



Serviço Público Federal
Ministério da Educação
Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais



Maria Eduarda Alves Ferreira

CARACTERIZAÇÃO DO PROCESSO DE ASSOREAMENTO EM
RESERVATÓRIOS URBANOS

Campo Grande, MS

Novembro de 2020



Serviço Público Federal
Ministério da Educação
Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais



Maria Eduarda Alves Ferreira

CARACTERIZAÇÃO DO PROCESSO DE ASSOREAMENTO EM RESERVATÓRIOS URBANOS

Dissertação apresentada para obtenção do grau de
Mestre no Programa de Pós-Graduação em
Tecnologias Ambientais da Fundação Universidade
Federal de Mato Grosso do Sul, área de concentração:
Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Teodorico Alves Sobrinho

Aprovada em:

Prof. Dr. Teodorico Alves Sobrinho
UFMS - Presidente

Prof. Dr. Jamil Alexandre Ayach Anache
UFMS

Dr. Glauber Altrão Carvalho
UFMT

Campo Grande, MS

Novembro de 2020

DEDICATÓRIA

Aos meus pais que foram suporte nessa caminhada.

AGRADECIMENTOS

Agradeço meus pais, minha irmã, meus amigos, companheiros de caminhada e professores que ajudaram a fazer o sonho possível.

RESUMO

Localizar a origem dos sedimentos em ambientes urbanos se torna desafio devido às alterações antrópicas na bacia. A aplicação da técnica de rastreamento de fontes de sedimentos, denominada de *fingerprinting*, associada as análises de uso e ocupação da bacia e levantamentos batimétricos, permite, de maneira rápida e econômica, identificar pontos na bacia que mais contribuem para o assoreamento de reservatórios auxiliando nas estratégias para redução dos processos erosivos e contenção dos sedimentos transportados. Entre os fatores que mais afetam o assoreamento de reservatórios urbanos estão a interligação com a drenagem, a mobilização e remobilização dos sedimentos e a erosão de margens e leitos dos cursos d'água.

Palavras-chave: produção de sedimento, bacia urbana, uso e ocupação.

ABSTRACT

Locating the origin of sediments in urban environments becomes a challenge due to anthropogenic changes in the basin. The application of the sediment source tracking technique, called fingerprint, associated with the analysis of the basin's land use and bathymetric data, allows to quickly and economically identify the points in the basin that most contribute to the siltation of the reservoirs, helping in erosion reduction strategies processes and contain transported sediments. Among the factors that most affect the siltation of urban reservoirs are the interconnection with drainage, the mobilization and remobilization of sediments and the erosion of banks and stream beds.

Keywords: sediment production, urban basin, land use/land cover.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	10
2. METODOLOGIA	12
2.1. Área de estudo.....	12
2.2. Levantamentos batimétricos.....	13
2.3. Monitoramento do sedimento em suspensão	13
2.4. Amostras das fontes primária.....	15
2.5. Caracterização física e química das amostras	15
2.6. Fingerprinting.....	16
2.7. Classificação de uso e ocupação	18
3. RESULTADOS	19
4. DISCUSSÃO.....	29
5. CONCLUSÃO	33
6. REFERÊNCIAS	34

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Área de estudo, delimitação da área de contribuição para o lago, cursos d'água presentes na bacia e local de amostragem dos sedimentos em suspensão.....	12
Figura 2. Amostradores torpedo, detalhe da extremidade.	14
Figura 3. Amostradores instalados nos cursos d'água e realização da coleta.	14
Figura 4. Estimativas da perda de volume e área do Lago do Amor, período em meses.	19
Figura 5. Processo de assoreamento do Lago do Amor, em tons de azul a variação de profundidade do lago ao longo dos levantamentos batimétricos com destaque da formação de bancos de areia, e a sobreposição do MDT do primeiro levantamento ocorrido em 2008 (tons de cinza), com o MDT do último levantamento ocorrido em 2018 (colorido).	20
Figura 6. Comparação das curvas granulométricas das amostras de sedimentos em suspensão dos córregos Bandeira e Cabaça.	22
Figura 7. Contribuição relativa de cada fonte para os dois córregos.	25
Figura 8. Classificação de uso e ocupação no período de 2011-2019 para a bacia de contribuição do Lago do Amor.	26
Figura 9. Matriz de dispersão da correlação de Pearson para as variáveis de uso e ocupação do solo.	27
Figura 10. Análise de regressão linear para volume do reservatório e área classificada como urbanizada no uso e ocupação do solo.	28

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Coletas das amostras de sedimento em suspensão: B amostras do amostrador instalado no córrego Bandeira e C amostras do amostrador instalado no córrego Cabaça.	21
Tabela 2. Concentração de metais nas amostras de sedimentos em suspensão.....	22
Tabela 3. Concentrações de metais nas fontes primárias.	23
Tabela 4. Resultados do Teste de Kruskal Wallis para as fontes primárias.	23
Tabela 5. Resultados da análise discriminante.	24
Tabela 6. Contribuição das fontes pelo modelo multivariado.	24

1. INTRODUÇÃO

As bacias hidrográficas urbanas estão sujeitas as rápidas mudanças de uso e ocupação do solo, e isso influencia os processos hidrológicos. Sabemos que a impermeabilização do solo, o aumento dos fluxos de escoamento e as alterações nas áreas vegetadas são fatores que interferem na produção de sedimentos na bacia hidrográfica. Em muitos casos os corpos d'água são afetados diretamente pela urbanização, recebendo taxas maiores de sedimento e sofrendo alterações estruturais em leitos e canais.

O assoreamento dos reservatórios urbanos é o impacto mais visível do processo de urbanização. Com a característica natural de reter sedimentos, os reservatórios, naturais ou construídos, podem receber 100 vezes mais sedimentos quando a cobertura do solo é urbana em comparação a cobertura de floresta ou pastagem (Santikari e Murdoch, 2019). Os eventos extremos de precipitação, associados às mudanças climáticas, é outro fator que aumenta a taxa de sedimentação nas áreas urbanizadas (Wynants *et al.*, 2020)

O impacto da urbanização e da produção de sedimento nos recursos hídricos tem sido abordado ao longo dos anos na literatura com estudos de vida útil de reservatórios (Gill, 1979), análises de sedimentação (Salas e Shin, 1999), orçamento de sedimentos (Nagle *et al.*, 1999; Walling e Collins, 2008), impactos na qualidade da água (Nelson *et al.*, 2009), rastreamento de fontes (Habibi *et al.*, 2019), e outros.

A avaliação do assoreamento de reservatórios deve considerar a carga e a taxa anual de sedimento como fatores principais (Salas e Skin, 1999). Para diminuir o impacto, as fontes de sedimento devem ser encontradas e mitigadas (Newman *et al.*, 2006). Assim, identificar as fontes produtoras, por meio de rastreamento, permite planejar atividades para o controle de erosão na bacia (Minella *et al.*, 2007). O rastreamento de fonte, técnica conhecida como *fingerprinting*, consiste no mapeamento e identificação da origem dos sedimentos que chegam aos corpos d'água, por meio de análise físicas e químicas dos solos da bacia e dos sedimentos em suspensão. Com o início das pesquisas de metais traçadores na década de 70, a técnica se mostrou vantajosa em comparação aos métodos tradicionais de monitoramento de produção de sedimentos (Peart e Walling, 1986).

Após diversos estudos, o método passou por melhorias e adaptações e tem sido mundialmente usado resultando em publicações em mais de 150 periódicos (Koiter *et al.*, 2013). A técnica do *fingerprinting* já foi aplicada a estudos em bacias agrícolas (Silmane *et al.*, 2013; Tiecher *et al.*, 2016), bacias rurais e urbanas (Voli *et al.*, 2013; Huang *et al.*, 2020), bacias apenas urbanas (Carter *et al.*, 2003; Franz *et al.*, 2014; Malhotra *et al.*, 2018), e em depósitos de sedimentos de fundo de lago (Huang *et al.*, 2019). Em ambientes urbanos, as dificuldades

de aplicação são as alterações no uso do solo, que ocorrem de forma dinâmica e acelerada, e a poluição difusa de metais por origens antrópicas (Poletto *et al.*, 2009).

Nesse trabalho caracterizamos o processo de assoreamento em reservatórios urbanos, considerando as mudanças de uso e ocupação do solo e as fontes de sedimentos que contribuem para o assoreamento. Assim, foi possível compreender quais as alterações mais influenciam no assoreamento de reservatórios ao longo dos anos. Avaliamos, também, como diferentes corpos tributários podem influenciar no assoreamento de reservatórios e que mais interfere no processo de assoreamento.

2. METODOLOGIA

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado na Bacia Hidrográfica do Bandeira, bacia urbana do município de Campo Grande, MS, com área de 15,2 km² (Figura 1). A bacia é formada pelos córregos Bandeira e Cabaça que ao longo do tempo vem sofrendo alterações decorrentes do processo de urbanização da bacia. O córrego Bandeira tem extensão de 4,6 km, sendo 0,7 km de leito canalizado, com nascentes preservadas e presença de vegetação nas margens. O córrego Cabaça tem 2,4 km de canal sendo 0,8 km completamente envelopado, e possui margens praticamente desprovida de vegetação. As sub-bacias dos córregos estão em processo urbanização diferente. A sub-bacia do córrego Cabaça é densamente ocupada, enquanto a sub-bacia do córrego

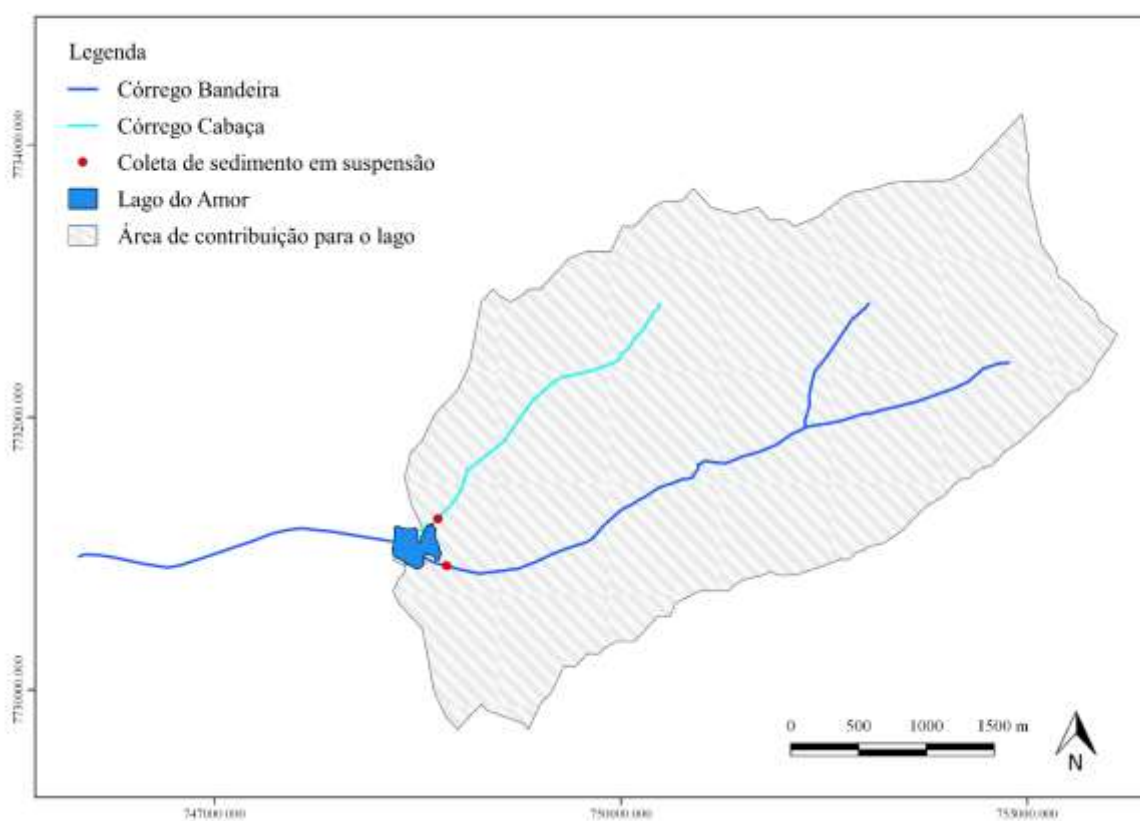


Figura 1. Área de estudo, delimitação da área de contribuição para o lago, cursos d'água presentes na bacia e local de amostragem dos sedimentos em suspensão.

Na bacia existem dois reservatórios construídos na década de 70 para fins paisagísticos, conhecidos como Lago do Rádio Clube e Lago do Amor. O Lago do Rádio Clube fica a montante do Lago do Amor, é abastecido apenas pelo córrego Bandeira, e atualmente encontra-se praticamente assoreado. O Lago do Amor é abastecido pelos córregos Bandeira e Cabaça, construído na confluência dos córregos, e está em processo de assoreamento.

O Lago do Amor, reservatório estudado nesse trabalho, está localizado cerca de 2,36km antes do exutório da bacia hidrográfica do Bandeira. A área de drenagem que contribui para o lago é de 12,65km², correspondendo a 83% da área total da bacia. A delimitação da área de drenagem, que contribui diretamente com o lago, foi realizada com auxílio de SRTM de 30 metros de resolução obtido na USGS, e de software de código aberto para geoprocessamento.

2.2. Levantamentos batimétricos

Levantamento batimétrico vem sendo realizado no do Lago do Amor desde o ano de 2008, para avaliação de área e volume do lago. No período de 2008 a 2018 foram realizadas oito batimetrias. O primeiro levantamento, no ano de 2008, ocorreu com auxílio de profundímetro. Os outros levantamentos que ocorreram em novembro de 2011, fevereiro e novembro de 2013, outubro de 2014, março de 2016, março de 2017 e novembro de 2018 foram realizados utilizando perfilador acústico para obtenção dos dados. Os dados coletados foram modelados pelo método geoestatístico *Vizinho Próximo (Nearest Neighbor)*, para obtenção do modelo digital de terreno (MDT). A partir do MDT, gerado para cada levantamento batimétrico, foram obtidos volume e área do reservatório, e com a análise temporal e regressão linear dos dados de volume e área estimamos a vida útil do reservatório.

2.3. Monitoramento do sedimento em suspensão

Para o monitoramento do sedimento transportado pelos córregos Cabaça e Bandeira foram instalados amostradores do tipo “torpedo” no leito de cada córrego, alguns metros antes da confluência. Os amostradores torpedos são constituídos de tubo de PVC com 100 mm de diâmetro e 1 metro de comprimento. Suas extremidades são vedadas e no centro estão inseridos tubos com 10mm de diâmetro que permitem entrada e saída do fluxo de água (Figura 2).

Esses amostradores permitem amostras de sedimento em suspensão integrada no tempo com distribuição granulométrica representativa para pequenos corpos d’água (Phillips et al., 2000). As coletas do material em suspensão, com o auxílio desse amostrador, ocorreram no período de chuva, entre os meses de agosto de 2019 e março de 2020 (Figura 3). Todas as amostras de sedimento foram secas em estufa e depois passaram por análise granulométrica.

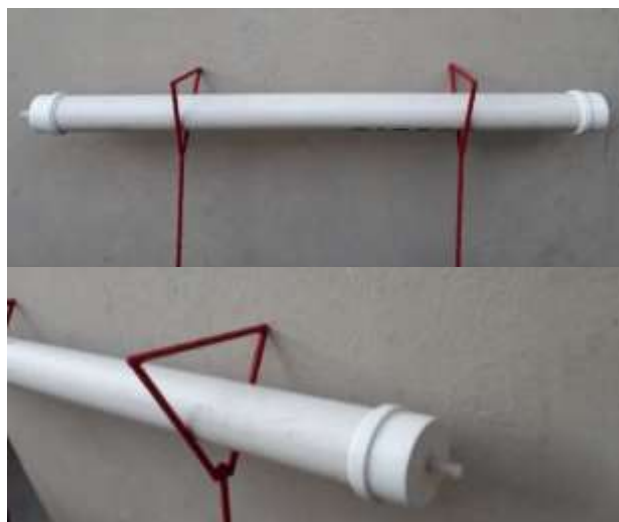


Figura 2. Amostradores torpedo, detalhe da extremidade.



Figura 3. Amostradores instalados nos cursos d'água e realização da coleta.

2.4. Amostras das fontes primária

A escolha das fontes produtoras de sedimento, fontes primárias, baseou-se nas características hidráulicas e de ocupação da bacia. Os canais apresentam leitos em parte canalizados, e em parte leito natural, as margens estão vegetadas em alguns pontos, como nascentes e foz, e apresentam erosões (no córrego Cabaça), e depósitos de sedimento (no córrego Bandeira). A área de contribuição é urbanizada com áreas impermeáveis e áreas em processo de ocupação, ruas pavimentadas e ruas sem pavimentação.

Foram determinadas três fontes potenciais produtoras de sedimento: i) Solo exposto – áreas de vegetação rasteira e de solo exposto na bacia, incluindo as ruas não pavimentadas; ii) Margem – composta pela área vegetada e não vegetada das margens dos rios; e iii) Leito – composta pelo leito dos cursos d'água e pelos bancos de sedimentos formados no canal.

A coleta das amostras das fontes primárias ocorreu entre agosto e outubro de 2019. Foram coletadas amostras de 500g de solo da superfície, até 020 m de profundidade, na área indicada como produtora de sedimento (Poletto *et al.*, 2009). A coleta foi realizada com material plástico e de aço inoxidável, e amostras foram acondicionadas em sacos plásticos individuais e identificadas para cada ponto. Entre um ponto e outro o material de retirada do solo (espátulas e outros instrumentos), foram limpos com água destilada para evitar contaminação entre as fontes (Franz *et al.*, 2014).

2.5. Caracterização física e química das amostras

As amostras dos sedimentos em suspensão e das fontes primárias foram secas em estufa em recipientes de vidro para evitar contaminação. Após secagem, as amostras passaram por análise granulométrica e análise química. Para a análise química dos metais contidos nas amostras de sedimento e solo, foram separadas as frações com granulometria inferiores a 63mm, pois argilas e siltes tem capacidade de adsorver metais. A análise química das amostras foi realizada pelo método de digestão ácida, para obtenção das concentrações de metais presentes no sedimento. A digestão ácida consiste na adição de ácidos nas amostras de sedimento, em aquecimento sob refluxo, para dissolver todo e qualquer metal que esteja adsorvido as partículas.

Em becker colocamos duas gramas de cada amostra seca de sedimento e 10 ml de ácido nítrico (HNO_3), levando para aquecimento em chapa a 100°C, sob refluxo em vidro relógio, por 20 minutos. Passados o tempo, com amostra fora da chapa, já resfriada, adicionamos 5 ml novamente de ácido nítrico e levamos para chapa, sob refluxos, por 30

minutos. Esse processo foi repetido por três vezes, sendo que na terceira adição de ácido nítrico a amostra ficou na chapa de aquecimento, sob refluxo, por duas horas seguidamente. Após esse tempo, com a amostra resfriada, adicionamos 2 ml de água ultrapura, e 3 ml de peróxido de hidrogênio 30% (H₂O₂), levando o sistema para minimização da efervescência na chapa, ainda sob refluxo. Com o fim da efervescência, resfriamos a amostra novamente, e adicionamos mais 2ml de H₂O₂, deixando em aquecimento sob refluxo por duas horas. Ao final do tempo, resfriamos o sistema e adicionamos 10 ml de ácido clorídrico concentrado (HCl), retornando para aquecimento por 15 minutos, ainda sobre refluxo. Em seguida, as amostras foram resfriadas e filtradas em balão de 100 ml, que teve volume completado com água ultrapura.

A leitura das concentrações de metais foram realizada pela técnica de espectrometria de absorção atômica contemplando os seguintes metais: Chumbo (Pb), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Magnésio (Mg), Zinco (Zn), Ferro (Fe), Alumínio (Al) e Cádmio (Cd). Para a escolha do método de análise e dos metais se baseamos na literatura. Hanfi *et al.*, (2020) relataram que 63% das análises de metais são realizadas pelo método da de espectrometria de absorção atômica. Como traçadores os metais de origem geogênica apresentam os melhores resultados para diferenciar as fontes de sedimentos pela possibilidade de vários elementos (Devereux *et al.*, 2010), e por discriminarem melhor as fontes em áreas urbanas em comparação aos traçadores de origem antropogênicas (Haddadchi *et al.*, 2013)

2.6. *Fingerprinting*

O método de rastreamento de fontes, conhecido como *fingerprinting*, é composto por três etapas de análise estatística. As duas primeiras etapas são para determinar quais os melhores traçadores, e a terceira etapa é para encontrar as contribuições de cada fonte (Collins et al, 2017). A primeira etapa é o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis (Equação 1), que indica quais metais analisados tem capacidade de diferenciar as fontes de sedimentos. O teste de Kruskal-Wallis foi aplicado para cada metal analisado, verificando a capacidade individual das variáveis de diferenciar as fontes.

$$H = \frac{12}{N(N+1)} \left(\sum_{s=1}^n \frac{R_s^2}{n_s} \right) - 3(N+1) \quad (1)$$

Em que: R_s é a soma dos ranks das fontes s , n_s é o número de amostras da fonte s , N é a soma total de todos os n_s , e n é o número de fontes.

A segunda etapa é análise multivariada discriminante (Equação 2), para determinar quais dos metais aptos no teste de Kruskal-Wallis maximizam a identificação das fontes. Esta etapa foi realizada em software específico pelo método *stepwise* que ocorre a minimização do Wilk's Lambda Λ^* .

$$\Lambda^* = \frac{|SS_{erro}|}{|SS_{erro} + SS_{trat}|} \quad (2)$$

Em que: SS_{erro} é a matriz da soma dos quadrados e produtos cruzados do componente do erro, e SS_{trat} é a matriz da soma dos quadrados e produtos cruzados do componente de tratamento.

A terceira etapa é a contribuição de cada fonte a partir de modelo multivariado de análise (Equação 3). O modelo é representado por conjunto de equações lineares de m metais e s fontes que contribuem para a concentração do traçador no sedimento.

$$y_i = \sum_{s=1}^n a_{is} P_s \quad (3)$$

Em que: y_i é a concentração do metal traçador encontrado o sedimento em suspensão, a_{is} é a soma das concentrações do traçador nas fontes, e P_s são as respectivas proporções das concentrações do traçador na fonte.

O modelo encontra a solução a partir de uma função objetivo (Equação 4), onde se minimiza a função com valores de restrição para P_s que deve ser maior ou igual a 0 e menores ou iguais a 1, e a soma P_s deve ser sempre igual a 1. Essa etapa foi realizada em planilha de cálculo com uso de algoritmo de otimização. O modelo apresenta soluções aceitáveis quando o erro médio for inferior a 20%.

$$\sum_{i=1}^m \{(y_i - (\sum_{s=1}^n a_{is} P_s)) / y_i\}^2 \quad (4)$$

Em que: y_i é a concentração do traçador i no sedimento em suspensão, a_{is} é a concentração do traçador i na fonte s e P_s é contribuição da fonte s .

2.7. Classificação de uso e ocupação

A avaliação das mudanças ocorridas na bacia foi realizada com auxílio de imagens *RapidEye*, dos anos 2011, 2012, 2013 e 2014 obtidas através do *GeoCatálogo* do Ministério do Meio Ambiente (MMA), e de imagens *Sentinel-2*, dos anos 2016, 2017, 2018 e 2019 obtidas pelo *Earth Explorer da United States Geological Survey (USGS)*. A resolução espacial das imagens é de 5m para as *RapidEye* e 10m para *Sentinel-2*, possibilitando ver com detalhes as alterações em superfícies urbanas.

O uso e ocupação do solo foi obtido através da classificação supervisionada das imagens *RapidEye* e *Sentinel-2*, que consiste em segmentar e classificar o objeto e avaliar a precisão da classificação. Os mapas de mudança de uso e ocupação do solo foram gerados para cada ano, individualmente. Para a classificação foram consideradas quatro classes de uso e ocupação: vegetação arbórea (árvores e arbustos), vegetação rasteira (gramíneas), solo exposto (solos sem cobertura vegetativa), e urbanizado (áreas impermeáveis). Após a classificação as respectivas áreas foram quantificadas.

Todos os dados coletados - série histórica de levantamentos batimétricos, coleta de sedimentos em suspensão, coleta de amostras de solo, técnica *fingerprinting* para rastreamento de fontes de sedimentos, e a análise temporal de uso e ocupação do solo - foram analisados juntos para subsidiar informações complementares sobre o processo de assoreamento do reservatório. A análise conjunta dos dados permitiu caracterizar a evolução temporal do processo de assoreamento e identificar quais fatores influenciaram na produção de sedimento na bacia.

3. RESULTADOS

Após as análises dos dados dos levantamentos batimétricos, realizados entre os anos de 2008 e 2018, constatamos decréscimo de volume e área do Lago do Amor, (Figura 4). As perdas de volume e área ocorreram de forma linear, e partir do método de regressão obtivemos a relação entre tempo (em meses) e área, e tempo (em meses) e volume. No primeiro levantamento o Lago do Amor apresentava volume de 199.225 m³ e área superficial do espelho de água de 96.354 m². Ao longo do período, tanto o volume quanto a área foram reduzindo gradativamente, resultando em volume de 125.558 m³ e área de 58.913m², no ano de 2018. No ano de 2016 observamos acréscimo de área e volume na batimetria. Isto pode ser decorrente de monitoramento batimétrico ter sido realizado durante o período de chuvas na bacia, resultando em reservatório cheio e transbordando.

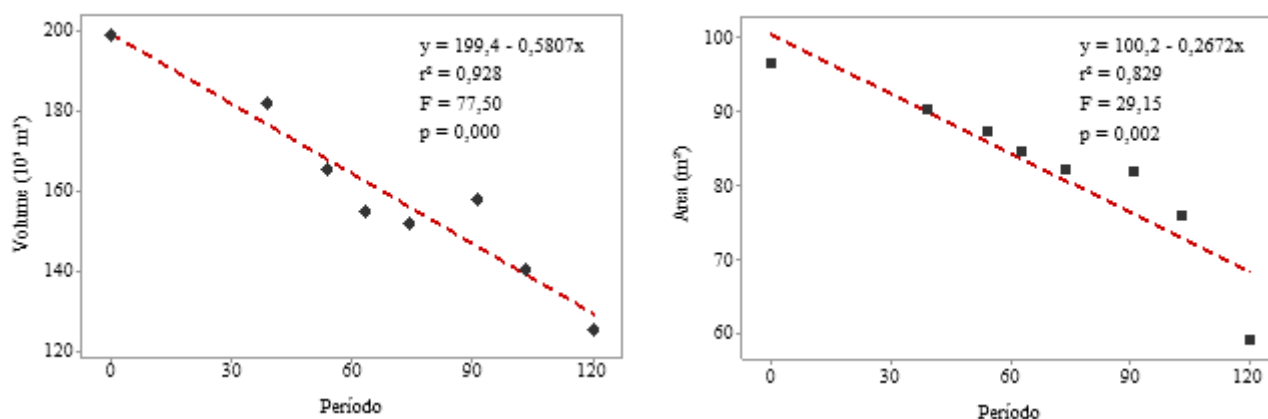


Figura 4. Estimativas da perda de volume e área do Lago do Amor, período em meses.

A profundidade do lago também sofreu redução (Figura 5). No ano de 2008 a profundidade máxima encontrada foi de 4,89 m e a média de 2,15 m. No ano de 2018 a profundidade máxima passou para 4,32 m e a média de 1,87 m. Do primeiro ao último levantamento batimétrico, a perda total de volume e área foi de 37% e 39%, respectivamente.

Ao longo do processo de assoreamento do reservatório houve o acúmulo de sedimento de granulometria arenosa no deságue dos córregos no lago. Na figura 5 é possível notar que a sedimentação desse material formou dois bancos de areia no Lago do Amor, e que entre os anos de 2017 e 2018 os bancos de areia tiveram aumento significativo de área, principalmente no deságue do córrego Bandeira.

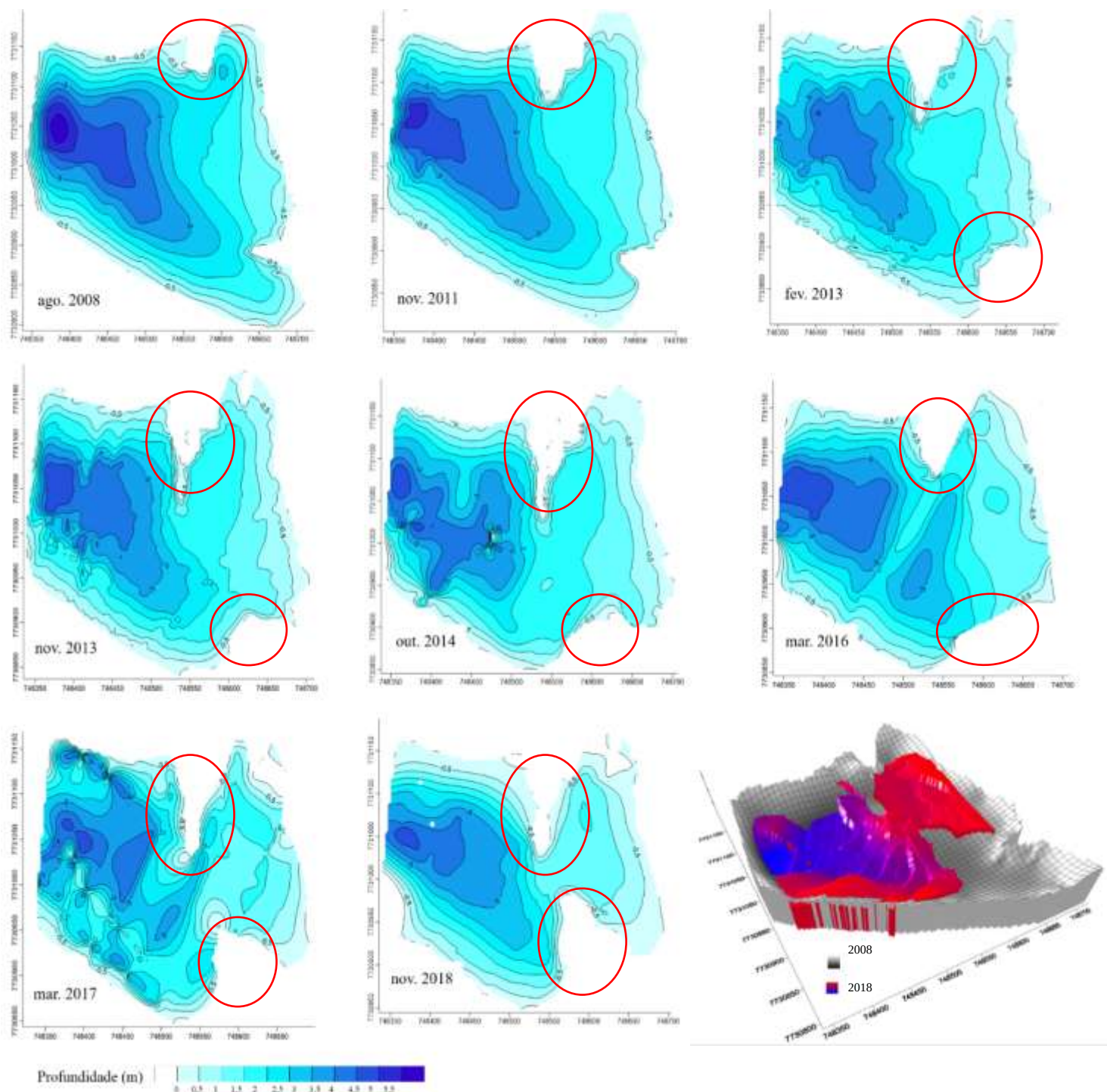


Figura 5. Processo de assoreamento do Lago do Amor, em tons de azul a variação de profundidade do lago ao longo dos levantamentos batimétricos com destaque da formação de bancos de areia, e a sobreposição do MDT do primeiro levantamento ocorrido em 2008 (tons de cinza), com o MDT do último levantamento ocorrido em 2018 (colorido).

Para avaliar as características dos sedimentos depositados no reservatório, realizamos o monitoramento dos sedimentos com coletas de sedimento em suspensão nos canais dos córregos Cabaça e Bandeira, antes do deságue no lago. As coletas de sedimento em suspensão ocorreram após eventos de chuva que apresentaram capacidade de mobilizar material. Realizamos cinco campanhas de coleta, totalizando 10 amostras, sendo cinco em cada córrego. As coletas do amostrador instalado no córrego Bandeira foram nomeadas de B1 a B5, e as coletas do amostrador instalado no córrego Cabaça foram nomeadas de C1 a C5 (Tabela 1).

Tabela 1. Coletas das amostras de sedimento em suspensão: B amostras do amostrador instalado no córrego Bandeira e C amostras do amostrador instalado no córrego Cabaça.

Amostra	Data da coleta	Peso (g)	Período Amostrado
B1	27/09/2019	9,22	46 dias
C1		81,93	
B2	31/10/2019	577,99	34 dias
C2		762,90	
B3	23/12/2019	405,69	10 dias
C3		178,29	
B4	28/01/2020	2030,16	36 dias
C4		965,79	
B5	06/03/2020	1573,24	38 dias
C5		899,13	

As amostras dos sedimentos apresentaram características e quantidades variáveis de material ao longo das amostragens. O sedimento transportado pelo córrego Bandeira é composto principalmente por areia de granulometria média, e o material carregado pelo córrego Cabaça é formado por areia média e fina e pedregulhos, no entanto, a quantidade de chuva interferiu na granulometria do material. As coletas B1 e C1 ocorreram em período de pouca chuva na bacia, resultando em sedimentos mais finos e em menor quantidade, e as coletas B4, C4, B5 e C5 ocorreram em período de chuvas intensas, carregando material em quantidades superiores e com maior diâmetro (Figura 6).

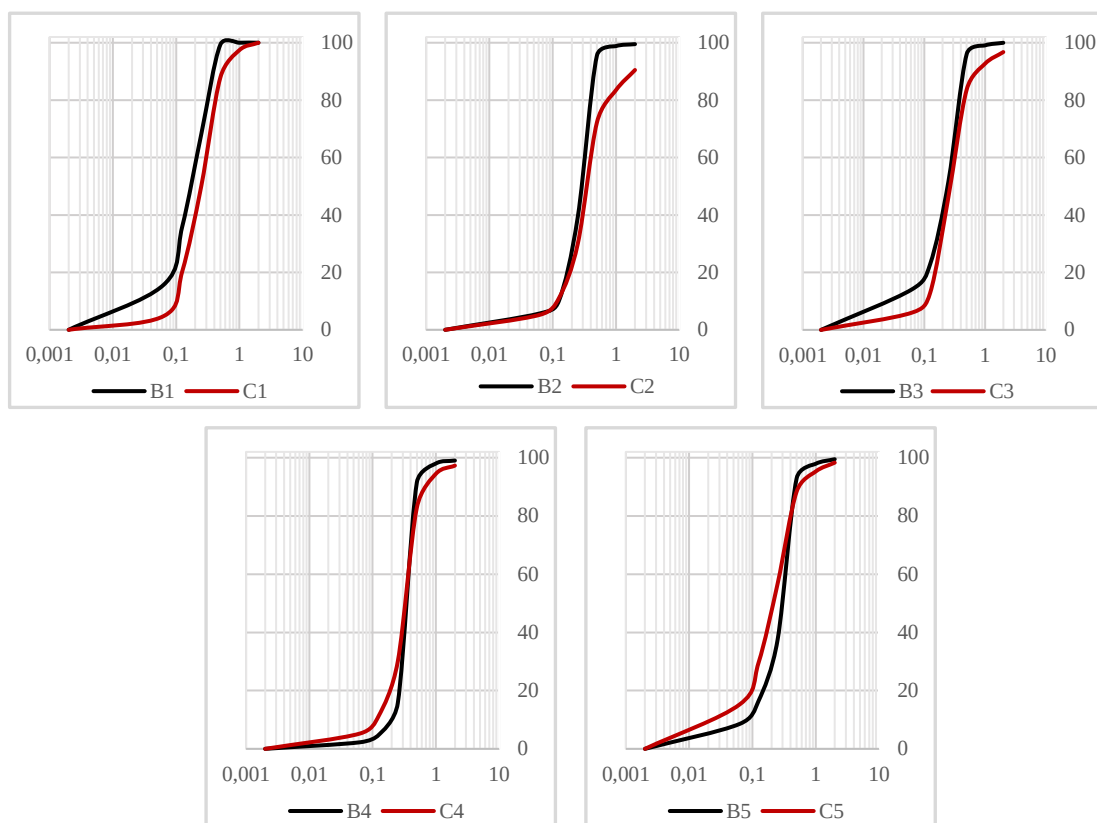


Figura 6. Comparação das curvas granulométricas das amostras de sedimentos em suspensão dos córregos Bandeira e Cabaça.

As amostras dos sedimentos em suspensão apresentaram nos resultados das análises químicas, a presença de todos os traçadores (Tabela 2). As concentrações de metais do córrego Bandeira e do córrego Cabaça não apresentaram diferença significativa quando comparadas pelo teste de Kruskal-Wallis. Também não ocorreram diferença significativa nas concentrações de metais entre uma amostragem e outra, pelo mesmo teste.

Tabela 2. Concentração de metais nas amostras de sedimentos em suspensão.

Traçador	Bandeira		Cabaça	
	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
Pb (mg/kg)	35,63	8,54	35,63	5,60
Cr (mg/kg)	17,89	6,55	17,89	7,00
Cu (mg/kg)	113,67	44,17	113,67	36,15
Mn (mg/kg)	185,29	170,92	185,29	110,73
Ni (mg/kg)	23,66	12,89	23,66	9,38
Mg (mg/kg)	1.410,46	411,62	1.410,46	267,93
Zn (mg/kg)	303,24	81,99	303,24	220,91
Fe (mg/kg)	63.553,55	19.143,70	63.553,55	13.000,99
Al (mg/kg)	28.326,33	11.509,15	28.326,33	5.595,64
Cd (mg/kg)	0,27	0,49	0,27	0,60

No mesmo período do monitoramento dos sedimentos também foram coletadas amostras de solo (fontes primárias) da bacia para discriminarmos a origem dos sedimentos pelo rastreamento de fontes. Assim, foram coletadas 51 amostras de fontes primárias, sendo 23 de solo exposto, 20 de margem e oito amostras de leito e determinadas as concentrações dos traçadores para cada fonte (Tabela 3).

Tabela 3. Concentrações de metais nas fontes primárias.

Traçador	Solo exposto		Margem		Leito	
	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
Pb (mg/kg)	22,59	8,13	22,10	11,53	18,90	12,15
Cr (mg/kg)	26,71	21,45	5,64	7,60	18,02	17,24
Cu (mg/kg)	78,39	38,97	74,70	54,90	83,76	72,60
Mn (mg/kg)	258,15	165,00	101,92	53,80	244,89	206,00
Ni (mg/kg)	23,62	13,27	14,38	12,73	15,14	16,27
Mg (mg/kg)	464,27	1.314	317,42	177,28	5.545,42	14.082
Zn (mg/kg)	37,85	17,78	73,43	73,92	68,01	69,50
Fe (mg/kg)	62.116	32.277	32.006	24.340	47037,46	42.167
Al (mg/kg)	24963	13.549	18921	12.628	5.802	5.864
Cd (mg/kg)	0,94	0,64	0,56	0,42	0,76	0,68

Com as concentrações de metais das amostras de sedimento e solo coletadas, realizamos as análises estatísticas para o rastreamento de fontes, *fingerprinting*. Com os resultados do teste de Kruskal Wallis, aplicado as fontes primárias, foi possível selecionar os metais que tinham capacidade de ser traçadores das fontes (Tabela 4). Os metais que apresentaram capacidade discriminante foram aqueles com o *p-valor* menor ou igual a significância ($p \leq 0,05$). Nesse teste Pb, Cu, Zn e Cd foram descartados por não apresentarem capacidade de distinguir as fontes.

Tabela 4. Resultados do Teste de Kruskal Wallis para as fontes primárias.

Metais	H	p
Pb	1,71	0,42 *
Cr	19,50	0,00
Cu	1,03	0,60 *
Mn	16,74	0,00
Ni	7,56	0,02
Mg	12,16	0,00
Zn	1,65	0,44 *
Fe	9,32	0,01
Al	14,78	0,00
Cd	4,98	0,08 *

* Não significantes

O segundo teste estatístico denominado de análise discriminante, baseado na minimização do lambda, foi aplicado nos metais aprovados no primeiro teste (Tabela 5). A análise discriminante indicou quais dos metais selecionados no primeiro teste maximizavam a identificação das fontes. Nesse teste, apenas três, dos seis metais inicialmente selecionados, foram considerados como o conjunto ideal para maximizar a discriminação das fontes. A capacidade de identificar corretamente a origem do sedimento pelo conjunto dos metais Cr, Al e Mn foi de 86%.

Tabela 5. Resultados da análise discriminante.

	Wilks's Lambda	Lambda Parcial	F	P
Cr	0,40	0,80	5,42	0,01
Al	0,45	0,71	8,98	0,00
Mn	0,39	0,81	4,93	0,01
Mg	0,33	0,95	1,05	0,35*
Fe	0,33	0,95	1,13	0,33*
Ni	0,33	0,95	1,10	0,34*

* Não significantes

A origem dos sedimentos das amostragens das duas sub-bacias foi identificada pela combinação dos metais Cr, Al e Mn aplicada no modelo multivariado (Equação 3), baseado nas concentrações de metais das três fontes (solo exposto, margem e leito), e das amostras de sedimento em suspensão, (Tabela 6). Das 10 amostras de sedimento em suspensão, três apresentaram erro médio acima de 20%, que é considerado o limite do método. Essas amostras foram desconsideradas, pois o modelo não apresentou capacidade de discriminar a origem do sedimento corretamente.

Tabela 6. Contribuição das fontes pelo modelo multivariado.

Amostras	Solo Exposto	Leito	Margem	Erro (%)
B1	10,00%	10,00%	97,00%	39,543 ⁽¹⁾
B2	31,48%	42,70%	25,67%	0,001
B3	71,58%	19,08%	9,31%	-0,001
B4	80,32%	13,46%	6,31%	0,001
B5	89,59%	10,41%	0,00%	22,115 ⁽¹⁾
C1	63,29%	16,97%	19,56%	-0,001
C2	21,58%	8,42%	70,00%	0,000
C3	30,18%	9,13%	60,69%	0,000
C4	24,87%	8,88%	66,25%	0,000
C5	96,38%	5,00%	0,00%	24,501 ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Não foram classificados corretamente erro acima de 20%

Somente nas amostras B2, B3 e B4, das cinco amostras de sedimento do córrego Bandeira, foi possível identificar a origem dos sedimentos. Em B2 a principal contribuição de sedimento era do leito, e a menor das margens. Já em B3 e B4 ocorreu o aumento da contribuição de solo exposto, que se tornou a principal fonte, e o material de margem continuou sendo o que menos contribuía. Das amostras de sedimento do córrego Cabaça, em C1 C2 C3 e C4 foi possível discriminar as fontes. Em C1 a fonte solo exposto foi a principal contribuinte, e o sedimento de leito era o que apresentava menor proporção. Em C2, C3 e C4 ocorreu alteração na origem das fontes, e a margem se tornou a produtora majoritária dos sedimentos carregados pelo córrego. Em geral o sedimento transportado pelo córrego Bandeira é oriundo dos solos expostos e do córrego Cabaça é proveniente de margem (Figura 7).

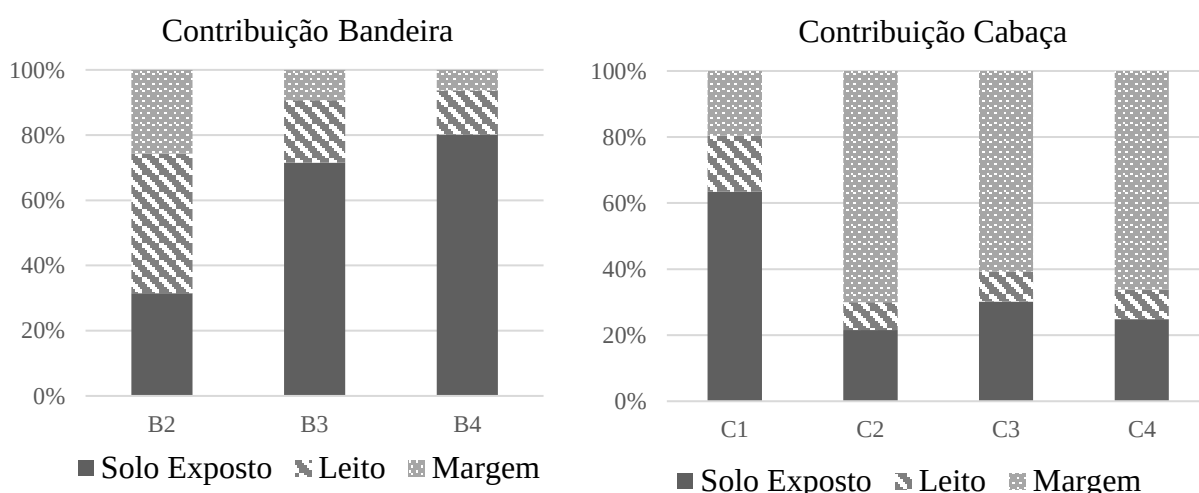


Figura 7. Contribuição relativa de cada fonte para os dois córregos.

A classificação de uso e cobertura do solo, (Figura 8), indicou que na bacia de drenagem, delimitada como área de contribuição para o lago, a área urbanizada aumentou de 49,6% para 52,1%. A área de vegetação rasteira variou de 18,6% para 21,3%, e a área de vegetação arbórea de 12,5% para 13,6% entre 2011 e 2019. A classe de solo exposto, neste mesmo período, apresentou declínio, reduzindo de 19,2% para 12,8%. As classes com maiores variações durante o período foram rasteiro e solo exposto

No período de amostragem dos sedimentos em suspensão (2019 – 2020), a bacia de drenagem, pela classificação de uso e ocupação, apresentava 52% da área impermeável, 13% de solo exposto, 21% de vegetação rasteira e 14% de vegetação arbórea. As origens de sedimentos e a contribuição de cada fonte são decorrentes dessa característica de ocupação.

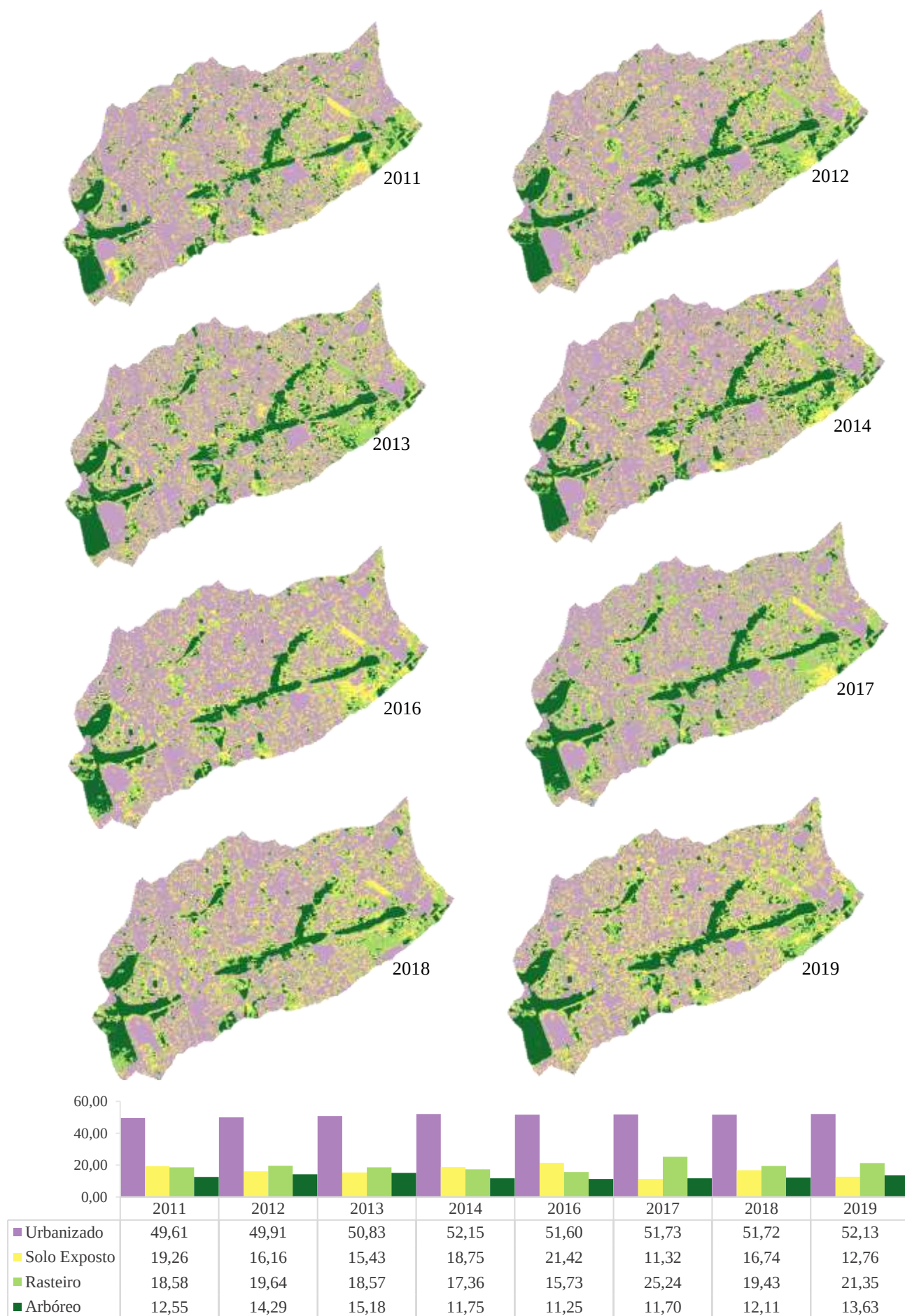


Figura 8. Classificação de uso e ocupação no período de 2011-2019 para a bacia de contribuição do Lago do Amor.

Verificamos a correlação entre variáveis de uso e ocupação do solo para os anos avaliados (Figura 9). A análise indicou correlação negativa significativa entre solo exposto e vegetação rasteira ($r = -0,919$ $p = 0,001$). As demais variáveis não apresentaram nenhuma correlação.

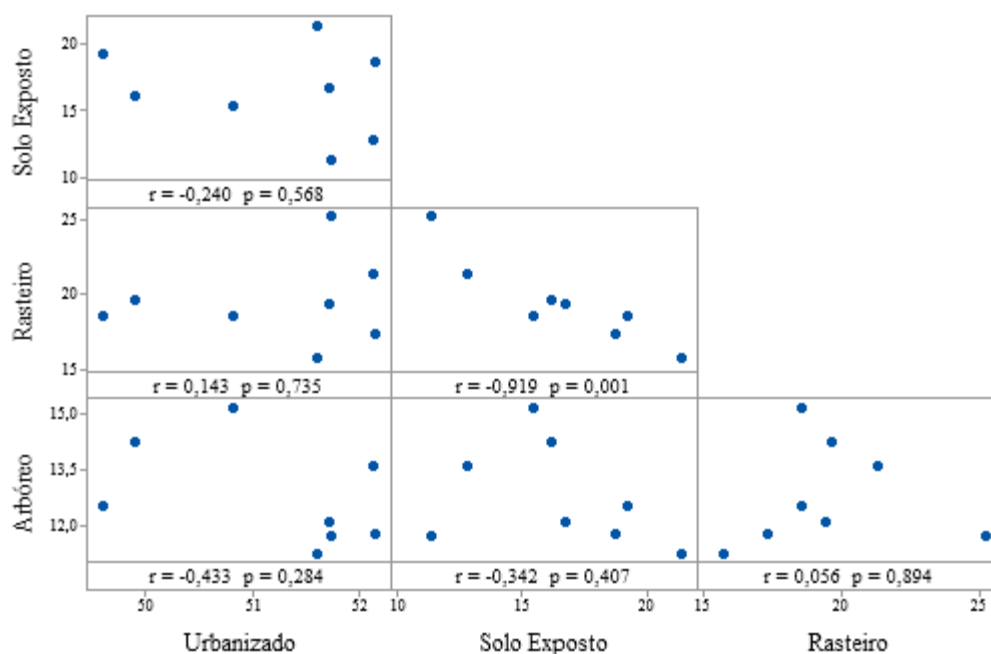


Figura 9. Matriz de dispersão da correlação de Pearson para as variáveis de uso e ocupação do solo.

Também avaliamos a correlação entre as variáveis do levantamento batimétrico (volume), e da classificação de uso e ocupação do solo (área urbanizada, solo exposto, rasteiro e área arbórea). Encontramos correlação negativa significativa entre volume do reservatório e % de área urbanizada na bacia ($r = -0,905$ $p = 0,002$). Com regressão linear encontramos a equação de correlação entre área urbanizada da bacia e volume do reservatório (Figura 10).

Pelos modelos de regressão linear, volume por tempo (Figura 4), e volume por área urbanizada (Figura 10), o assoreamento total do Lago do Amor deverá ocorrer em 2036 se a condição e taxa atual de deposição de sedimento se mantiver, sem que ocorram intervenções no reservatório, ou quando a área que contribui para o lago atingir 58,8% de área impermeabilizada (classe urbanizado).

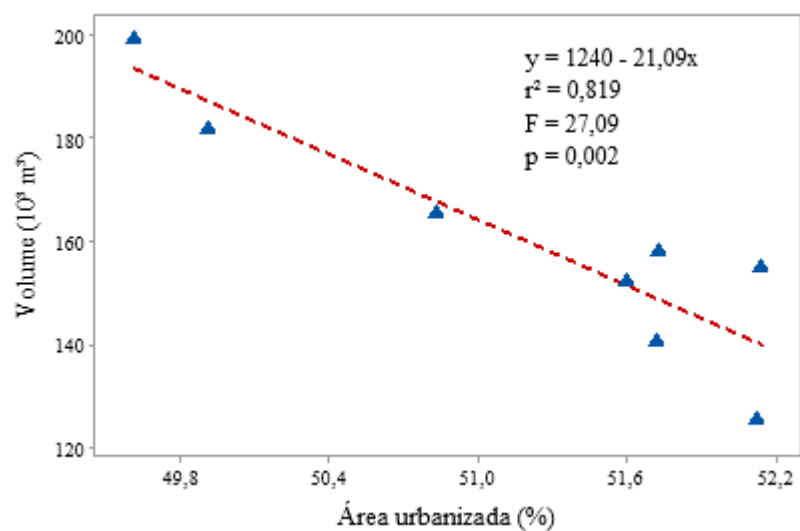


Figura 10. Análise de regressão linear para volume do reservatório e área classificada como urbanizada no uso e ocupação do solo.

4. DISCUSSÃO

Constatamos intensificação do assoreamento do Lago do Amor ao longo dos anos. Os períodos que apresentaram maiores reduções simultâneas de área e volume, respectivamente, foram 2016-2017 (6,35% e 8,80%) e 2017-2018 (17,38% e 7,63%). Desconsideramos o período de 2008-2011, período longo de anos (4 anos), pois não representou com clareza as taxas de sedimentação anuais.

No rastreamento das fontes, as amostras B1, B5 e C5 foram desprezadas por apresentarem erro superior a 20%, indicando que o modelo não teve capacidade de discriminar a origem dos sedimentos dessas amostras. A coleta B1 ocorreu após longo período de estiagem característico da região, e as primeiras chuvas mobilizaram os sedimentos depositados no leito e na bacia durante a estiagem. A última coleta (B5 e C5) ocorreu após o período de chuva mais intensa na bacia. Os sedimentos coletados nas amostras B1 B5 e C5 apresentaram as maiores concentrações dos metais Pb, Cu, Zn e Cd, que têm forte relação com a poluição urbana (Walker *et al.*, 1999; Froger *et al.*, 2018; Hanfi *et al.*, 2020; Santos *et al.*, 2020). Apesar dos metais serem encontrados nas amostras de solo da bacia, as altas concentrações no sedimento evidenciam que, possivelmente, houve entrada de poluições difusas.

O erro ao discriminar as fontes nas amostras B1, B5 e C5, indica que o método *fingerprinting* não é capaz de determinar a origem de sedimentos coletados após períodos longos de estiagem. Pode ter ocorrido considerando que a lavagem da bacia pelas primeiras chuvas leva materiais de outras origens para os leitos dos cursos d'água. E, também, não é capaz de identificar a origem dos sedimentos coletados após chuvas intensas, pois o escoamento intenso nos rios urbanos faz com que ocorra novamente a suspensão de sedimentos anteriormente depositados, interferindo na amostragem. Isso é justificado uma vez que a bacia urbana é a principal produtora de contaminantes antropogênicos (Vieira *et al.*, 2019), e em rios urbanos o incremento de metais a partir de esgoto e de outras poluições dificultam a identificação das fontes. Portanto, em estudos dessa natureza é fundamental observar o histórico de chuvas da bacia para realizar as amostragens de sedimentos.

O transporte de misturas de sedimentos novos com antigos em rios com leitos não naturais, barramentos e outras interferência hidráulicas (Waters *et al.*, 2014), pode também interferir na determinação da origem do sedimento. Para as coletas designadas por B2, B3, B4 e C1, C2, C3 e C4 foi possível determinar a origem dos sedimentos pelo modelo, uma vez que os poluentes já tinham sido arrastados pelas primeiras chuvas não interferindo, assim, nas concentrações dos metais, e os eventos de precipitação ocorreram dentro da média.

Apesar do aumento de perda de volume e área do reservatório nos últimos anos, as mudanças de uso e ocupação do solo não foram intensas na bacia. No período de maior perda de área e volume (2016 a 2018), a área urbanizada variou 0,13% entre 2016 e 2017, e não variou de 2017 para 2018. A área de vegetação arbórea aumentou 0,45% no período de 2016 a 2017, e manteve o acréscimo de área em 0,41% entre 2017 e 2018. A área da bacia classificada como vegetação rasteira modificou-se com acréscimo de área em 9,52% entre 2016 e 2017, e decréscimo de 5,81% no período de 2017 a 2018. As áreas de solo exposto seguiram o oposto da variação das áreas de vegetação rasteira, entre 2016 e 2017 apresentaram declínio de 10,10%, e entre 2017 e 2018 acréscimo de 5,42%.

As variações de solo exposto e vegetação rasteira são inversamente proporcionais na análise temporal de uso e ocupação da bacia, possivelmente pelo efeito da quantidade de chuva. Se o período de estiagem é severo as gramíneas não se desenvolvem deixando o solo exposto, e se há chuva suficiente as plantas se desenvolvem cobrindo o solo. As variações também ocorreram na classe arbóreo. Constatamos aumento da área entre 2011 e 2013, diminuição entre 2013 e 2016, e nos últimos anos analisados (2017-2019), verificamos aumento novamente. A classificação das imagens indicou que as áreas de margem dos córregos, que apresentam vegetação arbórea, continuam preservadas sem sofrer perda vegetativa, e que as nascentes do córrego Bandeira, que estão protegidas com APP em recuperação e cercadas, contribuíram no acréscimo da vegetação arbórea nos períodos de 2017 e 2019.

O monitoramento dos sedimentos ocorrido em 2019 e o rastreamento de fontes, indicaram que o córrego Bandeira transporta quantidades superiores de sedimentos em comparação ao córrego Cabaça, e as origens dos sedimentos nas sub-bacias diferem, apesar de apresentarem o mesmo tipo de solo. Franz *et al.*, (2014) identificaram em seu estudo que a principal contribuição das áreas urbanas para o assoreamento do Lago Paranoá, eram os solos nus e terrenos expostos encontrados em áreas em expansão. A sub-bacia do córrego Bandeira passa por processo de ocupação, existem espaços vazios e ruas pavimentadas e não pavimentadas. Nesta sub-bacia a principal fonte de sedimentos são os solos expostos, que contribuem em média com 61% do sedimento transportado para o lago.

As margens têm a menor contribuição na sub-bacia do Bandeira, com 14% em média. A baixa contribuição da fonte margem nos sedimentos decorrem da proteção vegetativa das margens (Zaimes e Schultz, 2015; Tiecher *et al.*, 2017), já que em suas nascentes há projeto de recuperação da APP, e boa parte das margens tem árvores bem desenvolvidas. Outra justificativa seria a impermeabilização do canal a montante do ponto de coleta (Vercruysse e Grabowski, 2019), o que diminuiu a produção de sedimento dessas fontes.

A origem principal dos sedimentos carregados pelo córrego Cabaça é a margem, contribuindo com 54% em média. A sub-bacia do córrego Cabaça é densamente ocupada, com poucos espaços vazios e ruas completamente pavimentadas. Nas áreas urbanas com densa ocupação e pavimentação as margens de rios são as principais fontes de sedimentos. Carter et al., (2003) encontraram valores de sedimentos das margens variando de 43 a 84%. Para Devereux et al, (2010) a contribuição média das margens foi de 58% e para Cashman et al., (2018) 87% da proporção média do sedimento em suspensão eram compostos pelo material de margem. A contribuição da classe solo exposto representa 35%, sendo a segunda fonte que mais contribui nos sedimentos do córrego Cabaça.

O material de leito contribui mais nos sedimentos carregados pelo córrego Bandeira representando 25% do total, do que no sedimento do córrego Cabaça, onde contribui com 11%. Isso possivelmente é resultante da característica dos leitos, que no Bandeira é arenoso com formação de bancos de areia, que são instáveis e facilmente carregados pelo fluxo. Enquanto o leito do Cabaça é argiloso e escavado devido ao escoamento intenso. Isto dificulta o acúmulo de material, apresentando estabilidade e resistência ao fluxo erosivo, por ser constituído de material rico em argila e óxidos de ferro, (Tiecher *et al.*, 2017). A erosão de margem e leito é fonte expressiva de contribuição de sedimentos nas áreas urbanas (Liu, 2018), e a remobilização do sedimento depositado no leito do canal tem papel fundamental nas bacias urbanizadas, modificando as taxas de sedimento à jusante (Kemper *et al.*, 2019).

As alterações de uso e ocupação do solo ocorreram principalmente na sub-bacia do córrego Bandeira, que está em processo de ocupação. Suas ruas estão sendo pavimentadas e os terrenos impermeabilizados. Por outro lado, a área de drenagem do córrego Cabaça está com a urbanização estabelecida, com vias pavimentadas e solo impermeabilizado, justificando as poucas mudanças na cobertura do solo. Na bacia em processo de ocupação as fontes principais de sedimento são oriundas de solos expostos (Franz *et al.*, 2014). A bacia ficando totalmente ocupada as principais contribuições de sedimento vêm das erosões das margens e fundo dos canais (Nelson e Booth 2002), o que também foi identificado nesse trabalho.

A classificação de uso e ocupação do solo indicou poucas alterações na bacia durante o período analisado (2011-2019), não justificando a intensificação do assoreamento do reservatório. Com variações mínimas no uso e ocupação da bacia durante os anos, acreditamos a porcentagem de contribuição das fontes pouco se alterou, nos levando a analisar outros fatores que possam ter contribuído para o assoreamento e que não foram identificados na análise temporal de ocupação da bacia.

Nesse sentido, verificamos que no ano de 2012 ocorreram intervenções no leito do córrego Bandeira para corrigir processo acelerado de erosão no entorno do Lago do Rádio

Clube. Nesse período foi realizada a canalização do córrego Bandeira para evitar novas erosões. No ano de 2014 ocorreu o total assoreamento do Lago do Rádio Clube, o que fez com que o sedimento que anteriormente era ali depositado, agora se depositasse a jusante, chegando até o Lago do Amor. Em 2017, houve intervenção no leito do córrego Cabaça para corrigir erosão das margens, com a instalação de muro de arrimo.

Além das intervenções antrópicas nos leitos, outro fator é a interligação da rede de drenagem com os cursos d'água. Na bacia analisada os córregos e os lagos fazem parte da rede de drenagem do município, e o Lago do Amor funciona como bacia de contenção de vazões. A região passou por problemas de inundação, e o lago naturalmente retém boa parte do sedimento carregado pelos córregos. A alta conectividade da rede de drenagem com os cursos d'água nas bacias urbanas permite que as partículas de sedimento sejam transportadas com mais facilidade aos cursos d'água (Russell *et al.*, 2019). Com o avanço da ocupação na bacia hidrográfica do Bandeira, as vias estão sendo pavimentadas e recebendo sistema de drenagem. Assim, a interligação das áreas urbanizadas com a rede de drenagem é primordial para indicar o impacto urbano na produção dos sedimentos.

O assoreamento de reservatórios urbanos é resultado do uso e ocupação do solo. A tendência é que no tempo, com o avanço da ocupação e da impermeabilização as taxas de sedimentos diminuam até estabilizar. Apesar da impermeabilização urbana bloquear algumas fontes, outras fontes são inseridas, (Russell *et al.*, 2017). Gellis *et al.*, (2017) encontraram as maiores taxas de produção de sedimento em bacia urbanizada na década de 80, indicando que mesmo com o processo de ocupação finalizado a bacia continuava a produzir, devido a erosão de margens e canais. Russell *et al.*, (2018), por sua vez, questionam o conceito de que a cobertura urbana estabelecida diminua a produção de sedimentos, já que em seu estudo encontraram proporção significativa de sedimento oriundos de área urbanizada há mais de 40 anos.

Apesar do uso e ocupação em momentos diferentes e das características hidráulicas distintas, as duas sub-bacias contribuem para o assoreamento do Lago do Amor, o que fica nítido pela formação do banco de areia no deságue dos córregos no reservatório. Possivelmente, as intervenções no leito e o assoreamento do Lago do Rádio Clube contribuíram de maneira mais intensiva para a mobilização e remobilização de sedimentos. Essas ações aumentaram a deposição de sedimentos, com consequente processo de assoreamento do reservatório. Os sedimentos que são carregados para o Lago do Amor, na totalidade, advêm das fontes produtoras nas seguintes proporções: Solo exposto $46 \pm 9\%$, Margem $37 \pm 10\%$ e Leito $17 \pm 2\%$.

5. CONCLUSÃO

Os resultados sugerem que, mesmo com poucas variações no uso e ocupação do solo da bacia, o processo de assoreamento foi intensificado. Há relação proporcional entre a perda de volume do reservatório e o aumento das áreas impermeáveis, e interferência da pluviosidade na produção dos sedimentos. Se os períodos de estiagem não são intensos, ou se ocorre chuva regular, os solos expostos são cobertos por gramíneas diminuindo a contribuição dessa fonte.

O uso de levantamentos batimétricos e dados do uso e ocupação do solo, associados a técnica de rastreamento de fontes, são alternativas para identificar a mobilidade do sedimento em bacias urbanas, principalmente naquelas em que a rede de drenagem está conectada aos cursos d'água. Somente a avaliação temporal de uso e cobertura do solo não é capaz de indicar se houve aumento das áreas produtoras de sedimento, o mesmo ocorre se avaliarmos somente os levantamentos batimétricos. Ao associarmos o monitoramento batimétrico do reservatório com a avaliação temporal do uso e ocupação e o rastreamento de fontes, podemos afirmar que a produção de sedimento está ligada a outros fatores além das mudanças de cobertura do solo.

Nas bacias urbanas os fatores que mais contribuem para o assoreamento de reservatórios são a erosão das margens e leitos, a remobilização do sedimento e a conectividade da rede de drenagem com os cursos d'água. A interligação da drenagem aos córregos afeta o transporte de sedimento e altera as características hidrossedimentológicas dos canais.

O contínuo monitoramento hidrossedimentológico permite conclusões mais consistentes do impacto do uso e ocupação da bacia na produção de sedimento. Ao avaliar a produção de sedimentos em bacias urbanizadas devem ser considerados a impermeabilização do solo, o aumento do escoamento superficial, o adensamento das redes de drenagem e as modificações e obras nos leitos dos canais. Pois, o processo de urbanização é a variável que mais impacta a produção de sedimento.

6. REFERÊNCIAS

- CARTER, J. et al. Fingerprinting suspended sediment sources in a large urban river system. **Science of the Total Environment**, v. 314–316, n. 03, p. 513–534, 2003.
- COLLINS, A. L. et al. Sediment source fingerprinting as an aid to catchment management: A review of the current state of knowledge and a methodological decision-tree for end-users. **Journal of Environmental Management**, v. 194, p. 86–108, 2017.
- DEVEREUX, O. H. et al. Suspended-sediment sources in an urban watershed, Northeast Branch Anacostia River, Maryland. **Hydrological Processes**, v. 24, n. 11, p. 1391–1403, 17 fev. 2010.
- FRANZ, C. et al. Sediments in urban river basins: Identification of sediment sources within the Lago Paranoá catchment, Brasília DF, Brazil – using the fingerprint approach. **Science of The Total Environment**, v. 466–467, p. 513–523, jan. 2014.
- FROGER, C. et al. Tracing the sources of suspended sediment and particle-bound trace metal elements in an urban catchment coupling elemental and isotopic geochemistry, and fallout radionuclides. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 28, p. 28667–28681, out. 2018
- GELLIS, A. C. et al. Storms, channel changes, and a sediment budget for an urban-suburban stream, Difficult Run, Virginia, USA. **Geomorphology**, v. 278, p. 128–148, fev. 2017.
- GILL, M. A. Sedimentation and useful life of reservoirs. **Journal of Hydrology**, v. 44, n. 1-2, p. 89-95, jan. 1979.
- HABIBI, S. et al. Fingerprinting sources of reservoir sediment via two modelling approaches. **Science of the Total Environment**, v. 663, p. 78-96, 2019.
- HADDADCHI, A. et al. Sediment fingerprinting in fluvial systems: review of tracers, sediment sources and mixing models. **International Journal of Sediment Research**, v. 28, n. 4, p. 560–578, dez. 2013.
- HANFI, M. Y.; MOSTAFA, M. Y. A.; ZHUKOVSKY, M. V. Heavy metal contamination in urban surface sediments: sources, distribution, contamination control, and remediation. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 1, p. 32, 11 jan. 2020.
- HUANG, D. et al. Using reservoir deposits to quantify the source contributions to the sediment yield in the Black Soil Region, Northeast China, based on the fingerprinting technique. **Geomorphology**, v. 339, p. 1-18, 2019.
- HUANG, D. et al. Identification of sediment sources and exploration of scale effects in the black soil region of Northeast China. **Catena**, v. 195, p. 104848, 2020.
- KEMPER, J. T.; MILLER, A. J.; WELTY, C. Spatial and temporal patterns of suspended sediment transport in nested urban watersheds. **Geomorphology**, v. 336, p. 95–106, jul. 2019.
- KOITER, A. J. et al. The behavioural characteristics of sediment properties and their implications for sediment fingerprinting as an approach for identifying sediment sources in river basins. **Earth-Science Reviews**, v. 125, p. 24–42, 2013.

- LIU, Y. et al. Contributions of catchment and in-stream processes to suspended sediment transport in a dominantly groundwater-fed catchment. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 22, n. 7, p. 3903–3921, 19 jul. 2018.
- MINELLA, J. P. G. et al. Identificação e implicações para a conservação do solo das fontes de sedimentos em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 6, p. 1637–1646, 2007.
- MALHOTRA, K. et al. Fingerprinting Suspended Sediment Sources in an Urbanized Watershed. **Water**, v. 10, n. 11, p. 1573, 2018.
- NAGLE, G. N.; FAHEY, T. J.; LASSOIE, James P. Management of sedimentation in tropical watersheds. **Environmental Management**, v. 23, n. 4, p. 441-452, 1999.
- NELSON, E. J.; BOOTH, D. B. Sediment sources in an urbanizing, mixed land-use watershed. **Journal of Hydrology**, v. 264, n. 1–4, p. 51–68, jul. 2002.
- NELSON, K. C. et al. Forecasting the combined effects of urbanization and climate change on stream ecosystems: from impacts to management options. **Journal of Applied Ecology**, v. 46, n. 1, p. 154-163, 2009.
- NEWMAN JR, D. J.; PERAULT, D. R.; SHAHADY, T. D. Watershed development and sediment accumulation in a small urban lake. **Lake and Reservoir Management**, v. 22, n. 4, p. 303-307, 2006.
- PEART, M.R., e WALLING, D.E. Fingerprinting sediment source: the example of a drainage basin in Devon, UK. **IAHS Publication**. Wallingford, U.K. 159, 41-55, 1986.
- PHILLIPS, J. M.; RUSSELL, M. A.; WALLING, D. E. Time-integrated sampling of fluvial suspended sediment: a simple methodology for small catchments. **Hydrological Processes**, v. 14, n. 14, p. 2589–2602, 15 out. 2000.
- POLETO, C.; MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. The identification of sediment sources in a small urban watershed in southern Brazil: An application of sediment fingerprinting. **Environmental Technology**, v. 30, n. 11, p. 1145–1153, 2009.
- RUSSELL, K. L.; VIETZ, G. J.; FLETCHER, T. D. Global sediment yields from urban and urbanizing watersheds. **Earth-Science Reviews**, v. 168, n. June 2016, p. 73–80, maio 2017.
- RUSSELL, K. L.; VIETZ, G. J.; FLETCHER, T. D. Urban catchment runoff increases bedload sediment yield and particle size in stream channels. **Anthropocene**, v. 23, p. 53–66, set. 2018.
- RUSSELL, K. L.; VIETZ, G. J.; FLETCHER, T. D. Urban sediment supply to streams from hillslope sources. **Science of The Total Environment**, v. 653, p. 684–697, fev. 2019.
- SALAS, J. D.; SHIN, H. Uncertainty analysis of reservoir sedimentation. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 125, n. 4, p. 339-350, 1999.
- SANTIKARI, V. P.; MURDOCH, L. C. Effects of construction-related land use change on streamflow and sediment yield. **Journal of environmental management**, v. 252, p. 109605, 2019.

SANTOS, V. M. et al. The Urban Pressure Over the Sediment Contamination in a Southern Brazil Metropolis: the Case of Diluvio Stream. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 231, n. 4, p. 156, 26 abr. 2020.

SLIMANE, A. B. et al. Fingerprinting sediment sources in the outlet reservoir of a hilly cultivated catchment in Tunisia. **Journal of Soils and Sediments**, v. 13, n. 4, p. 801-815, 2013.

TIECHER, T. et al. Quantifying land use contributions to suspended sediment in a large cultivated catchment of Southern Brazil (Guaporé River, Rio Grande do Sul). **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 237, p. 95–108, jan. 2017.

TIECHER, T. et al. Fingerprinting sediment sources in a large agricultural catchment under no-tillage in Southern Brazil (Conceição River). **Land Degradation & Development**, v. 29, n. 4, p. 939-951, 2018.

VERCRUYSSSE, K.; GRABOWSKI, R. C. Temporal variation in suspended sediment transport: linking sediment sources and hydro-meteorological drivers. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 44, n. 13, p. 2587–2599, 2019.

VIEIRA, L. M. et al. Contamination assessment and prediction of 27 trace elements in sediment core from an urban lake associated with land use. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, n. 4, 2019.

VOLI, M. T. et al. Fingerprinting the sources of suspended sediment delivery to a large municipal drinking water reservoir: Falls Lake, Neuse River, North Carolina, USA. **Journal of Soils and Sediments**, v. 13, n. 10, p. 1692-1707, 2013.

WALKER, W. J.; MCNUTT, R. P.; MASH, C. K. The potential contribution of urban runoff to surface sediments of the Passaic River: sources and chemical characteristics. **Chemosphere**, v. 38, n. 2, 1999.

WATERS, M. N. et al. The potential effects of river regulation and watershed land use on sediment characteristics and lake primary producers in a large reservoir. **Hydrobiologia**, v. 749, n. 1, p. 15–30, 2015.

WYNANTS, M. et al. Determining tributary sources of increased sedimentation in East-African Rift Lakes. **Science of The Total Environment**, v. 717, p. 137266, 2020.

ZAIMES, G. N.; SCHULTZ, R. C. Riparian land-use impacts on bank erosion and deposition of an incised stream in north-central Iowa, USA. **Catena**, v. 125, p. 61-73, 2015.