tipo de cultura em toda a extensão da área de plantação.

Como as culturas de algodão, milho, soja e arroz são as de maior destaque na bacia, o estudo restringiu-se a essas quatro culturas (IBGE, 2001).

Para poder simular esses diferentes cenários, fez-se necessária a extração dos valores de concentração média esperada (EMC) do nitrogênio total e fósforo total empregados em cada uma das culturas estudadas. Os valores de EMC foram definidos a partir do valor calibrado de EMC associado à área agricultável, calculado conforme foi exposto anteriormente, onde não foi feita discriminação de culturas.

Dos 13 municípios pertencentes à bacia, apenas 5 estão completamente inseridos nela, que são: Chapada dos Guimarães, Acorizal, Cuiabá, Jangada e Várzea Grande.

Inicialmente, a partir das áreas dos municípios que estão inseridas na bacia, estimou-se o percentual de área plantada na bacia correspondente a cada uma das culturas para cada um dos municípios. A suposição utilizada foi que a área plantada distribuía-se uniformemente no município, uma vez que IBGE (2001) não diferencia essa área em função dos limites físicos da bacia.

Berti (2002) realizou estudos relativos às atividades agrícolas em duas sub-bacias do rio Teles Pires, no norte do estado de Mato Grosso. Foram aplicados questionários sobre a quantidade de fertilizantes empregada em cada uma das culturas de interesse do presente estudo, incluindo os percentuais de nitrogênio (N) e fósforo (P), condensados na Tabela 2.

Tabela 2 – Quantidade de fertilizantes utilizados por cultura e proporções dos nutrientes.

Uso de adubo por cultura	kg/km ²	N		P	
		N	N %	P	P %
Algodão	7,5	2	6,25	18	56,25
Milho	2,0	6	13,04	20	43,48
Soja	5,0	2	4,76	20	47,62
Arroz	5,0	4	9,09	20	45,45

Conhecendo a área ocupada pelas culturas na bacia, a quantidade de fertilizantes utilizada e a proporção de cada nutriente em cada uma das culturas, tem-se a quantidade de cada um dos nutrientes que são empregados. De posse dessa informação, calcula-se o peso (%) que cada nutriente tem em cada uma das culturas. Para se extrair os valores de EMC do nitrogênio total e fósforo total de cada uma das culturas, aplicou-se

$$EMC_{cultura} = \left(\frac{\%N_{cultura} * EMCN}{100} \right) \quad (5)$$

onde:

$EMCN_{cultura}$ – concentração média esperada de um nutriente para uma dada cultura;

$\%N_{cultura}$ – percentual de um nutriente para uma dada cultura;

$EMCN$ – concentração média esperada de um nutriente.

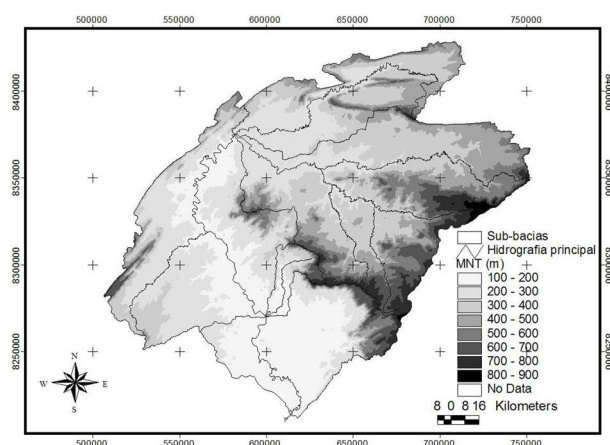
Com os valores de EMC para cada tipo de cultura ($EMCN_{cultura}$), foi possível efetuar a simulação dos diferentes cenários, aplicando a Equação 6, que representa o EMC na hipótese de toda a área agricultável da bacia ser plantada com um único tipo de cultura.

$$EMC_{simulação\ cultura} = \left(\frac{EMCN_{cultura} * área_{total\ plantada}}{área_{plantada\ cultura}} \right) \quad (6)$$

RESULTADOS E DISCUSSÕES

MODELO NUMÉRICO DO TERRENO

O modelo numérico do terreno (Figura 7), mostra as características do relevo da bacia do rio Cuiabá. O planalto, região nordeste da bacia, apresenta altitudes acima de 700 m.



Fonte: Zeilhofer (2001).

Figura 7 – Modelo numérico do terreno (MNT) da bacia hidrográfica do rio Cuiabá.

As escarpas, situadas na região central e sudeste, ficam visíveis por apresentarem variações de tonalidade abruptas, partindo de tons de cinzas claras, associados a altitudes baixas, para tons de cinza escuros próximos do preto, relacionados a altitudes elevadas.

SENTIDO E ACUMULAÇÃO DO FLUXO DE ÁGUA NA REDE

Obtido o modelo numérico do terreno foi possível caracterizar o sentido do fluxo de água na bacia, conforme mostra a Figura 8.

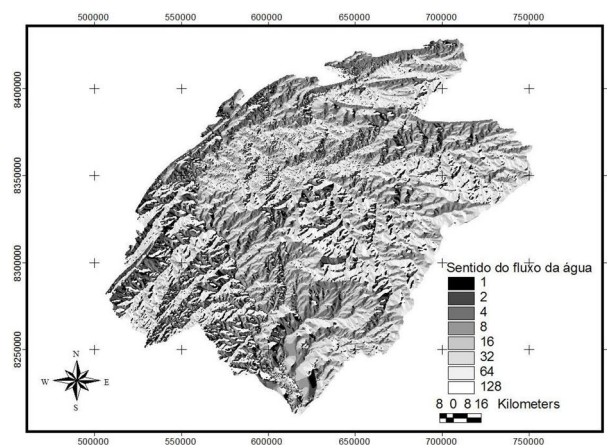


Figura 8 – Plano de informação do sentido do fluxo de água superficial na bacia do rio Cuiabá.

SUB-BACIAS DE DRENAGEM

As sub-bacias de drenagem foram geradas a partir dos postos de medição de vazão, que foram utilizados como exutórios, e do plano de informação do sentido do fluxo de água. A Tabela 3 apresenta os postos de medição de vazão, incluindo as áreas de drenagem e o número de células pertencentes a cada uma delas.

Tabela 3 – Informações dos postos fluviométricos e respectivas sub-bacias de drenagem.

Sub-bacias de drenagem	# células	Área de drenagem (km²)	Área de drenagem acumulada (m²)
Rcas2	134.782	3032,60	3.032.595.000
Rcas4	88.410	1989,23	5.021.820.000
Rm5	195.061	4388,87	9.410.692.500
Rc2_1	188.869	4249,55	4.249.552.500
Rc3_2	107.345	2415,26	16.075.507.500
Rc4	164.515	3701,59	19.777.095.000
Rc8	169.197	3806,93	23.584.027.500

A Figura 9 mostra a distribuição e localização das áreas de drenagem dentro da bacia.

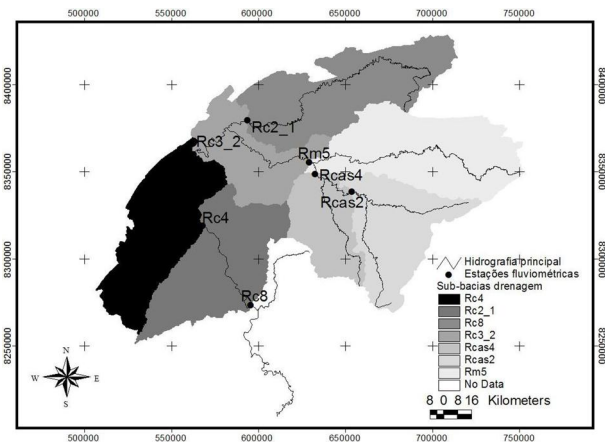


Figura 9 – Área de drenagem das sub-bacias de contribuição.

Determinação da relação Chuva-Vazão

Os dados mensais de chuva e vazão adquiridos do banco de dados do SIBAC (2000) foram trabalhados estatisticamente para preenchimento de falhas.

Interpolação Especial da Chuva: A Figura 10 apresenta a distribuição espacial da chuva média anual na bacia do rio Cuiabá.

Pode-se perceber que, na região noroeste, ocorrem chuvas com maior intensidade. Na região nordeste, as chuvas já apresentam menor intensidade, enquanto, na região da baixada Cuiabana (sudoeste), as chuvas são menos frequentes.

Tabela 4 – Volume anual acumulado das áreas de drenagem nas estações de fluviométricas.

Código	Fluxo acumulado (m³)
Rcas2	5.313.623.040
Rcas4	8.385.146.880
Rm5	16.090.842.112
Rc2_1	7.323.667.456
Rc3_2	27.084.795.904
Rc4	32.298.731.520
Rc8	37.767.409.664

Determinação do Volume Médio por Área de Drenagem: Este procedimento combinou os planos de informação do sentido do fluxo de água (Figura 8) e o da chuva interpolada (Figura 10), obtendo-se, então, o fluxo de água acumulado das chuvas.

Foram, então, superpostos os postos de fluviométricos sobre o plano de informação do fluxo de água acumulado. Dessa maneira, pode-se quantificar a chuva acumulada em cada uma das sub-bacias de drenagem, conforme apresenta a Tabela 4.

A Tabela 5 mostra a conversão das vazões médias de longo curso de m³/s para m³/ano e mm/ano.

Tabela 5 – Conversão das vazões médias de longo curso (1993-1999) de m³/s para m³/ano e mm/ano.

Código	Vazão média anual (m³/s)	Vazão média anual (m³/ano)	Vazão média anual (mm/ano)
Rcas2	72,32	2.280.574.362,32	752,02
Rcas4	107,45	3.388.493.456,95	674,75
Rm5	190,80	6.017.023.397,12	639,38
Rc2_1	106,65	3.363.235.418,63	791,43
Rc3_2	341,06	10.755.819.299,30	669,08
Rc4	374,66	11.815.177.998,07	597,42
Rc8	428,02	13.498.165.504,13	572,34

Relação Matemática entre Chuva e Vazão: Antes de abordar a construção da relação matemática entre a chuva e vazão propriamente dita, julga-se importante tecer algumas considerações sobre a questão da estacionariedade dos dados de chuva e vazão para o período de estudo.

Os testes de estacionariedade conduzidos para os postos fluviométricos apontaram a aceitação dessa hipótese para cada um dos postos ao nível de significância de 5%.

No caso dos postos pluviométricos, foram rejeitados, ao nível de confiança de 95%, seis postos entre os 30 utilizados. Apesar desse resultado, adotou-se a hipótese de estacionariedade dos dados hidrometeorológicos no presente estudo da bacia do rio Cuiabá.

Adicionalmente, não se considerou a presença de diferentes regiões hidrológicas na área de estudo, embora haja duas regiões de distintas altitudes: planalto e baixada Cuiabana.

A chuva e a vazão média de longo curso por célula, em mm/ano, correspondentes aos postos fluviométricos analisados, podem ser observadas na Tabela 6. A chuva foi obtida a partir do quociente entre o volume anual acumulado e a área de drenagem, enquanto a vazão foi extraída da Tabela 5.

A partir do referencial metodológico de análise de regressão estatística e com base na amostragem de dados de chuva e vazão, foram ajustados alguns modelos para se chegar a melhor relação chuva-vazão que pudesse

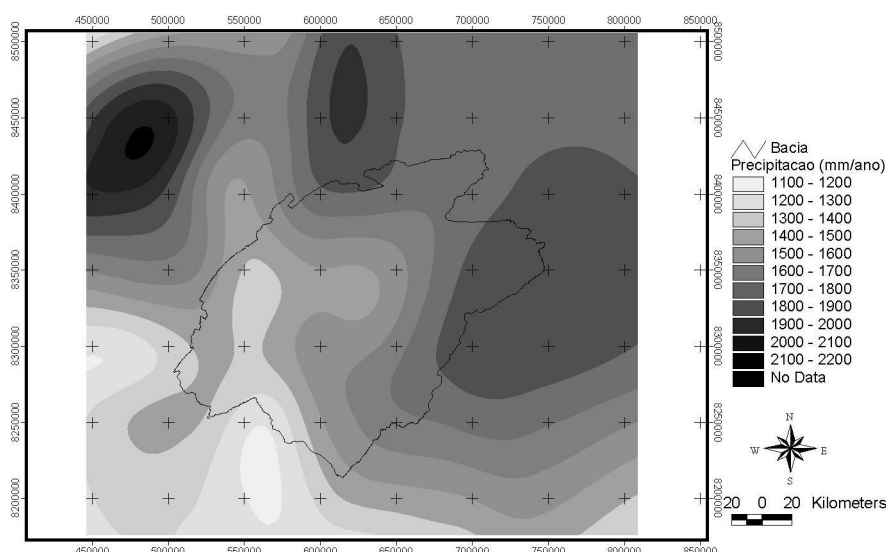


Figura 10 – Resultado da interpolação das estações pluviométricas

representar adequadamente e de forma simplificada o comportamento hidrológico da bacia do rio Cuiabá.

Tabela 6 – Vazão e chuva média de longo curso por células em milímetros.

Código	Vazão média por célula (mm/ano)	Chuva média por célula (mm/ano)
Rcas2	752,02	1752,17
Rcas4	674,75	1669,74
Rm5	639,38	1709,85
Rc2_1	791,43	1723,40
Rc3_2	669,08	1684,85
Rc4	597,42	1633,14
Rc8	572,34	1601,40

Foram avaliados os modelos linear, logarítmico e quadrático (Tabela 7). Levando em consideração a estatística F ao nível de confiança de 95%, percebe-se que a função quadrática não foi significativa (nível de significância maior do que 0,05). As funções linear e logarítmica foram aceitas ao nível de significância de 5%. Adicionalmente, os três modelos apresentaram valores semelhantes para o coeficiente de determinação (R^2).

Tabela 7 – Resultado da regressão entre chuva e vazão média de longo curso, aplicando aos diferentes modelos.

Função	R^2	F	Sigf	a	b	C
LIN	0,74	14,20	0,013	-1504,9	1,2936	-
LOG	0,74	14,14	0,013	-15411	2165,16	-
QUA	0,74	5,70	0,067	1076,15	-1,7896	0,0009

Nota: variável independente: chuva (mm/ano); variável dependente: vazão (mm/ano)

De acordo com Triola (1998), deve-se dar preferência à regressão linear quando a série de dados for pequena, como é o caso do presente estudo. Em função do exposto, a função linear foi escolhida para representar a relação chuva-vazão. A Figura 11 ilustra o modelo de regressão linear obtido.

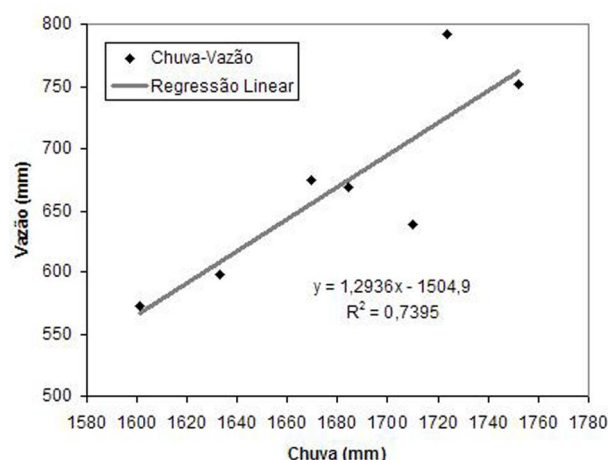


Figura 11 – Ajuste do modelo de regressão linear entre a chuva e a vazão média de longo curso.

Analisando-se ainda o teste t-student para cada um dos coeficientes da equação de regressão linear obtida, verifica-se que ambos coeficientes são aceitos ao nível de 95% de confiança. Além disso, procedeu-se uma análise de resíduos que mostram um comportamento aleatório, não caracterizando uma tendenciosidade nos resultados obtidos através do modelo linear.

Baseado na análise da regressão estatística, o modelo linear que melhor aproxima a relação chuva-vazão na bacia do rio Cuiabá está mostrado através da Equação 7

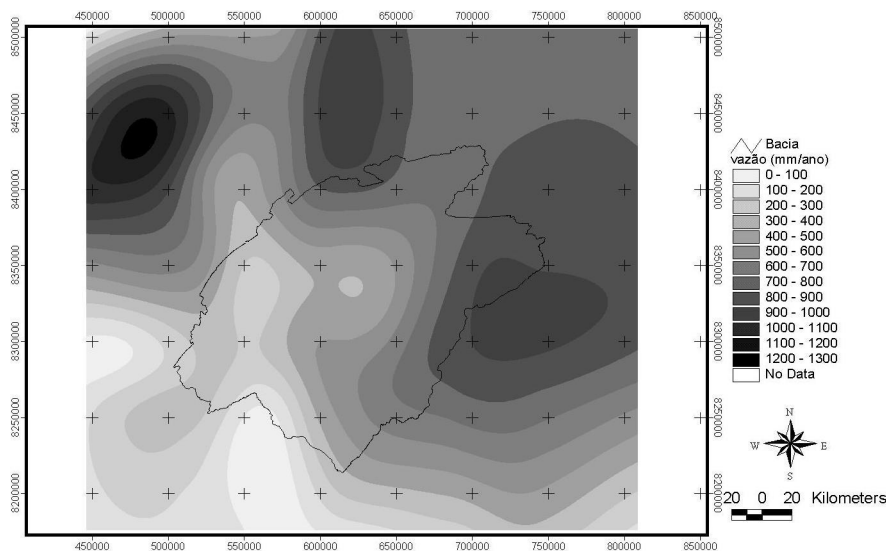


Figura 12 – Plano de informação da vazão média de longo curso (mm/ano) estimada por célula.

$$Q = 1,2936 * P - 1504,9 \quad (7)$$

onde:

Q - representa a vazão em mm/ano;

P - representa a precipitação em mm/ano.

De posse do resultado da relação chuva-vazão, e com base no plano de informação da chuva por célula (Figura 10), foi gerado o plano de informação da vazão média de longo curso estimada por célula, conforme mostra a Figura 12.

Finalmente, realizou-se a estimativa do volume anual acumulado com base na vazão estimada por célula (Figura 12) e no sentido do fluxo de água (Figura 8).

INTERLIGAÇÃO ENTRE A CONCENTRAÇÃO MÉDIA ESPERADA DE POLUENTES COM O USO DO SOLO

Neste momento, foi estabelecida a interligação entre concentração média esperada e a ocupação e uso do solo. Para tanto, foi realizado o tratamento das imagens de satélite Landsat 7 – ETM+ da área da bacia do rio Cuiabá. Após o georeferenciamento e a classificação das imagens, foi atribuído, a cada classe, o valor da concentração média esperada (EMC) dos poluentes nitrogênio total e fósforo total. O valor de EMC foi baseado, primeiramente, em valores obtidos da literatura (Novotny e Olem, 1994; Saunders e Maidment, 1996; Benaman *et al.*, 1996). Em um segundo momento, efetuou-se um procedimento de calibração e validação para modelagem da qualidade de água. Para tanto, foram utilizados dados observados dos poluen-

tes nitrogênio total e fósforo total nas estações de monitoramento localizadas na bacia do rio Cuiabá.

Sensoriamento Remoto e SIG: Optou-se pela utilização das seis bandas (1, 2, 3, 4, 5 e 7) das quatro imagens de satélite Landsat 7 – ETM+. O erro obtido do processo de georeferenciamento foi da ordem de 58,73 m, aproximadamente 2 píxeis.

Tomando-se como base as imagens georeferenciadas, optou-se primeiramente por uma classificação não supervisionada, algoritmo isodata, seguida por uma classificação supervisionada, método da máxima verossimilhança, com base na definição das áreas de treinamento para as 10 classes de cobertura do solo.

A fim de ilustrar e permitir avaliar os resultados obtidos no procedimento de classificação, apresenta-se a matriz de erros na Tabela 8, gerada a partir de áreas de validação, para a imagem WRS 227/70 de 27 de julho de 2000.

No caso da imagem WRS 227/70, o coeficiente kappa para a matriz de erros correspondente às áreas de validação foi de 0,80 (Tabela 8). Observa-se que parte da classe plantação foi identificada como pasto e como solo aberto. Note-se ainda que houve erros significativos de identificação associados às classes cerrado e floresta. As outras classes, com exceção do solo aberto, floresta, cerrado e plantação, tiveram índices de acertos acima de 0,80, mostrando bons resultados.

Cabe observar que o procedimento de análise estatística da classificação foi conduzido separadamente para cada uma das quatro imagens com base em áreas de treinamento calibração (kappa médio igual a 0,89) e de

Tabela 8 – Matriz de erros das áreas de validação (WRS 227/70).

		Real									
		Planta- ção	Solo aberto	Cerradão	Pasto	Água sed	Água	Flores- ta	Sombra	Cerra- do	Total
Classificado	Planta- ção	1977	282	0	22	0	0	0	0	0	2281
	Solo aberto	366	821	1	123	0	0	3	0	0	1314
	Cerradão	0	2	2211	1	0	0	40	0	0	2254
	Pasto	0	2	0	2602	0	7	0	4	0	2615
	Água sed	0	0	0	0	111	13	0	0	0	124
	Água	0	1	0	0	0	984	0	1	0	985
	Floresta	0	0	20	0	0	0	854	0	1494	2368
	Sombra	0	0	0	0	0	1	5	958	1	965
	Cerrado	0	0	0	0	0	0	210	0	1533	1743
	Total	2343	1107	2232	2448	111	1005	1112	963	3028	14649

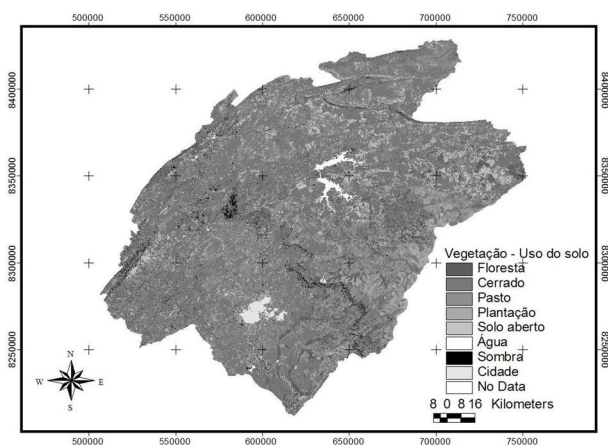


Figura 13 - Classificação do uso do solo baseada nas imagens Landsat 7 de julho 2000.

validação (kappa médio igual a 0,78). O resultado foi o mapa do uso e ocupação do solo apresentado na Figura 13.

A área do planalto, região nordeste da bacia, apresenta uma maior quantidade de áreas de plantação, também podendo ser notada a presença de pastos. A região norte e a região próxima às cidades de Cuiabá e Várzea Grande (sudoeste) contam com regiões de pasto com maior frequência, quase não apresentando áreas de plantação. Toda a área da bacia apresenta floresta e cerrado, esse último com maior frequência.

Valores das Concentrações Médias Esperadas: Na sequência, foram estimadas as concentrações médias esperadas (EMC) associadas às diferentes classes presentes no mapa de cobertura e uso do solo (Figura 13).

Os valores das concentrações médias esperadas partiram de valores obtidos na literatura (Novotny e Olem, 1994; Saunders e Maidment, 1996; Benaman *et al.*, 1996). Inicialmente, empregaram-se os valores de EMC disponíveis em Saunders e Maidment (1996), permitindo a comparação entre os resultados simulados e os valores observados nos postos fluviométricos utilizados no presente estudo.

A avaliação dos valores simulados foi feita através da condução de testes de hipótese, ao nível de confiança de 95%, para os valores esperados de concentração média. Com relação ao nitrogênio total, revela-se que haveria aceitação dos valores esperados obtidos pela modelagem adotada em todos os postos com exceção dos postos Rcas2 e Rcas4. No caso de fósforo total, os resultados indicam que haveria rejeição somente para a estação Rc8.

No sentido de procurar aperfeiçoar os resultados obtidos, empreendeu-se um procedimento de calibração e validação na modelagem. Foram considerados, para a calibração, os postos Rcas2, Rc2_1, Rc4 e Rc8. Os postos Rcas4, Rc3_2 e Rm5 foram utilizados para a validação. Em essência, analisaram-se os usos do solo predominantes nas bacias hidrográficas associadas aos postos de calibração. Assim, o EMC da área de plantação foi ajustado em função dos resultados de nitrogênio e fósforo obtidos para o posto Rcas2. O EMC de pasto foi melhor definido a partir do posto de controle Rc2_1. Por outro lado, o EMC de solo aberto foi avaliado a partir do posto Rc4 e, finalmente, o EMC para a cidade foi ajustado através do posto Rc8.

A Tabela 10 apresenta os valores calibrados das concentrações médias esperadas (EMC) para nitrogênio total e fósforo total, bem como os valores encontrados na literatura. Os valores calibrados foram adotados nas seções

Tabela 10 - Valores das concentrações estimadas de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) por categoria de uso do solo (mg/l).

Classes	(mg/l).							
	NT	PT	NT	PT	NT	PT	NT	PT
	Saunders <i>et al.</i>		Benaman <i>et al.</i>		Novotny <i>et al.</i>		Calibrados	
Cidade	1,57	0,35	2,10	0,37	-	-	3,00	0,35
Pasto	0,70	0,01	1,51	0,12	1,5-1,6	0,06-0,8	1,30	0,01
Plantação	4,40	1,30	1,56	0,36	1,1-1,8	0,02-0,3	2,00	1,30
Floresta	-	-	0,83	0,06	0,05-0,9	0,01-0,01	0	0
Cerrado	-	-	-	-	-	-	0	0
Sombra	-	-	-	-	-	-	0	0
Solo aberto	1,5	0,12	1,51	0,12	-	-	2,00	0,40
Água	-	-	-	-	-	-	0	0

Fonte: Saunders e Maidment (1996), Benaman *et al.* (1996), Novotny e Olem (1994).

subseqüentes, onde são apresentados os resultados simulados em contraste com os valores observados.

ESTIMATIVA DA CONCENTRAÇÃO MÉDIA DOS NUTRIENTES

O procedimento da estimativa da concentração média dos nutrientes é o último passo para a modelagem distribuída proposta. Os planos de informação da concentração média do nitrogênio total e fósforo total foram estabelecidos com base na carga acumulada anual estimada dos nutrientes e na vazão acumulada anual em m³/s.

Os valores gerados no processo de simulação em contraste com os valores observados de nitrogênio total e fósforo total são expostos na Tabela 11.

Tabela 11 - Valores observados e simulados de nitrogênio total e fósforo total nos postos fluviométricos conforme EMC's calibrados.

Posto	Valor observado (mg/l)		Valor simulado (mg/l)	
	NT	PT	NT	PT
Rcas2	0,24	0,089	0,33	0,110
Rcas4	0,19	0,053	0,28	0,082
Rm5	0,34	0,085	0,26	0,044
Rc2_1	0,21	0,052	0,23	0,019
Rc3_2	0,31	0,097	0,24	0,063
Rc4	0,30	-	0,21	0,082
Rc8	-	0,098	0,20	0,034

A validação dos valores simulados foi feita através da condução de testes de hipótese, ao nível de confiança de 95%, para os valores esperados de concentração média nos diferentes postos de medição, tendo como referência os valores amostrais desses poluentes disponíveis no SIBAC (2000). Com relação ao nitrogênio total, revela-se que haveria aceitação dos valores esperados obtidos pela modelagem adotada em todos os postos. No caso de fósforo to-

tal, os resultados indicam que haveria rejeição somente para as estações Rm5 e Rc8. Note-se que a ausência de dados de nitrogênio total para o posto Rc8 e de fósforo total para o posto Rc4 impediu a avaliação nessas estações.

As concentrações do nitrogênio total e fósforo total nos cursos de água da bacia do rio Cuiabá, em mg/l, podem ser visualizadas nas Figuras 14 e 15, respectivamente. Pode-se notar uma concentração maior de ambos os poluentes na porção sudeste da bacia, região do planalto.

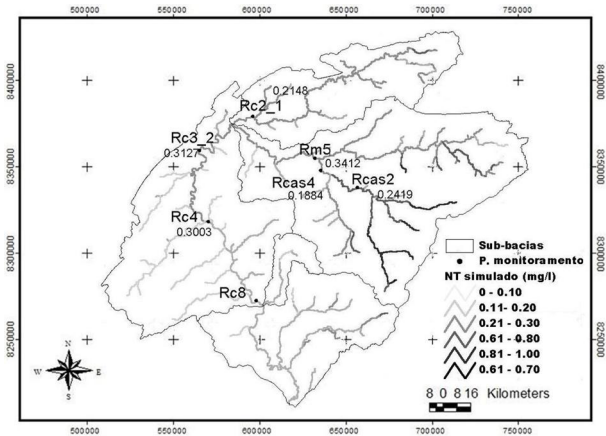


Figura 14 – Concentração estimada de nitrogênio total na bacia do rio Cuiabá.

As concentrações mais elevadas de nitrogênio total foram simuladas na porção leste da bacia (Rcas2 e Rcas4), onde possui uma maior área agricultável. A concentração ao longo do principal curso de água dessa região, que é o rio Manso, foi simulada variando de 0,21 a 0,80 mg/l. As concentrações observadas ao longo desse mesmo trecho são menores que os valores simulados. Uma possível explicação reside na perda de nutrientes ao longo do rio Manso, possivelmente como resultado da sedimentação ou decaimento desse poluente. Já nas regiões oeste e sul da bacia (Rc3_2, Rc4 e Rc8), onde a vegetação natural, os solos abertos e as cidades estão mais presentes que na

porção leste, os valores observados das concentrações de nitrogênio total são maiores que os valores simulados. Essas diferenças de concentração no nitrogênio total são atribuídas às fontes não pontuais que são lançadas ao longo do trecho das porções oeste e sul da bacia (Rc3_2, Rc4 e Rc8), visto possuir, em suas margens, algumas cidades que lançam efluentes domésticos e industriais, muitas vezes, sem qualquer tratamento preliminar. Na porção norte da bacia, estação Rc2_1, os valores simulados aproximaram-se de forma satisfatória dos valores observados. Alternativamente, o fato de não haver sido incluída perda de poluentes na modelagem, pode induzir a uma simulação de concentrações elevadas de nitrogênio total para essa região.

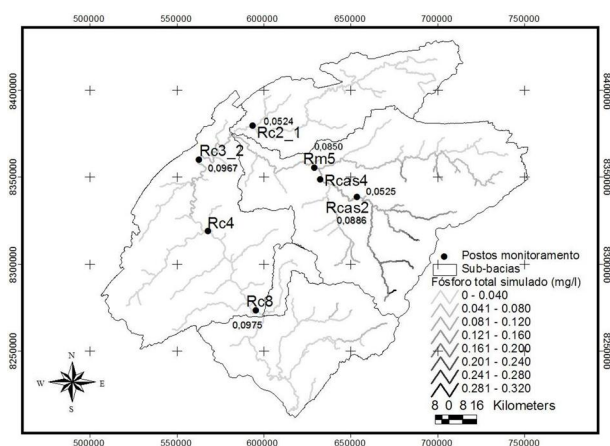


Figura 15 – Concentração estimada de fósforo total na bacia do rio Cuiabá.

Assim como a simulação do nitrogênio total, a concentração de fósforo total nos cursos de água indicou uma maior contribuição desse constituinte na porção leste da bacia, região correspondente às sub-bacias Rc2s2 e Rc4s4, que apresentam maiores percentuais de áreas cultiváveis em relação às demais sub-bacias. Os valores das concentrações simuladas nessas estações variam de 0,081 a 0,120 mg/l, enquanto que, para as sub-bacias localizadas no curso principal do rio Cuiabá, Rc3_2, Rc4 e Rc8, a concentração simulada diminuiu variando de 0 a 0,080 mg/l. Esses valores inferiores ocorreram devido à ocupação do solo dessa área ser predominantemente de pasto, além do efeito da diluição ocasionada pelos tributários. Nessas áreas, correspondentes às regiões oeste e sul, os valores observados de fósforo total superaram os valores simulados. Essa característica pode ser atribuída à contribuição adicional de fósforo total advinda da poluição por fonte pontual, uma vez que há presença de cidades com lançamento de esgotos. Na porção norte da bacia, referente à estação Rc2_1, os valores das concentrações de fósforo total simulados são um pouco mais próximos aos valores observados. Nessa região, a ocupação do solo é pre-

dominantemente composta pela vegetação natural, não havendo grandes interferências das áreas agricultáveis e nem das cidades.

Cabe salientar que a poluição por nutrientes de fontes difusa, mais especificamente oriundas das atividades agrícolas, possui uma alta significância local e regional. Por esse motivo, a preocupação com relação aos problemas gerados por excesso de nutrientes está ligada não só à bacia do rio Cuiabá, que possui rios lóticos, mas também ao complexo Pantanal, situado a jusante dessa bacia, onde seus corpos de água são lênticos, o que prejudica o processo de autodepuração, aumentando a capacidade de eutrofização dos corpos de água.

SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS

Conforme apresentado anteriormente, os cenários simulados partiram da hipótese da substituição das diferentes culturas da bacia por uma única cultura. Essa simulação considerou quatro diferentes cenários em que a área total plantada da bacia estaria ocupada com: algodão, milho, soja e arroz.

Através da área que cada município possui dentro da bacia, pode-se determinar as áreas que cada cultura ocupa na bacia. A área total plantada na bacia é de aproximadamente 600 km², representando 2,07% do total de sua área.

Para se chegar nos dados para a simulação, necessitou-se da percentagem utilizada de cada um dos nutrientes para as diferentes culturas, informação essa obtida do trabalho de Berti (2002).

Os valores de EMC utilizados para este estudo, na classe de ocupação e uso do solo de agricultura, foram de 2,0 mg/l para nitrogênio total e de 1,3 mg/l para o fósforo total. Esses valores não consideraram diferentes tipos de cultura. Entretanto, através dos cálculos apresentados na metodologia, os valores de EMC foram, nesse momento, subdivididos por tipos de cultura, e o resultado pode ser visualizado na Tabela 12.

Tabela 12 – Valores de EMC calculados por cultura.

EMC	Algodão	Milho	Soja	Arroz
EMC nitrogênio por cultura	2,998	1,668	1,523	2,907
EMC fósforo por cultura	2,498	0,515	1,409	1,346

A plantação de algodão mostrou ser a mais impactante, uma vez que os valores de EMC obtidos foram os mais elevados. Os resultados obtidos da simulação do cenário para algodão estão apresentados na Tabela 13. Os planos de informação referentes às simulações de nitrogê-

nio total e fósforo total para algodão estão ilustrados nas Figuras 16 e 17, respectivamente.

Tabela 13 – Resultados da simulação de cenários para plantação de algodão.

Estação	Algodão	
	NT (mg/l)	PT (mg/l)
Rcas2	0,410162	0,205176
Rcas4	0,332739	0,149099
Rc3_2	0,25608	0,069398
Rc2_1	0,235026	0,019799
Rm5	0,295479	0,104515
Rc4	0,227799	0,059837
Rc8	0,212471	0,052649

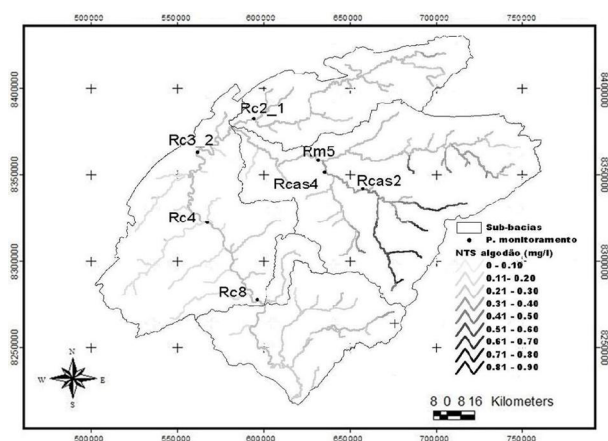


Figura 16 – Nitrogênio total simulado para algodão.

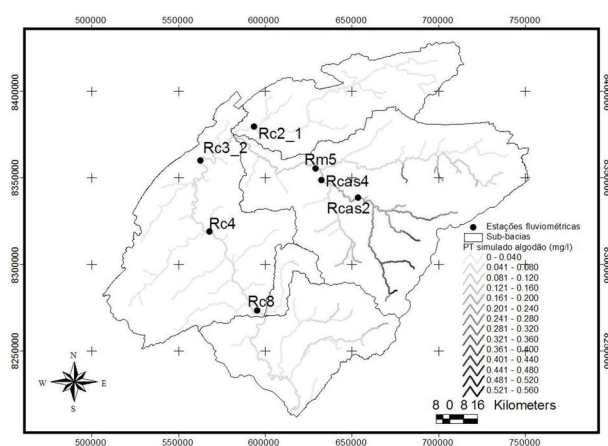


Figura 17 – Fósforo total simulado para algodão.

Observe-se os altos valores das concentrações de nitrogênio total (Figura 16) e fósforo total (Figura 17) na porção leste da bacia, região que possui áreas agricultáveis com maior frequência. As Figuras 16 e 17, quando comparadas às Figuras 14 e 15, nessa sequência, evidenciam a geração de um potencial problema na qualidade de água dos rios dessa região, caso se torne realidade de ocupação

da área plantada por uma única cultura. Em termos percentuais, quando se comparam as Tabelas 11 e 13, nota-se um aumento médio de 12% na concentração dos nutrientes na bacia.

Na região que apresenta uma maior área agricultável (Rcas2 e Rcas4), o aumento percentual médio de nitrogênio total e fósforo total foi de aproximadamente 22%. Destaque-se ainda o fato das cabeceiras de alguns tributários do rio Manso estarem situadas em áreas agrícolas, expostas, portanto, aos problemas de poluição por nitrogênio total e fósforo total.

CONCLUSÕES

O objetivo mais amplo desta pesquisa constituiu-se em avaliar a qualidade da água da bacia do rio Cuiabá, considerando as contribuições oriundas da poluição difusa através de uma modelagem distribuída baseada em geoprocessamento. Mais especificamente, este trabalho contemplou a análise da distribuição espacial dos poluentes nitrogênio total e fósforo total, de modo a explicitar os efeitos causados pela ocupação do solo na bacia de estudo.

Como conclusão deste trabalho pode-se afirmar que: (1) a execução de passos metodológicos dentro de um ambiente SIG possibilitou a realização da simulação da concentração dos poluentes nitrogênio total e fósforo total de maneira bastante satisfatória; (2) os resultados apresentados pelo modelo, apesar das limitações encontradas, descreveram o comportamento do fluxo de nutrientes na bacia; (3) esta metodologia pode ser aplicada a qualquer bacia agricultável para poder estimar as cargas que escoam para os cursos de água e, também, para bacias que possuem poucos dados de monitoramento, sendo uma característica desse modelo não exigir grande quantidade de dados de entrada.

Pode-se afirmar ainda que, onde suspeita-se que existam poucas ou quase nenhuma fonte pontual, as concentrações de poluentes estimadas pelo modelo compararam-se relativamente bem com as concentrações observadas nesses locais.

Este estudo mostrou que a região do planalto, com uma grande percentagem de áreas agricultáveis, englobou localizações onde os níveis mais elevados de nitrogênio total e fósforo total foram encontrados.

Como recomendações, sugere-se que sejam feitos estudos mais aprofundados no sentido de melhor estimar o campo espacial de chuva e incertezas associadas, abrangendo, além do método de spline, uma análise geoestatística. Adicionalmente, recomenda-se que seja considerado o decaimento dos nutrientes em função do percurso até alcançarem os corpos de água, bem como a consideração de eventos isolados para os valores das concentrações dos poluentes. Recomenda-se ainda uma análise da importância do reservatório da barragem de Manso sobre o transporte

e dispersão de nitrogênio total e fósforo total na bacia do rio Cuiabá.

Uma importante ferramenta na prevenção de poluição seria a adoção de programas de gerenciamento das práticas agrícolas, com a finalidade de regular as quantidades de nutrientes que são aplicadas nas diferentes culturas. Esse programa contemplaria a lei 9.433 de 1997 que requer um monitoramento da qualidade da água.

Finalmente, espera-se que a pesquisa desenvolvida traga novas perspectivas para o uso de modelagem distribuída baseada em geoprocessamento e, em especial, a utilização desse tipo de modelo como subsídio para o planejamento da gestão dos recursos hídricos em bacias em que o monitoramento encontra-se em fase inicial.

AGRADECIMENTOS

- Ao Laboratório de Hidrologia e Estudos do Meio Ambiente / COPPE (UFRJ).
- Ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental / UFMT.
- À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior (CAPES/MINTER).
- À ANEEL pela cessão dos dados hidrometeorológicos utilizados neste estudo.
- Os autores agradecem as observações dos revisores.

REFERÊNCIAS

- ANEEL Agência Nacional de Energia Elétrica, 2001, *HidroWeb Mapas Online*, Disponível em: <http://hidroweb.aneel.gov.br>, Acesso em outubro de 2001.
- BENAMAN, J., ARMSTRONG, N., MAIDMENT, D., 1996, *Modeling of Dissolved Oxygen in the Houston Ship Channel Using WASP5 and Geographic Information System*, Center for Research in Water Resources, Online Report 96-1, University of Texas at Austin. Austin, Texas.
- BERTI, M. J. F., 2002, *Balanco de Uso e Aplicação de Fertilizantes e Agrotóxicos em duas Sub-bacias do Município de Sorriso-MT*, Tese de Mestrado, Engenharia Ambiental, UFMT/UFRRJ, Cuiabá, MT.
- BEVEN, A., 1989, "Changing Ideas in Hydrology – the Case of Physically Based Models", *Journal of Hydrology*, v. 105, pp. 157-172.
- BEZERRA, M. C. L., VEIGA, J. E., 2000, *Agricultura Sustentável*, Brasília, Ministério do Meio Ambiente; Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis; Consórcio Museu Emílio Goeldi.
- CALIJURI M. L., RÖHM, S. A., 1994. *Sistemas de Informações Geográficas*. Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais
- CÂMARA, G., MEDEIROS, J. S., 1998. "Princípios Básicos em Geoprocessamento". In Assad, E. D, Sano, E. E. (eds.), *Sistema de Informações Geográficas: Aplicações na Agricultura*, 2 ed., rev. e ampl, capítulo 1, Brasília, DF, Brasil, EMBRAPA.
- CAVINATTO, V., 1995, *Caracterização Hidrológica da Estado de Mato Grosso*. PRODEAGRO/SEPLAN/FEMA, Cuiabá, MT.
- ER MAPPER – Earth Resource Mapping, 1997, *User Manual*, version 5.5, Disponível em: <http://www.ermapper.com> Acesso em: 27 de janeiro de 2001.
- ESRI – Environmental Systems Research Institute, Inc., 1998, *Arc/Info for NT*, version 7.2.1.
- ESRI – Environmental Systems Research Institute, Inc., 1999, *User Manual – Help Online*, version 3.2, Disponível em: <http://www.esri.com> Acesso em: 10 de Outubro de 2001.
- FEMA/MT – Fundação Estadual do Meio Ambiente de Mato Grosso, 1996, *Proposta de Enquadramento dos Principais Corpos de Água da Bacia do Rio Cuiabá*, FEMA, MMA – PNMA, Cuiabá – MT.
- FIGUEIREDO, D. M., 1996. *A influência dos Fatores Climáticos e Geológicos e da Ação Antrópica Sobre as Principais Variáveis Físicas e Químicas do Rio Cuiabá, Estado de Mato Grosso*, Tese de Mestrado, Instituto de Biologia, UFMT, Cuiabá, MT.
- GOMES, L. A., 1984, *Levantamento da Carga Poluidora Afluente e Capacidade de Autodepuradora do Rio Cuiabá*, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMT, Cuiabá, MT.
- GOODRICH, D. C., WOOLHISER, D. A., 1991, *Catchment Hydrology. Review of Geophysics and Space Physics*, Washington, pp. 202-209, Apr. Supplement.
- GUPTA, S. K., SOLOMON, S. I., 1977a, "Distributed Numerical Model for Estimating Runoff and Sediment Discharge of Ungaged Rivers. 1. The Information System" *Water Resources Research*, v. 13, n. 3, pp. 613-618.
- GUPTA, S. K., SOLOMON, S. I., 1977b, "Distributed Numerical Model for Estimating Runoff and Sediment Discharge of Ungaged Rivers. 3. Comparison With Other Simple Techniques" *Water Resources Research*, v. 13, n. 3, pp. 631-636.
- HORWITZ, H. M., NALEPKA, R. F., RYDE, P. D., et al., 1971, "Estimating the Proportions of Objects Within a Single Resolution Element of a Multispectral Scanner". In: *Internacional Symposium on Remote Sensing of Environment*, Proceedings Ann Arbor, Mi, Willow Run Laboratories, New York, U.S.A., p.p.1307-1320.
- HUTCHINSON, M. F., 1989, "A New Procedure for Gridding Elevation and Stream Line Data With Automatic Removal of Spurious Pits", *Journal of Hydrology*, v. 106, pp. 211-232.
- IBGE, 2001, *Anuário Estatístico de Mato Grosso*, Disponível em: <http://www.seplan.mt.gov.br>, Acesso em: maio de 2001.

- LIBOS, M. I. P. C., 2002, *Modelagem da Poluição Não Pontual na Bacia do Rio Cuiabá Baseada em Geoprocessamento*, Tese de Mestrado, Engenharia Civil, COPPE/ UFRJ, Rio de Janeiro, RJ.
- LIMA, E. B. N. R., 2001, *Modelagem Integrada para Gestão da Qualidade da Água na Bacia do Rio Cuiabá*, Tese de Doutorado, Engenharia Civil, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ.
- MIRANDA, L., AMORIN L., 2000, *Mato Grosso: Atlas Geográfico*, Entrelinhas, Cuiabá, MT.
- MOREIRA, I. C., 2002, *Análise Geo-Ambiental por Geoprocessamento Dirigida à Instalação de Usinas Termelétricas e Estudos de Impactos Ambientais*, Dissertação de Mestrado, Geologia, UFRJ, CCMN, IGEO, PPG, SGEA.
- MUSIS, C. R., 1997, *Caracterização Climatológica da Bacia do Alto Paraguai*, Tese de Mestrado, Faculdade de Agronomia, UFMT, Cuiabá, MT.
- NEVES, I. F., 2002, *Diversidade da Comunidade Zooplancônica em Trechos do Rio Cuiabá Impactados por Atividades Antropogênicas*, Tese de Doutorado, Biologia, UFSCAR, São Carlos, SP.
- NOVO, E. M. L. M., 1989, *Sensoriamento Remoto: Princípios e Aplicações*, São Paulo, Editora Edgard Blücher Ltda.
- NOVOTNY, V., CHESTERS, G., 1981, *Handbook of Nonpoint Pollution*, New York, Company.
- NOVOTNY, V., OLEM, H., 1994, *Water Quality: Prevention, Identification, and Management of Diffuse Pollution*, New York, John Wiley and Sons, Inc.
- OLIVEIRA, F., MAIDMENT, D. R., 1999, "GIS Tools for HMS Modeling Support". In: *19th Annual ESRI International User Conference*. July 26-30. San Diego, California.
- ONGLEY, E. D., 1997, *Control of Water Pollution from Agriculture - FAO Irrigation and Drainage Paper 55*, GEMS/Water Collaborating Centre, Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Canada, Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- PCBAP - *Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai*, 1997, v. 2.
- PORTUGAL, 2001, Ministério da Agricultura PT, "Planos de Fertilização e Registro dos Fertilizantes Utilizados na Exploração Agrícola". In: *Código de Boas Práticas Agrícolas*. Disponível em <http://www.minagricultura.pt/Documentos/AMBIENTE/Codigo/9Planos.htm>, Acesso em 08 maio 2001.
- RICHARDS, J. A., 1986, *Remote Sensing Digital Image Analysis: An Introduction*, Berlin: Springer-Verlag.
- ROSENFELD, G. H., FITZPATRICK-LINS, K., 1986, "A coefficient of Agreement as a Measure of Thematic Classification Accuracy", *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, v. 52, n 2, pp. 85-91.
- SAUNDERS, W., MAIDMENT, D., 1996, *A GIS Assessment of Nonpoint Source Pollution in the San Antonio-Nueces Coastal Basin*, Center for Research in Water Resources, Online Report 96-1, University of Texas at Austin. Austin, Texas.
- SIBAC – Sistema de Monitoramento Integrado da Bacia do Rio Cuiabá, 2000, *Relatório de Modelagem Integrada da Bacia do Rio Cuiabá*, PROPEP.
- SIMPSON, J. J., 1992, "Remote Sensing and Geographical Information System: Their Past, Present and Future Use in Global Marine Fisheries", *Fisheries and Oceanography*, v. 3, pp. 238-280.
- SOLOMON, S. I., GUPTA, S. K., 1977, "Distributed Numerical Model for Estimating Runoff and Sediment Discharge of Ungaged Rivers. 2. Model Development" *Water Resources Research*, v. 13, n. 3, pp. 619-630.
- TEIXEIRA, I., 1994, *Modelagem da Qualidade das Águas do Rio Cuiabá*, FEMA/PNMA, Cuiabá, MT.
- TELLES, D. D., 1999, "Água na Agricultura e Pecuária", In: Rebouças, A. C., Braga, B., Tundisi, J. G. (org.), *Águas Doces no Brasil: Capital Ecológico, Uso e Conservação*, Capítulo 09, São Paulo, Escrituras.
- TRIOLA, M. F., 1998, *Introdução à Estatística*. 7 ed. Rio de Janeiro, Editora LTC (Livros Técnicos e Científicos S.A.).
- VITAL, A. R., COSTA, E. S., CURVO, M., et al., 1996, *Projeto de Recuperação e Conservação da Bacia do Rio Cuiabá*, FEMA-MT, Cuiabá, MT.
- WERNECK LIMA, J. E. F., FERREIRA, R. S. A., CHRIS-TOFIDIS, D., 1999, "O Uso da Irrigação no Brasil", In: Freitas, M. A. V. (ed.), *O Estado das Águas no Brasil*. Capítulo 3, Brasília, DF.: ANEEL, SIH; MMA, SHR; MME.
- XAVIER, L. N. R., 2002, *Análise da Incerteza Causada pela Representação da Precipitação no Modelo Topmodel*, Tese de Mestrado, Engenharia Civil, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro.
- XAVIER-DA-SILVA, J., 2001, *Geoprocessamento para Análise Ambiental*, Ed. do Autor, Rio de Janeiro, RJ.
- ZEILHOFER, P., 2001, "Aplicabilidade de Mapas Topográficos 1:100.000 para a Modelação de Relevô e Obtenção de Parâmetros Fisiográficos na Bacia do Rio Cuiabá", *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, vol. 6, n. 3.

Non-Point Pollution Modeling in the Cuiabá River Basin based on Geoprocessing

ABSTRACT

Hydrologic modeling has been one of the analytic instruments available to help water resources management. The possibility of water quality monitoring resulting from the leaching of pollutants as a result of agricultural activities, called diffuse(non-point) pollution, is the central hypothesis of this study which seeks to identify and quantify water quality changes in the Cuiabá river basin, as a function of soil cover and land use. This basin was chosen because it lies in the state of Mato Grosso which has an eminently agricultural vocation, and is located upstream from the Pantanal complex, constituting an important area for environmental studies in Brazil. The Cuiabá River basin has a drainage area of approximately 29,000 km².

In this context, an attempt was made to develop a distributed hydrologic model based on geoprocessing via a geographic information system (GIS). Specifically, the spatial distribution of total nitrogen and total phosphorus as pollutants in the basin is evaluated, based on the integration of data on hydrometeorology, water quality, physiography, land use and occupation and images from the Landsat 7 – ETM+ sensor in a GIS environment.

The results obtained by the model, when compared to historical water quality series in the Cuiabá river basin, indicated the acceptability of the methodology proposed as an indicator of spatial variability of mean water quality.

Key Words: hydrologic model; non-point or diffuse pollution; geoprocessing; geographic information system(GIS); remote sensing; Cuiabá River basin.