



**Universidade de Brasília
Faculdade UnB Planaltina**

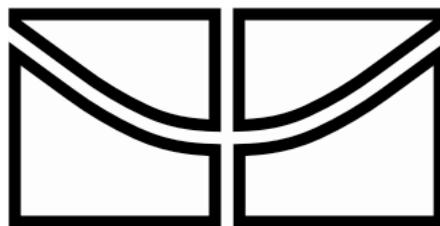
**Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais
(PPGCA)**

**PROCESSOS HIDROLÓGICOS E EROSIVOS EM UMA
FLORESTA RIPÁRIA ADJACENTE À UMA ÁREA
URBANA**

Gleicon Queiroz de Brito

Tese de doutorado

Planaltina-DF
2023



Universidade de Brasília
Faculdade UnB Planaltina
Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais
(PPGCA)

**PROCESSOS HIDROLÓGICOS E EROSIVOS EM UMA
FLORESTA RIPÁRIA ADJACENTE À UMA ÁREA
URBANA**

Gleicon Queiroz de Brito

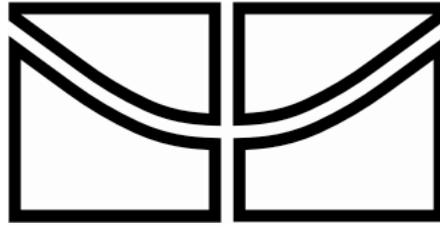
Tese apresentada como requisito de obtenção do título de doutor em Ciências Ambientais pelo Programa de pós-graduação em Ciências Ambientais da Universidade de Brasília (UnB).

Área de concentração: Estrutura, dinâmica e conservação ambiental

Linha de pesquisa: Manejo e Conservação dos Recursos Naturais

Orientador: Dr. Luiz Felipe Salemi

Planaltina-DF
2023



Universidade de Brasília
Faculdade UnB Planaltina
Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais
(PPGCA)

**PROCESSOS HIDROLÓGICOS E EROSIVOS EM UMA
FLORESTA RIPÁRIA ADJACENTE À UMA ÁREA
URBANA**

Tese (doutorado) – Aprovada: 02/03/2023

Comitê examinador

Luiz Felipe Salemi – Universidade de Brasília
(orientador)

Carla Albuquerque de Souza – Universidade de Brasília
(examinador interno)

Antonio José Teixeira Guerra – Universidade Federal do Rio Janeiro
(examinador externo)

Sílvio Frosini de Barros Ferraz – Universidade de São Paulo
(examinador externo)

Planaltina-DF
2023

Ficha catalográfica elaborada automaticamente,
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

BB862p Brito, Gleicon Queiroz de
Processos hidrológicos e erosivos em uma floresta ripária
adjacente à uma área urbana / Gleicon Queiroz de Brito;
orientador Luiz Felipe Salemi. -- Brasília, 2023.
94 p.

Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) -- Universidade
de Brasília, 2023.

1. Hidrologia. 2. Mata de galeria. 3. Serviços
ecossistêmicos. 4. Urbanização. 5. Erosão. I. Salemi, Luiz
Felipe, orient. II. Título.

*“Tem seu ciclo e é o ciclo de tudo,
faz tudo mover nesse mundo;
É ouro transparente que só tem valor
quando a escassez bate e mostra o horror;
Seu som aquieta e faz poesia,
rios ecoando e gotas de cinestesia;
Na paisagem ela é o pincel,
que modela terras, plantas e até o céu;
Ao tocar a face contata a alma,
limpa, purifica e o ser desagua”.*
Gleicon Queiroz de Brito

*“(…)
Mas nós vibramos em outra frequência
Sabemos que não é bem assim
Se fosse fácil achar o caminho das pedras
Tantas pedras no caminho não seriam ruim”*
Humberto Gessinger

*“O que sabemos é uma gota,
o que não sabemos é um oceano”.*
Isaac Newton

*“A normalidade é uma estrada pavimentada: é
confortável para caminhar, mas não há flores
crescendo nela”.*
Vicent Van Gogh

Dedico esse trabalho a Deus e a Jesus. Dedico a todos que me ajudaram de alguma maneira. E dedico novamente a todas as pessoas que se sacrificam ou se sacrificaram para que esse mundo seja um lugar melhor.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradeço a Deus e a Jesus, pois eles, mais do que ninguém, sabem o quanto eu passei para chegar até aqui! Por isso, agradeço todo o apoio e toda força que me deram para conseguir-me reerguer várias e várias vezes!

Agradeço toda a minha família pelo apoio que me deram ao longo dessa jornada. Em especial, a minha mãe por todo suporte desde sempre, a toda paciência e a todo amor. Ao meu pai, por sempre me dedicar palavras de força. Aos meus irmãos Glaycon, Wualter e Wilkison pela força/apoio de sempre, principalmente, ao Wilkison pelas conversas e desabafos acadêmicos e científicos.

Agradeço ao Johnny Murta (grande amigo e irmão), sua mãe Sâmia e seu pai Celso pelo apoio em meus campos, especialmente, por terem me acolhido em sua casa toda semana em pleno auge da pandemia para realizar minhas leituras/coletas da pesquisa. Deixo meus agradecimentos verdadeiros e de coração a vocês.

Agradeço em especial o Johnny Murta que foi um companheiro e tanto, em todos os aspectos que vão dos desabafos, das risadas, das discussões científicas... Concluindo: é um amigo para a vida! Com certeza, posso dizer que você ao meu lado tornou tudo mais fácil! Obrigado irmão e desculpas pelas vezes que te desapontei!

Agradeço à minha namorada Luana P. dos Santos que esteve presente nessa fase final do processo, me dando todo apoio e motivação para seguir em frente. Agradeço por tudo Princess!

Agradeço aos estabelecimentos de Formosa, Planaltina e Sobradinho que forneceram gratuitamente os baldes para as coletas. Em um país com tantas desigualdades, é possível ver que existe um povo bom. Agradeço ao Johnny Murta e ao Salemi por terem corrido atrás destes e outros materiais para que essa pesquisa pudesse ocorrer.

Agradeço ao meu orientador Luiz Felipe Salemi, que fez de tudo para me ensinar a refletir sobre o modo de ver e de pensar a ciência, por isso deixo meus agradecimentos! Além de ensinar a refletir sobre o modo como vemos e levamos a vida! Muito obrigado pelo apoio Salemi!

Deixo meus agradecimentos a todos meus amigos do laboratório (NEPAL), Johnny Murta, Leonardo Beserra, Gustavo Granjeiro, Thallia Santana, Ana Caroline Missias, Sérgio Fernandes, Adriana Carneiro por tudo o que fizeram por mim, coisas que vão do conhecimento acadêmico até as risadas sobre a vida. Vocês tiveram ligação direta nessa pesquisa. Aos que também passaram pelo laboratório, pois uma vez NEPAL sempre NEPAL, assim agradeço ao Leonardo Fernandes, Pedro, Glauber, Tais, Gabriela, Renata, Aline, Rafael, Hasley, Hugo, Maisa, Clara Nina, Carla, Cleber. Agradeço ao meu grupo de estudos de Ecohidrologia e as contribuições em algum grau de todos os membros, Johnny, Sérgio, Sabrina, Juliana, Frederico e ao Salemi.

Agradeço, de coração, a equipe formada pelo Johnny Murta, Jéssica Airisse, Leonardo Beserra (vulgo Leozinho), Thallia Santana, Gustavo Granjeiro e Leonardo Fernandes para realizar

a instalação dos equipamentos e coletas na área de estudo. Especialmente, ao Johnny que esteve comigo em todos os campos realizados durante essa pesquisa. Agradeço aos discentes da minha turma (2019/1 do PPGCA) e a todos os docentes do programa que contribuíram com minhas reflexões, pensamentos críticos e risadas.

Agradeço a Clara Nina que, de bom grado me emprestou seu netbook no início do doutorado, quando eu estava sem bolsa e meu notebook tinha queimado! Mesmo depois de ter conseguido adquirir outro notebook só fui devolver 11 meses depois (fui totalmente inadimplente). Por isso, agradeço imensamente a disponibilidade. Agradeço também a intenção de todos os meus amigos do NEPAL que se mobilizaram para pagar o conserto do meu notebook. Essas são coisas que nunca devemos esquecer.

Deixo meus agradecimentos a todos que de alguma maneira contribuíram, mesmo que indiretamente, por isso deixo minha gratidão e meu carinho a todos vocês! Em especial, ao Fábio Santos, Ray Pinheiro, Jéssica Airisse, Giovanna Gomes, Glauber das Neves, Esmeralda Araújo e Thyego Pery e Daphne Muniz.

Agradeço a Universidade de Brasília (UnB), em especial, a Faculdade UnB Planaltina (FUP) por me acolher e fornecer subsídios para minha formação. Agradeço a agência de fomento CAPES, pelo fornecimento da bolsa ao longo dos 4 anos de doutorado, código de financiamento 001.

RESUMO DA TESE

As florestas ripárias são importantes no contexto da relação paisagem e água, especialmente, quando esses ambientes são pressionados por processos como a urbanização, o qual cria áreas não permeáveis ao longo da vertente. Logo, há a necessidade de investigar como é o comportamento da água precipitada em florestas ripárias e das águas que fluem da área urbana para a floresta ripária. Diante disso, o objetivo geral da tese foi caracterizar os processos hidrológicos e erosivos em floresta ripária adjacente a área urbana. Para isso, os objetivos específicos foram (i) caracterizar a partição de chuva e o nível do lençol freático em floresta ripária tropical situada nos domínios da savana brasileira (Cerrado); (ii) comparar a repelência de água no solo e a capacidade de infiltração em duas estações climáticas (chuvosa e seca) em uma floresta ripária e; (iii) compreender a efetividade da floresta ripária em proteger o corpo d'água quando elas recebem o escoamento superficial da área urbana. Os resultados indicaram que (i) a partição de chuva e o nível do lençol freático avaliados tiveram os seguintes valores: precipitação, precipitação interna e, interceptação do dossel foram, respectivamente, 1685 mm, 1440 mm (85,5%) e, 245 mm (14,5%), e o nível médio do lençol freático foi de 33,4 cm; (ii) no período úmido, a repelência de água no solo é praticamente inexistente ao passo que no período seco a repelência é predominante. Com isso, a capacidade de infiltração é maior no período úmido e menor no período seco e; (iii) as áreas que recebem escoamento superficial da área urbana estão sujeitas à maior frequência de escoamento superficial em relação àquelas que não recebem. Eventos pluviais que superaram 25,1 mm provocam a conectividade hidrológica (área urbanizada-rio). Ou seja, nessas condições a floresta ripária não consegue absorver o escoamento superficial da área urbana. Assim, os processos hidrológicos avaliados na floresta ripária percorreram dois sentidos, o vertical e o horizontal. No primeiro, a precipitação atinge o dossel da floresta ripária até alcançar o lençol freático e, no segundo, a precipitação que incide sobre a área urbana atinge a floresta ripária através do escoamento superficial e, na maioria das vezes alcança o córrego gerando erosão do solo. Tais resultados indicam que as florestas ripárias estão sujeitas a alta pressão oriunda do processo de urbanização.

Palavras-chave: Hidrologia; Mata de galeria; Serviços ecossistêmicos; Interceptação; Sazonalidade; Hidrofobicidade; Urbanização.

THESIS ABSTRACT

Riparian forests are important in the context of the landscape-water relationship, especially when these environments are pressured by processes such as urbanization, which creates impervious areas along the slope. Therefore, there is a need to investigate precipitation behavior in riparian forests and the behavior of water flowing from the urban area to the riparian forest. Therefore, the main objective of the thesis was to characterize the hydrological and erosive processes in a riparian forest adjacent to an urban area. To this end, the specific objectives were (i) to characterize rainfall partitioning and water table level in a tropical riparian forest located in the Brazilian savanna domains (Cerrado); (ii) to compare soil water repellency and infiltration capacity in two seasons (rainy and dry) in a riparian forest and; (iii) to understand the effectiveness of the riparian forest in protecting the water body when they receive surface runoff from the urban area. The results indicated that (i) the assessed rainfall partitioning and groundwater level had the following values: precipitation, internal precipitation, and canopy interception were 1685 mm, 1440 mm (85.5%), and 245 mm (14.5%), respectively, and the average groundwater level was 33.4 cm. (ii) In the wet season, soil water repellency is almost non-existent, whereas in the dry season water repellency is predominant. Thus, the infiltration capacity is higher in the wet period and lower in the dry period. (iii) Areas that receive runoff from the urban area are subject to a higher frequency of surface runoff compared to those that do not receive it. Rainfall events that exceed 25.1 mm cause hydrological connectivity (urbanized area-river). Under these conditions, the riparian forest cannot buffer runoff from the urban area. Thus, the hydrological processes evaluated in the riparian forest traveled in two directions – vertical and horizontal. In the first direction, the precipitation reaches the riparian forest canopy until it reaches the water table. In the second, the precipitation that falls on the urban area reaches the riparian forest through surface runoff and, in most cases, reaches the stream generating soil erosion. These results indicate that riparian forests are subject to high pressure from the urbanization process.

Keywords: Hydrology; Gallery forest; Ecosystem services; Interception; Seasonality; Hydrophobicity; Urbanization.

LISTA DE FIGURAS

Partição de chuva e nível freático em uma floresta ripária tropical nos domínios da Savana brasileira

Figura 1 – Floresta ripária avaliada próximo a área urbana em Sobradinho II - DF.....	34
Figura 2 – Delineamento amostral dos coletores na área urbana e na floresta ripária.	35
Figura 3 – Coletor de precipitação interna (a), coletores do volume de água que atravessa serrapilheira (b), instalado no campo sem (c) e com (d) a presença de serrapilheira.....	36
Figura 4 – Variação temporal da quantidade de precipitação e precipitação interna.	38
Figura 5 – Relação entre precipitação e precipitação interna.....	39
Figura 6 – Variação temporal da precipitação interna e da interceptação da serrapilheira.	41
Figura 7 – Variação temporal da precipitação e do nível do lençol freático (os poços secos não indicam que o lençol freático secou e a faixa cinza indica a estação úmida).....	42
Figura 8 – Modelo conceitual dos processos hidrológicos descritos na floresta ripária.	43

A sazonalidade de chuva pode desencadear a repelência de água no solo em uma floresta ripária tropical?

Figure 1 – Location of the riparian forest at Sobradinho II – Distrito Federal (Brazil).	52
Figure 2 – Sampling design; at each point (□) water repellency and infiltration were measured.	53
Figure 3 – Monthly rainfall. February (blue) and August (orange) were the months where water repellency and infiltration were measured in the wet and dry seasons, respectively.	54
Figure 4 – Mean water table depths in the riparian forest; sampling months of repellency and infiltration were February in the wet season (blue underline) and August in the dry season (orange underline).	55
Figure 5 – Boxplot of water drop penetration time (WDPT) of wet and dry seasons of the riparian forest; x represents the mean, dots, when present, represent outliers; horizontal line inside the boxes indicate the medians (Q2), the lower horizontal lines outside the boxes indicate the first quartile (Q1), and the upper horizontal lines outside the boxes represent the third quartile (Q3). The horizontal lines on the bottom are minimum values, and the horizontal lines on the top are maximum values.....	56
Figure 6 - Absence (left) and presence (right) of soil water repellency between seasons; arrows indicate where droplets were added.	56
Figure 7 - Boxplot of infiltration capacity in wet and dry months in the tropical riparian forest; x represent the means, dots, when present, represent the outliers. The horizontal lines inside the boxes indicate the medians (Q2), the lower horizontal lines outside the boxes indicate the first quartile (Q1), and the upper horizontal lines outside the boxes represent the third quartile (Q3). The horizontal lines on the bottom are minimum values, and the horizontal lines on the top are maximum values.	57
Figure 8 - Relationship between water repellency and infiltration capacity in the wet (a) and dry (b) seasons in the riparian forest.	58

Escoamento superficial de uma área urbana promove conectividade hidrológica e perda de solo em uma floresta ripária tropical

Fig. 1 – Study area. Urban area and riparian forest (a), runoff inlet from the urban area (b) and riparian forest that receives water from the urban area (c).....	68
Fig. 2 – Sampling design indicating two plots with (WUSR 1 and 2) and two without (WOUSR 1 and 2) urban runoff.....	69
Fig. 3 – Runoff detectors (a), erosion pins (b) and equipment installed in situ (c).....	70
Fig. 4 – Monthly precipitation.	72
Fig. 5 – Surface runoff frequency in plots with and without surface runoff from urban area. ...	73
Fig. 6 – Boxplot showing surface runoff frequency of plots with and without urban runoff. Different letters indicate significant differences.	73
Fig. 7 – Runoff frequency under rainfall different volumes: (a) 1.0 to 25 mm, (b) 25.1 to 50 mm, (c) 50.1 mm to 75 mm and (d) > 75 mm. WUSR = Plot with Urban Surface Runoff; WOUSR = Plot Without Urban Surface Runoff.	74
Fig. 8 – Soil movement in plots with and without surface runoff from urban area.	75
Fig. 9 – Boxplot comparing losses, gains and stability of erosion pins between plots with (WUSRs) and without (WOUSRs) surface runoff from urban areas. Different letters indicate significant differences.	75
Fig. 10 – Soil movement under different rainfall volumes: (a) 1.0 to 25 mm, (b) 25.1 to 50 mm, (c) 50.1 mm to 75 mm and (d) > 75 mm. WUSR = Plot with Urban Surface Runoff; WOUSR = Plot Without Urban Surface Runoff.....	76
Fig. 11 – Relationship between runoff frequency and soil movement in plots with (a) and without (b) urban runoff.....	77
Fig. 12 – Relationship between rainfall volume and surface runoff frequency in plots with (a) and without (b) urban runoff.	78

Figuras suplementares

Figura suplementar 1 – Imagens da floresta ripária avaliada.	89
Figura suplementar 2 – Imagens do Organossolo da floresta ripária avaliada.	89
Figura suplementar 3 – Coletor de precipitação (a); distribuição de coletores de precipitação interna na floresta ripária (b) e; coletor de precipitação interna com volume coletado e dossel vegetal acima do coletor (c).	90
Figura suplementar 4 – Materiais utilizados para coletor de água abaixo da serrapilheira - tela sombrite 50%, elástico, garrafa pet de água mineral (a); coletores montados (b); coletor de água abaixo da serrapilheira próximo da precipitação interna (c).	90
Figura suplementar 5 – Instalação de poço para mensurar o nível do lençol freático na floresta ripária.	91
Figura suplementar 6 – Mini disk infiltrometer utilizado na floresta ripária (a); pipeta de pasteur utilizada para aplicação do teste de repelência no solo da floresta ripária (b e c); 10 gotas (ponto) aplicadas pela pipeta de pasteur no solo da floresta ripária (d).	91
Figura suplementar 7 – Entradas para a floresta ripária de escoamento superficial urbano (a); vista individual das entradas de escoamento superficial urbano (b).	92
Figura suplementar 8 – Medidas dos detectores de escoamento superficial (a); distância entre o pino de erosão e o detector de escoamento superficial (b); instalação do pino de erosão e	

detector de escoamento superficial (c); pino de erosão e detector de escoamento superficial registrando dados (d e e).	92
Figura suplementar 9 – Medida dos pinos de erosão (a); pino de erosão com maior taxa de erosão na floresta ripária (b); pino de erosão com maior taxa de sedimentação na floresta ripária (c).	93
Figura suplementar 10 – Presença de escoamento superficial na floresta ripária.	93
Figura suplementar 11 – Água da precipitação que caminha no sentido vertical da floresta ripária (a) e; água da precipitação da área urbana que caminha no sentido horizontal da floresta ripária (b).....	94

LISTA DE TABELAS

Partição de chuva e nível freático em uma floresta ripária tropical nos domínios da Savana brasileira

Tabela 1 – Partição da chuva em estudos de diversas formações florestais 38

A sazonalidade de chuva pode desencadear a repelência de água no solo em uma floresta ripária tropical?

Table 1 - Degree of soil water repellency in the wet and dry months, based on Robichaud et al. (2016). 57

SUMÁRIO

1 – INTRODUÇÃO GERAL	16
Referências.....	18
2 – PERGUNTAS E OBJETIVOS	20
2.1 – Objetivo geral	20
2.2 – Objetivos específicos	20
3 – REFERENCIAL TEÓRICO	21
3.1 – Processos hidrológicos.....	21
3.1.1 – <i>Precipitação</i>	21
3.1.2 – <i>Precipitação interna</i>	21
3.1.3 – <i>Interceptação do dossel</i>	22
3.1.4 – <i>Interceptação da serrapilheira</i>	22
3.1.5 – <i>Infiltração de água no solo</i>	23
3.1.6 – <i>Repelência de água no solo</i>	23
3.1.7 – <i>Escoamento superficial</i>	24
3.2 – Alterações hidrológicas geradas pela urbanização.....	24
3.3 – Erosão dos solos.....	25
3.4 – Vegetação ripária	26
Referências.....	27
4 – PARTICIÇÃO DE CHUVA E NÍVEL FREÁTICO EM UMA FLORESTA RIPÁRIA TROPICAL NOS DOMÍNIOS DA SAVANA BRASILEIRA	31
4.1 – Introdução.....	31
4.2 – Material e métodos.....	33
4.2.1 – <i>Área de estudo</i>	33
4.2.2 – <i>Delineamento amostral</i>	34
4.2.3 – <i>Análises estatísticas</i>	37
4.3 - Resultados e Discussão	37
Referências.....	43
5 – A SAZONALIDADE DE CHUVA PODE DESENCADear A REPELÊNCIA DE ÁGUA NO SOLO EM UMA FLORESTA RIPÁRIA TROPICAL?	49
5.1 – Introduction	50
5.2 – Materials and methods.....	51
5.2.1 – <i>Study area</i>	51
5.2.2 – <i>Variables and sampling design</i>	52

5.2.3 – <i>Data analysis</i>	54
5.3 – Results	54
5.4 – Discussion	58
5.5 – Conclusion	59
References	60
6 – ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE UMA ÁREA URBANA PROMOVE CONECTIVIDADE HIDROLÓGICA E PERDA DE SOLO EM UMA FLORESTA RIPÁRIA TROPICAL	65
6.1 – Introduction	66
6.2 – Materials and methods	67
6.2.1 – <i>Study area</i>	67
6.2.2 – <i>Variables and sampling design</i>	69
6.2.3 – <i>Data analysis</i>	71
6.3 – Results	72
6.4 – Discussion	78
6.5 – Conclusion	80
References	80
7 – CONSIDERAÇÕES FINAIS	86
8 – FIGURAS SUPLEMENTARES	89

1 – INTRODUÇÃO GERAL

A população humana do planeta em 1969 era de 3,4 bilhões e em 50 anos passou para mais de 7,6 bilhões de pessoas, paralelamente, ocorreu o crescimento da população urbana, que passou de 36,3% em 1969 para 54,3% em 2016 (Goudie, 2018). Estimativas indicam que até 2050 a população mundial terá cerca de 9,8 bilhões de pessoas (United Nations, 2017) e, neste mesmo período, a população urbana aumentará de 55% para 68% (United Nations, 2018). Esse aumento populacional poderá favorecer pressões sobre os recursos naturais com algumas consequências já registradas, como a eutrofização, invasão de espécies aquáticas, alteração hidrológica (infiltração e escoamento superficial), que afeta a qualidade da água e o funcionamento da dinâmica ecológica dos ecossistemas urbanos aquáticos e terrestres (Paul e Meyer, 2001; Teurlincx et al., 2019). Isso ocorre pelos padrões de paisagem que são modificados e influenciam componentes bióticos e abióticos das águas superficiais e das zonas ripárias (Gergel et al., 2002).

As áreas impermeáveis de ambientes urbanos podem gerar alterações bióticas, geomórficas e hidrológicas nos rios (Gergel et al., 2002) já que, em relação aos ambientes não pavimentados, o escoamento superficial é superior, além de carregar um grande número de microrganismos e poluentes (Teurlincx et al., 2019). Diante disso, a vegetação ripária exerce diversas funções que agem diretamente nas questões econômicas, devido ao controle de inundações, auxílio na agricultura, silvicultura, indústria, urbanização e em diferentes atividades recreativas (e.g. caminhadas, pesca, canoagem) (González et al., 2017). As zonas ripárias são ecossistemas de transição entre ambientes terrestres e de água doce ao longo de corpos d'água (González et al., 2017). Tais formações possuem grande relevância ecológica, promovendo papel fundamental para a natureza e para sociedade humana (WWF, 2017).

Entre as diversas funções que as zonas ripárias exercem estão a preservação de espécies (biota), refúgio para biodiversidade, regulação climática, alta produtividade primária, filtragem de água e nutrientes, mitigação de enchentes, mitigação de processos erosivos (González et al., 2017; Naiman e Décamps, 1997; Palmer e Bennett, 2006; WWF, 2017). Essas funções são serviços ecossistêmicos que geram o bem-estar humano (Dufour et al., 2019). Deste modo, é provável que essas formações vegetais, quando sob influência urbana, sofram maior pressão, por meio da impermeabilização da superfície, que gera um rápido escoamento superficial (Ferreira et al., 2016; Russell et al., 2019) e, pode alcançar as zonas ripárias urbanas. Consequentemente, impactos nessas vegetações

podem comprometer serviços ecossistêmicos vitais (e.g. retenção de água que evita escoamento e inundações).

Existem alguns estudos que abordam a temática de vegetação ripária em ambientes urbanos, os quais analisam biodiversidade, partição da precipitação, sedimentação, regimes hidrológicos (Brice et al., 2016; Guida-Johnson et al., 2017; Kermavnar e Vilhar, 2017; Roy et al., 2006), entre outros. No entanto, Dufour et al. (2019) apontaram que pesquisas em zonas ripárias em âmbito urbano são pouco exploradas. Assim, quantificar processos que ocorrem nessas vegetações ripárias, excepcionalmente, os hidrológicos são importantes, devido à sua dimensão funcional. Por exemplo, mensurar processos hidrológicos, como a precipitação interna e a interceptação do dossel são fundamentais para a hidrologia florestal e o ciclo de nutrientes (Loescher et al., 2002). Além disso, o dossel vegetal também serve como barreira e particiona a chuva, reduzindo a quantidade e redistribuindo a precipitação em direção ao solo (Bessi et al., 2018a; Chang, 2002). Outro ponto é que existem estudos que quantificam os processos hidrológicos (precipitação, precipitação interna, escoamento pelo tronco) no bioma Cerrado (Bessi et al., 2018b; Lilienfein e Wilcke, 2004; Oliveira et al., 2015), mas pouco é avaliado em vegetações ripárias (e.g. Távora, 2017).

Diante disso, esta pesquisa possui o intuito de contribuir com o conhecimento relacionado às áreas de zonas ripárias em ambientes urbanos, bem como entender os processos hidrológicos que ocorram nestas áreas. Neste sentido, a presente tese teve o objetivo de caracterizar os processos hidrológicos e erosivos em florestas ripárias. Assim, a tese foi dividida em três capítulos que tem as seguintes perguntas centrais: (1) como funciona a partição de chuva em floresta ripária? (2) a repelência de água no solo e a capacidade de infiltração em floresta ripária muda de acordo com a sazonalidade climática de chuva e seca? (3) a floresta ripária é capaz de reter o escoamento superficial oriundo de áreas urbanas? Ao responder essas perguntas, espera-se esclarecer os caminhos que a água percorre dentro da floresta ripária, seja vertical (sentido dossel da floresta ripária-lençol freático) ou horizontal (vertente/urbanização-floresta ripária).

Assim, a tese busca responder as perguntas anteriores, em três capítulos, formatados em artigos científicos: o capítulo 4 - *Partição de chuva e nível freático em uma floresta ripária tropical nos domínios da savana brasileira*, foi submetido na revista *Fronteiras* e escrito em português; o capítulo 5 - *A sazonalidade de chuva pode desencadear a repelência de água no solo em uma floresta ripária tropical?*, foi submetido a revista *Journal Forestry Research* e escrito em inglês e; o capítulo 6 -

Escoamento superficial de uma área urbana promove conectividade hidrológica e perda de solo em uma floresta ripária tropical, foi submetido a revista *Water, Air & Soil Pollution* e escrito em inglês.

Referências

- Bessi, D., Dias, H. C. T., & Tonello, K. C. (2018b). Rainfall Partitioning in Fragments of Cerrado Vegetation At Different Stages of Conduction of Natural Regeneration. *Revista Árvore*, 42(2). <https://doi.org/10.1590/1806-90882018000200015>
- Bessi, D., Tanaka, M. O., Costa, L. A. da, Correa, C. J. P., Tonello, K. C., Bessi, D., et al. (2018a). Forest restoration and hydrological parameters effects on soil water conditions: a structural equation modelling approach. *Brazilian Journal of Water Resources*, 23, 1–10. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.231820180043>
- Brice, M.-H., Pellerin, S., & Poulin, M. (2016). Environmental filtering and spatial processes in urban riparian forests. *Journal of Vegetation Science*, 27(5), 1023–1035. <https://doi.org/10.1111/jvs.12425>
- Chang, M. (2002). *Forest hydrology: An introduction to water and forests* (1st ed.). CRC press.
- Dufour, S., Rodríguez-González, P. M., & Laslier, M. (2019). Tracing the scientific trajectory of riparian vegetation studies: Main topics, approaches and needs in a globally changing world. *Science of The Total Environment*, 653, 1168–1185. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.383>
- Ferreira, C. S. S., Walsh, R. P. D., Shakesby, R. A., Keizer, J. J., Soares, D., González-Pelayo, O., et al. (2016). Differences in overland flow, hydrophobicity and soil moisture dynamics between Mediterranean woodland types in a peri-urban catchment in Portugal. *Journal of Hydrology*, 533, 473–485. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.12.040>
- Gergel, S. E., Turner, M. G., Miller, J. R., Melack, J. M., & Stanley, E. H. (2002). Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquatic Sciences*, 64(2), 118–128. <https://doi.org/10.1007/s00027-002-8060-2>
- González, E., Felipe-Lucia, M. R., Bourgeois, B., Boz, B., Nilsson, C., Palmer, G., & Sher, A. A. (2017). Integrative conservation of riparian zones. *Biological Conservation*, 211, 20–29. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.035>
- Goudie, A. (2018). The human impact in geomorphology – 50 years of change. *Geomorphology*, (xxxx). <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2018.12.002>
- Guida-Johnson, B., Faggi, A. M., & Zuleta, G. A. (2017). Effects of Urban Sprawl on Riparian Vegetation: Is Compact or Dispersed Urbanization Better for Biodiversity? *River Research and Applications*, 33(6), 959–969. <https://doi.org/10.1002/rra.3138>
- Kermavnar, J., & Vilhar, U. (2017). Canopy precipitation interception in urban forests in relation to stand structure. *Urban Ecosystems*, 20(6), 1373–1387. <https://doi.org/10.1007/s11252-017-0689-7>

- Lilienfein, J., & Wilcke, W. (2004). Water and element input into native, agri-and silvicultural ecosystems of the Brazilian savanna. *Biogeochemistry*, 67(2), 183–212.
- Loescher, H. W., Powers, J. S., & Oberbauer, S. F. (2002). Spatial variation of throughfall volume in an old-growth tropical wet forest, Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology*, 18(3), 397–407. <https://doi.org/10.1017/S0266467402002274>
- Naiman, R. J., & Décamps, H. (1997). The Ecology of Interfaces : Riparian Zones Robert J . Naiman ; Henri Decamps. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 28, 621–658.
- Oliveira, P. T. S., Wendland, E., Nearing, M. A., Scott, R. L., Rosolem, R., & Da Rocha, H. R. (2015). The water balance components of undisturbed tropical woodlands in the Brazilian cerrado. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19(6), 2899–2910. <https://doi.org/10.5194/hess-19-2899-2015>
- Palmer, G. C., & Bennett, A. F. (2006). Riparian zones provide for distinct bird assemblages in forest mosaics of south-east Australia. *Biological Conservation*, 130(3), 447–457. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.01.006>
- Paul, M. J., & Meyer, J. L. (2001). Streams in the Urban Landscape. *Annual review of Ecology and Systematics*, 21, 333–365.
- Roy, A. H., Freeman, M. C., Freeman, B. J., Wenger, S. J., Meyer, J. L., & Ensign, W. E. (2006). Importance of riparian forests in urban catchments contingent on sediment and hydrologic regimes. *Environmental Management*, 37(4), 523–539. <https://doi.org/10.1007/s00267-005-0029-1>
- Russell, K. L., Vietz, G. J., & Fletcher, T. D. (2019). Urban sediment supply to streams from hillslope sources. *Science of the Total Environment*, 653, 684–697. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.374>
- Távora, B. E. (2017). *Zona Ripária de Cerrado: Processos Hidrossedimentológicos*.
- Teurlinx, S., Kuiper, J. J., Hoevenaar, E. C., Lurling, M., Brederveld, R. J., Veraart, A. J., et al. (2019). Towards restoring urban waters: understanding the main pressures. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 36, 49–58. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2018.10.011>
- United Nations. (2017). *World Population Prospects The 2017 revision*.
- United Nations. (2019). *World Urbanization Prospects: The 2018 Revision. United Nations Economic and Social Affairs, Population Division*. New York.
- WWF. (2017). *Riparian forests: benefits, present condition, conservation*.

2 – PERGUNTAS E OBJETIVOS

2.1 – Objetivo geral

Como é o comportamento dos processos hidrológicos no sentido vertical e horizontal e erosivos em floresta ripária tropical próximo a área urbana?

- Caracterizar os processos hidrológicos verticalmente e horizontalmente e os erosivos em floresta ripária tropical adjacente a área urbana.

2.2 – Objetivos específicos

Como funciona a partição de chuva em uma floresta ripária tropical do bioma Cerrado?

- Caracterizar a partição de chuva e o nível do lençol freático em floresta ripária tropical situada nos domínios da savana brasileira (Cerrado).

A repelência de água no solo e a capacidade de infiltração em floresta ripária tropical muda de acordo com a sazonalidade climática de chuva e seca?

- Identificar se a repelência de água no solo ocorre na floresta ripária e, se a repelência influencia na capacidade de infiltração.

A floresta ripária é capaz de reter o escoamento superficial oriundo de áreas urbanas e, conseqüentemente, mitigar os processos erosivos do solo?

- Compreender a efetividade da floresta ripária em proteger o corpo d'água quando elas recebem o escoamento superficial da área urbana.

3 – REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 – Processos hidrológicos

3.1.1 – Precipitação

A precipitação é o lançamento de água da atmosfera em direção a superfície terrestre (Davie, 2008), resultado do arrefecimento (resfriamento) atmosférico e posterior condensação do vapor de água (Knapp, 2002). Suas características como ocorrência, duração, distribuição, quantidade e intensidade atuam diretamente na vazão de rios, umidade do solo, erosão do solo, perda de nutrientes e distribuição de espécies de plantas (Chang, 2002).

Existem vários tipos de precipitação, tais como: geada, orvalho, granizo, neve e chuva. Esses dois últimos são a principal entrada de água em um sistema de drenagem (Chang, 2002). Por exemplo, as chuvas são apontadas como componentes base no funcionamento do balanço hídrico, já que a distribuição espacial e temporal desse fenômeno influencia projetos e planejamentos de conservação do solo, estradas, irrigação, drenagem, plantio e colheita (Malaquias et al., 2010). Assim, para mensurar a precipitação total é necessário estar em um local aberto ou acima do dossel vegetal (Helvey e Patric, 1965).

3.1.2 – Precipitação interna

A precipitação interna ou transprecipitação é a parte da precipitação total que cai diretamente na superfície do solo pelas aberturas do dossel da vegetação ou indiretamente pelas folhas, caules ou troncos (Davie, 2008; Helvey e Patric, 1965). Esse processo ao lado do escoamento pelo tronco são um dos componentes de entrada dos elementos químicos nas bacias hidrográficas (Chang, 2002).

A precipitação interna é altamente variável entre e dentro de floresta (Chang, 2002), e sua quantidade é controlada pelo tipo, idade, e densidade de espécies, estação, tipo de chuva, cobertura e capacidade de armazenamento do dossel (Chang, 2002; Davie, 2008). Essa diversidade de atributos que influenciam tal processo, permite que em alguns locais os valores de precipitação interna possam ser superior ao da precipitação total (Chang, 2002). Assim, em alguns eventos pode ocorrer valores negativos de interceptação como encontrado em diferentes tipos de florestas e clima (Crockford e Richardson, 2000).

3.1.3 – Intercepção do dossel

A intercepção do dossel é a porção da chuva capturada pelo dossel da vegetação que é evaporada, sem pingar ou escorrer pelos troncos (Bessi et al., 2018; Helvey e Patric, 1965). Assim, o dossel vegetal modifica significativamente a liberação de água da atmosfera perante a superfície do solo, através da redução do fluxo da precipitação incidente e do aumento da variabilidade do impacto e da forma de distribuição (Duval, 2019). Isso indica a redução da velocidade terminal das gotas de chuva, da quantidade líquida de água que chega no solo e do escoamento superficial (Chang, 2002).

Esse processo promove a perda de 10 a 20% da precipitação anual pela intercepção do dossel, dependendo do poder de evaporação, aspectos da tempestade e da vegetação e, por isso é conhecido como uma perda dentro do orçamento hidrológico (Chang, 2002). Entretanto, a fina camada de água que fica em cima das folhas tem uma menor difusão do que a água de dentro da folha e, por consequência, a evaporação da água é maior do que a taxa de transpiração em folhas secas com as mesmas condições ambientais (Chang, 2002). A quantificação dessa variável, geralmente, é feita pela diferença da precipitação acima (precipitação total) e abaixo do dossel (precipitação interna) (Davie, 2008).

3.1.4 – Intercepção da serrapilheira

A intercepção da serrapilheira é a chuva contida na camada de serrapilheira que é evaporada sem contabilizar na umidade do solo mineral encoberto (Helvey e Patric, 1965), resultado da porção de água que cai do dossel vegetal (Acharya et al., 2017). É influenciada pela massa e espessura da serrapilheira, composição da estrutura, capacidade de retenção de água, umidade, taxa de evaporação e taxa de drenagem (Chang, 2002; Rosalem et al., 2019).

Essa intercepção é bem menor do que a intercepção do dossel (Chang, 2002). No entanto, esse processo auxilia diretamente na proteção da superfície do solo, que atua na redução da evaporação e na proteção do impacto direto das gotas de chuva, além de influenciar a velocidade do fluxo terrestre, que favorece mais tempo para absorção da água de escoamento do solo (Chang, 2002).

3.1.5 – Infiltração de água no solo

A infiltração de água no solo é a entrada de água na superfície do solo que ocupa seus espaços porosos e depois se torna água do solo (Weil e Brady, 2017). A entrada desse processo é uma combinação de atração capilar, gravidade e da pressão da água na superfície do solo, que no início é rápida e fica mais lenta com o preenchimento dos poros do solo (Chang, 2002). A infiltração é influenciada por fatores acima do solo (*e.g.*, cobertura vegetal, manejo do solo, crosta, declive) e no solo (*e.g.*, estrutura, textura, matéria orgânica, compactação do solo, sistema radicular) (Chang, 2002).

A infiltração é um processo chave para o ecossistema, pois água que entra no solo tem funções importantes para o seu funcionamento. Por exemplo, parte da água que entra no solo fica retida (umidade do solo), e é utilizada para o desenvolvimento da vegetação (Horton, 1933), e volta para o ar por meio da evapotranspiração (Chang, 2002), além do abastecimento de água subterrânea que abastece poços, nascentes e corpos d'água (Horton, 1933).

3.1.6 – Repelência de água no solo

A repelência de água no solo (hidrofobicidade) é o fenômeno de redução da afinidade do solo à água, que pode resistir a umidade por segundos, horas, dias ou semanas (Doerr et al., 2000; Maia et al., 2005). Os solos com essa característica incham ao entrar em contato com a água, que resulta em uma barreira impermeável na superfície do solo para a infiltração de água (Davie, 2008).

Diversos fatores controlam sua ocorrência, como a temperatura do solo, atividade microbiana, textura do solo, umidade do solo, características químicas da matéria orgânica, tipo de vegetação (Doerr et al., 2000), além do histórico de chuvas e secas (Maia et al., 2005). Essa magnitude de vários fatores atuando favorecem a variabilidade espacial e temporal desse fenômeno (Buczko et al., 2005; Doerr et al., 2000; Vogelmann et al., 2013).

A repelência de água no solo influencia processos hidrológicos fundamentais dentro do ecossistema. Por exemplo, a infiltração de água e a percolação podem ser prejudicadas e, conseqüentemente, altera os fluxos subsuperficiais (Vogelmann et al., 2013), que abastecem as águas subterrâneas e os corpos hídricos. Além disso, favorece o escoamento superficial (Davie, 2008; Vogelmann et al., 2013), que pode gerar processos erosivos (Doerr et al., 2000; Vogelmann et al., 2013).

3.1.7 – Escoamento superficial

O escoamento superficial é a porção da chuva que caminha sobre a superfície do solo para os corpos d'água (Chang, 2002; Davie, 2008). Esse processo influencia a dinâmica hidrológica através da translocação, do armazenamento e do estado da água (Chang, 2002). Davie (2008) destaca dois processos de escoamento superficial:

- O primeiro é baseado nas observações de Horton (1933), nesse o escoamento é controlado pela infiltração de água no solo, gerado pelo excesso de infiltração (ou excesso de chuva) e ocorre de maneira uniforme na bacia hidrográfica. Diante disso, quando a capacidade de infiltração é baixa rapidamente ocorre o escoamento. Esse escoamento é denominado como escoamento Hortoniano;
- O segundo é baseado no trabalho de Hewlett e Richardson (1967), nesse a chuva é totalmente infiltrada e o escoamento é gerado pela saturação do solo, sendo que sua área de ocorrência é variável em tempo e espaço. Tal processo é resultado de uma mistura de fluxo de retorno e da chuva sob áreas saturadas. Esse escoamento é denominado como escoamento de saturação.

É importante destacar que o escoamento superficial é um indicador efetivo das condições de manejo da bacia hidrográfica, já que sua ocorrência é resposta de diversos fatores: clima da bacia hidrográfica, topografia, vegetação, solo, atividade antrópica e a quantidade e qualidade da vazão dos corpos hídricos (Chang, 2002).

Outro ponto essencial é que a conectividade hidrológica caracterizada como a transferência de água de uma parte da paisagem para outra (Bracken e Croke, 2007; Lexartza-Artza e Wainwright, 2009), pode gerar respostas no processo de escoamento superficial da bacia hidrográfica (Bracken e Croke, 2007). Diante disso, um grande obstáculo para a sociedade é o manejo da conectividade hidrológica das paisagens dominadas para minimizar os efeitos nocivos (Pringle, 2003). Por exemplo, em ambientes urbanos ou na transição deles para ambientes não convertidos.

3.2 – Alterações hidrológicas geradas pela urbanização

O rápido crescimento da urbanização possui uma grande influência nos danos ambientais que ocorre nas cidades (Guerra e Marçal, 2012). Entre esses danos estão os impactos na hidrologia, principalmente, os ligados diretamente a provisão de água. Tal

como, o carreamento de resíduos, que pode gerar o aumento de sólidos dissolvidos, e por conseguinte, diminuir o oxigênio dissolvido em corpos d'água; e a diminuição na recarga subterrânea, devido a impermeabilização da área, que torna os picos de inundação mais frequentes e menor o tempo de permanência de água no ambiente (Leopold, 1968).

O crescimento urbano cria mudanças drásticas na resposta da bacia hidrográfica pelas mudanças de uso e cobertura, mas também pela reorganização do sistema de drenagem e as vezes da própria encosta/vertente (Knapp, 2002). A urbanização remove a cobertura vegetal (Chang, 2002) e substitui por superfícies impermeáveis que diminuem a capacidade de infiltração do solo, aumenta o escoamento superficial e pode resultar em alagamentos quando o sistema de drenagem urbano não consegue ser eficiente (Araújo et al., 2013; Chang, 2002).

É importante deixar claro que não apenas o grau de pavimentação, mas como essa pavimentação influencia na direção dos fluxos, deve ser analisada na bacia hidrográfica (Botelho e Silva, 2012). Pois, se os eventos de precipitação forem intensos e duradores o sistema de drenagem urbano pode não suportar e a água que pode cobrir ruas, pontes, pontos baixos e virar armadilhas para veículos e pessoas (Chang, 2002). Assim, é necessário precauções por parte das pessoas, já que 15 cm de água em rápido movimento podem derrubar uma pessoa e 60 cm possam fazer um carro flutuar (Chang, 2002).

O escoamento superficial em áreas pavimentadas adquire maior velocidade (Botelho e Silva, 2012; Knapp, 2002; Teurlinx et al., 2019), podendo ser de duas a seis vezes maior do que ambientes naturais (Chang, 2002), conseqüentemente, adquire maior potencial erosivo (Botelho e Silva, 2012). Esse escoamento em direção ao leito do rio, quando encontra uma área não pavimentada e sem cobertura vegetal pode gerar erosões superficiais e a jusante erosões lineares (que podem gerar movimentos de massa e voçorocas) por meio dos fluxos subsuperficiais (Botelho e Silva, 2012).

3.3 – Erosão dos solos

A erosão dos solos é um processo natural (Jorge e Guerra, 2013; Thomas, 2016) de remoção da camada superficial pela água e vento, que pode ser acelerado pela ação antrópica (Thomas, 2016) e abrange processos de destacamento e transporte de partículas através desse elementos (Araújo et al., 2013). Sua fase inicial é favorecida pela atuação do intemperismo (químico, físico e/ou biológico), que quebra as rochas e enfraquece os agregados do solo, e deste modo, possibilita a erosão das partículas do solo por meio de impacto, de arrasto ou de tração (Araújo et al., 2013).

A erosão pluvial é um dos processos erosivos mais comuns (Araújo et al., 2013). É provocada pela água, elemento que tem características que possibilitam a erosão, como: a mobilidade, a força, a persistência e capacidade destrutiva (Chang, 2002). Essa erosão é inicialmente gerada pelo impacto da gota de chuva na superfície (salpicamento), que pode ser escoada em vias de fluxo no solo, e alcançar estágios avançados de erosão (ravinas e voçorocas) (Araújo et al., 2013). A ação da água da chuva é marcante em ambientes de clima tropical, já que o total precipitado é maior do que em outros locais do mundo (Guerra, 2007).

O processo de erosão gera prejuízos econômicos e ambientais (Pimentel et al., 1995), através de vários problemas. Entre eles estão: problemas na qualidade da água, danos gerados pela inundação, degradação de terras, estética ambiental (Chang, 2002), diminuição do armazenamento de água, perda de áreas para uso agropecuário, assoreamento e na poluição de corpos d'água (Jorge e Guerra, 2013). Entretanto, esses efeitos têm consequências no local (*onsite*), como a redução da espessura do solo, mas além dele (*offsite*), como assoreamento de corpos d'água (Guerra e Mendonça, 2012). Diante disso, a estabilidade do solo e a prevenção da erosão devem estar aliadas a preservação dos recursos hídricos (Chang, 2002), já que os impactos podem ir além dos limites do processo estabelecido.

A estrutura da vegetação (dossel, raízes, serrapilheira) exerce proteção (função mecânica) contra os efeitos erosivos do vento e da água (Chang, 2002). Sob ambientes de mata ou gramíneas a erosão é mais lenta e aparentemente equiparada com a formação do solo (Guerra, 2012). Deste modo, a cobertura vegetal é um elemento chave para evitar e controlar a erosão. A proteção contra esse processo é exercida por meio da: (1) redução do escoamento pelo dossel e transpiração; (2) aumento da porosidade do solo através horizonte orgânico e do sistema radicular; (3) diminuição da velocidade do escoamento pela serrapilheira; (4) redução da velocidade terminal das gotas da chuva pelo dossel; e (5) melhora dos agregados devido o reforço das raízes (Chang, 2002).

3.4 – Vegetação ripária

Desde o surgimento da civilização as zonas ripárias sofrem com sucessivos e crescentes impactos antrópicos (González et al., 2017). Isso devido ao desenvolvimento da sociedade humana através da busca de água para beber, irrigação e transporte (Groffman et al., 2003). Os rios facilitaram o processo de desenvolvimento florestal, industrial e urbano nas zonas ripárias, excepcionalmente, por sua localização na paisagem

(González et al., 2017). Depois da era dos descobrimentos, em especial, durante o século XIX houve um distanciamento das cidades e marginalização das zonas ripárias e apenas no último quarto do século XX esses ambientes tiveram o seu reconhecimento (conservação e restauração) (Naiman et al., 2005).

As zonas ripárias são áreas de interação direta entre os ambientes terrestre e aquático, onde a dinâmica das relações funcionais são definidas pela vegetação, hidrologia e topografia e as alterações no sistema terrestre pode influenciar o sistema aquático ou vice-versa (Swanson et al., 1982). Essas zonas podem ocorrer em diversos sistemas aquáticos (Dufour et al., 2019) e são fundamentais para recreação humana, habitat para vida silvestre, corredor ecológico, produtividade primária, regulação climática, filtragem de nutrientes, qualidade da água, prevenção de inundações e controle de erosão de margens (Bren, 1993; Naiman e Décamps, 1997; WWF, 2017).

No contexto hidrológico, esses ambientes funcionam como zonas de amortecimento que retêm as vias de fluxo, afetadas por áreas potenciais de escoamento superficial, tipo e permeabilidade do solo, instalações de drenagem do solo, declividade e o uso da terra adjacente (Naiman e Décamps, 1997). Assim, conservar uma faixa de zona ripária em áreas agro-florestais e urbanas pode estabilizar as margens de rios, reduzir o escoamento e diminuir o efeito de inundações (González et al., 2017). Por isso, em áreas urbanas são frequentemente utilizadas para mitigar os danos das superfícies impermeáveis, no entanto a eficiência das zonas ripárias é limitada (Brabec et al., 2002).

Referências

- Acharya, B. S., Stebler, E., & Zou, C. B. (2017). Monitoring litter interception of rainfall using leaf wetness sensor under controlled and field conditions. *Hydrological Processes*, 31(1), 240–249. <https://doi.org/10.1002/hyp.11047>
- Araújo, G. H. de S., Almeida, J. R. de, & Guerra, A. J. T. (2013). *Gestão ambiental de áreas degradadas* (10th ed.). Rio de Janeiro: Bertrand Brasil.
- Bessi, D., Dias, H. C. T., & Tonello, K. C. (2018). Rainfall Partitioning in Fragments of Cerrado Vegetation At Different Stages of Conduction of Natural Regeneration. *Revista Árvore*, 42(2). <https://doi.org/10.1590/1806-90882018000200015>
- Botelho, R. G. M., & Silva, A. S. (2012). Bacia hidrográfica e qualidade ambiental. In A. C. Vitte & A. J. T. Guerra (Eds.), *Reflexões sobre a Geografia Física no Brasil* (6th ed., pp. 153–192). Rio de Janeiro: Bertrand Brasil.
- Brabec, E., Schulte, S., & Richards, P. L. (2002). Impervious surfaces and water quality: A review of current literature and its implications for watershed planning. *Journal of Planning Literature*, 16(4), 499–514. <https://doi.org/10.1177/088541202400903563>

- Bracken, L. J., & Croke, J. (2007). The concept of hydrological connectivity and its contribution to understanding runoff-dominated geomorphic systems. *Hydrological Processes*, 21(13), 1749–1763. <https://doi.org/10.1002/hyp.6313>
- Bren, L. J. (1993). Riparian zone, stream, and floodplain issues: a review. *Journal of Hydrology*, 150(2–4), 277–299. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(93\)90113-N](https://doi.org/10.1016/0022-1694(93)90113-N)
- Buczko, U., Bens, O., & Hüttl, R. F. (2005). Variability of soil water repellency in sandy forest soils with different stand structure under Scots pine (*Pinus sylvestris*) and beech (*Fagus sylvatica*). *Geoderma*, 126(3–4), 317–336. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.10.003>
- Chang, M. (2002). *Forest hydrology: An introduction to water and forests* (1st ed.). CRC press.
- Crockford, R. H., & Richardson, D. P. (2000). Partitioning of rainfall into throughfall, stemflow and interception: effect of forest type, ground cover and climate. *Hydrological Processes*, 14(16–17), 2903–2920. [https://doi.org/10.1002/1099-1085\(200011/12\)14:16/17<2903::AID-HYP126>3.0.CO;2-6](https://doi.org/10.1002/1099-1085(200011/12)14:16/17<2903::AID-HYP126>3.0.CO;2-6)
- Davie, T. (2008). *Fundamentals of hydrology* (2nd ed.). Routledge.
- Doerr, S. H., Shakesby, R. A., & Walsh, R. P. D. (2000). Soil water repellency: Its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth Science Reviews*, 51(1–4), 33–65. [https://doi.org/10.1016/S0012-8252\(00\)00011-8](https://doi.org/10.1016/S0012-8252(00)00011-8)
- Dufour, S., Rodríguez-González, P. M., & Laslier, M. (2019). Tracing the scientific trajectory of riparian vegetation studies: Main topics, approaches and needs in a globally changing world. *Science of The Total Environment*, 653, 1168–1185. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.383>
- Duval, T. P. (2019). Rainfall partitioning through a mixed cedar swamp and associated C and N fluxes in Southern Ontario, Canada. *Hydrological Processes*, 33(11), 1510–1524. <https://doi.org/10.1002/hyp.13414>
- González, E., Felipe-Lucia, M. R., Bourgeois, B., Boz, B., Nilsson, C., Palmer, G., & Sher, A. A. (2017). Integrative conservation of riparian zones. *Biological Conservation*, 211, 20–29. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.035>
- Groffman, P. M., Bain, D. J., Band, L. E., Belt, K. T., Brush, G. S., Grove, J. M., et al. (2003). Down by the Riverside: Urban Riparian Ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1(6), 315. <https://doi.org/10.2307/3868092>
- Guerra, A. J. T. (2007). O início do processo erosivo. In A. J. T. Guerra, A. S. Silva, & R. G. M. Botelho (Eds.), *Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações* (3rd ed., p. 340). Bertrand Brasil.
- Guerra, A. J. T. (2012). Escostas e a questão ambiental. In S. B. da Cunha & A. J. T. Guerra (Eds.), *A questão ambiental: diferentes abordagens* (8th ed., pp. 191–218). Rio de Janeiro: Bertrand Brasil.
- Guerra, A. J. T., & Marçal, M. dos S. (2012). *Geomorfologia ambiental* (5th ed.). Rio de Janeiro: Bertrand Brasil.
- Guerra, A. J. T., & Mendonça, J. K. S. (2012). Erosão dos solos e a questão ambiental. In A. C. Vitte & A. J. T. Guerra (Eds.), *Reflexões sobre a Geografia Física no*

- Brasil* (6th ed., pp. 225–256). Rio de Janeiro: Bertrand Brasil.
- Helvey, J. D., & Patric, J. H. (1965). Canopy and litter interception of rainfall by hardwoods of eastern United States. *Water Resources Research*, 1(2), 193–206. <https://doi.org/10.1029/WR001i002p00193>
- Hewlett, J. D., & Hibbert, A. R. (1967). Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. In W. E. Sopper & H. W. Lull (Eds.), *Forest hydrology* (pp. 275–290). New York: Pergamon.
- Horton, R. E. (1933). The role of infiltration in hydrology cycle. *Transactions, American Geophysical Union*, 445–460.
- Jorge, M. do C. O., & Guerra, A. J. T. (2013). Erosão dos solos e movimentos de massa - recuperação de áreas degradadas com técnicas de bioengenharia e prevenção de acidentes. In A. J. T. Guerra & M. do C. O. Jorge (Eds.), *Processos erosivos e recuperação de áreas degradadas* (pp. 7–30). São Paulo: Oficina de textos.
- Knapp, B. J. (2002). *Elements of geographical hydrology*. Routledge.
- Leopold, L. B. (1968). *Hydrology for urban land planning: A guidebook on the hydrologic effects of urban land use* (Vol. 554). US Department of the Interior, Geological Survey.
- Lexartza-Artza, I., & Wainwright, J. (2009). Hydrological connectivity: Linking concepts with practical implications. *Catena*, 79(2), 146–152. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.07.001>
- Maia, C. M. B. F., Dedeczek, R., & Malucelli, C. S. (2005). *Identificação de repelência à água em solos sob plantios florestais*. Colombo: Embrapa Florestas.
- Malaquias, J. V., Silva, F. A. M., & Evangelista, B. A. (2010). Precipitação Pluviométrica em Planaltina, DF: análise de dados da estação principal da Embrapa Cerrados, 1974 a 2003, 16.
- Naiman, R. J., & Décamps, H. (1997). The Ecology of Interfaces : Riparian Zones Robert J . Naiman ; Henri Decamps. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 28, 621–658.
- Naiman, R. J., Décamps, H., & McClain, M. E. (2005). *Riparia: ecology, conservation and management of streamside communities*. Elsevier.
- Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M., et al. (1995). Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science*, 267(5201), 1117–1123. <https://doi.org/10.1126/science.267.5201.1117>
- Pringle, C. (2003). The need for a more predictive understanding of hydrologic connectivity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13(6), 467–471. <https://doi.org/10.1002/aqc.603>
- Rosalem, L. M. P., Wendland, E. C., & Anache, J. A. A. (2019). Understanding the water dynamics on a tropical forest litter using a new device for interception measurement, (June 2018), 1–9. <https://doi.org/10.1002/eco.2058>
- Swanson, F. J., Gregory, S. V., Sedell, J. R., & Campbell, A. G. (1982). Land-water interactions: the riparian zone. *Analysis of coniferous forest ecosystems in the*

western United States, 267–291.

Teurlincx, S., Kuiper, J. J., Hoevenaar, E. C., Lurling, M., Brederveld, R. J., Veraart, A. J., et al. (2019). Towards restoring urban waters: understanding the main pressures. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 36, 49–58. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2018.10.011>

Thomas, D. S. G. (2016). *The Dictionary of Physical Geography*. John Wiley & Sons.

Vogelmann, E. S., Reichert, J. M., Prevedello, J., & Awe, G. O. (2013). Hydro-physical processes and soil properties correlated with origin of soil hydrophobicity. *Ciência Rural*, 43(9), 1582–1589. <https://doi.org/10.1590/s0103-84782013005000107>

Weil, R. R., & Brady, N. C. (2017). *The Nature and Properties of Soils* (17^a). Pearson Education Limited.

WWF. (2017). *Riparian forests: benefits, present condition, conservation*.

4 – PARTIÇÃO DE CHUVA E NÍVEL FREÁTICO EM UMA FLORESTA RIPÁRIA TROPICAL NOS DOMÍNIOS DA SAVANA BRASILEIRA

Capítulo submetido para a revista “Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science” (Qualis A4, 2017-2020, na área de Ciências Ambientais)

Resumo

As florestas ripárias contribuem com diversas funções ecohidrológicas. No entanto, pouco se sabe a respeito do funcionamento hidrológico das florestas que ladeiam os corpos d’água na região da savana brasileira. O objetivo deste trabalho foi caracterizar a partição de chuva e o nível do lençol freático em uma floresta ripária tropical situada nos domínios da savana brasileira. Para isso, mediu-se a precipitação, precipitação interna, interceptação do dossel, interceptação da serrapilheira e o nível do lençol freático. O volume da precipitação, da precipitação interna e, da interceptação do dossel foram, respectivamente, 1685 mm, 1440 mm (85,5%) e, 245 mm (14,5%). No mesmo período, a interceptação da serrapilheira foi de 59,1%. Já o nível do lençol freático teve média de 33,4 cm, com maior aproximação da superfície do solo no período úmido (média de 27,8 cm) do que no período seco (média de 64,3 cm).

Palavras-chave: Aquífero; Transprecipitação; Interceptação negativa; Mata de galeria; Cerrado.

4 – RAINFALL PARTITIONING AND WATER TABLE IN A TROPICAL RIPARIAN FOREST IN THE BRAZILIAN SAVANNA DOMAINS

Abstract

Riparian forests contribute to diverse ecohydrological functions. However, little is known about the hydrological functioning of forests bordering water bodies in the Brazilian savanna region. This work aimed to characterize rainfall partitioning and water table in tropical riparian forest located in the Brazilian savanna domains. Precipitation, throughfall, canopy interception, litter interception, and water table level were measured. The precipitation, throughfall, and canopy interception volumes were 1685 mm, 1440 mm (85.5%), and 245 mm (14.5%), respectively. In the same period, the litter interception was 59.1%. The water table averaged 33.4 cm, with greater proximity to the soil surface in the humid period (average 27.8 cm) than in the dry period (average 64.3 cm).

Keywords: Groundwater; Throughfall; Negative interception; Gallery Forest; Savanna.

4.1 – Introdução

As florestas ripárias são muito importantes na conservação de rios e riachos (Hilary et al., 2021; Naiman et al., 2005; Swanson et al., 1982). Esses ecossistemas realizam diversos serviços ecossistêmicos, tais como servem (i) de fonte e conservação de recursos genéticos (Riis et al., 2020); (ii) atividades de recreação (González et al., 2017; Riis et al., 2020); (iii) regulação do microclima (Riis et al., 2020; Singh et al., 2021); (iv) mitigação do fogo (Riis et al., 2020); (v) filtragem de poluentes (Cole et al.,

2020; Riis et al., 2020; Singh et al., 2021); (vi) controle de erosão (Cole et al., 2020; Riis et al., 2020; Singh et al., 2021); (vii) controle do escoamento superficial (Riis et al., 2020; Tabacchi et al., 2000); (viii) influência na qualidade da água (Cole et al., 2020; González et al., 2017; Tabacchi et al., 2000), entre outros. Tais serviços estão em constante ameaça devido à conversão do uso da terra que traz uma série de distúrbios a tais sistemas (Metzger et al., 2019; Ramião et al., 2020). O crescimento de cidades (urbanização) é um desses usos da terra que, aliado à invasão de espécies e mudanças climáticas, constitui uma fonte estressora dessas florestas (Johnson et al., 2020). Diante dessas ameaças, as funções ec hidrológicas que essas vegetações exercem podem ser comprometidas.

Várias dessas funções previamente referidas estão conectadas à partição de chuva. Essa última pode ser definida como o processo de redistribuição da água precipitada que encontra o dossel vegetal e se divide em três caminhos: (a) interceptação da água pelo dossel vegetal, (b) precipitação interna e (c) escoamento pelo tronco (Chang, 2002; Davie, 2008; Duval, 2019; Helvey e Patric, 1965; Zabret et al., 2018). Além do dossel vegetal, a serrapilheira também atua na interceptação da água antes de encontrar o solo (Acharya et al., 2018; Helvey e Patric, 1965). Posteriormente, a água infiltra na superfície do solo e percola até encontrar o lençol freático e recarregar o aquífero. Diante disso, é importante destacar que as florestas ripárias facilitam a infiltração de água e possibilitam a recarga das águas subterrâneas (Singh et al., 2021; Tabacchi et al., 2000). Isso mostra que é importante monitorar as águas subterrâneas nesses ecossistemas, mas também em outros, já que esse recurso equivale a 97% da água doce e líquida no mundo e abastece 52% das cidades urbanas brasileiras (Hirata et al., 2019).

Compreender a partição de chuvas é importante devido ao fato dela influenciar todos os processos hidrológicos subsequentes (e.g. escoamento superficial e subsuperficial, transpiração, infiltração, recarga subterrânea e, em última análise, a vazão) (Dunkerley, 2020; Sadeghi et al., 2018; Yue et al., 2021). Além disso, compreender como a água, que é um recurso vital, se comporta em ecossistemas ripários é fundamental devido aos diversos serviços ecossistêmicos previamente citados, especialmente, os serviços ligados aos recursos hídricos, como a filtragem de poluentes e a consequente influência na qualidade da água. Contudo, alguns estudos destacaram que, em certas localidades, o escoamento pelo tronco pode ser negligenciado (Chen et al., 2019; Jiang et al., 2021; Levia e Germer, 2015), pois, nessas situações, tal processo é proporcionalmente irrelevante comparado à precipitação interna. Com isso, ao poder negligenciar o escoamento pelo tronco, é possível estimar a precipitação efetiva de modo simplificado,

isto é, apenas subtraindo a precipitação da precipitação interna (Groppo et al., 2019; Scheer, 2011).

Existem alguns estudos de partição de chuva em florestas ripárias (Kermavnar e Vilhar, 2017; Távora e Koide, 2020). Contudo, numericamente, esses estudos são mais escassos quando comparados àqueles realizados em florestas não ripárias. Por exemplo, revisões a respeito da partição de chuva não incluem florestas ripárias (Barbier et al., 2009; Crockford e Richardson, 2000; Llorens e Domingo, 2007; Yue et al., 2021). Além disso, as florestas ripárias geralmente possuem lençol freático raso (Marimon et al., 2003; Walter, 1996), logo é importante entender seu comportamento ao longo do tempo, especialmente, no contexto de períodos úmidos e secos.

Na região do Brasil central, as florestas ripárias que ladeiam os rios de pequeno porte são conhecidas como matas de galeria (Ribeiro e Walter, 2008). Tais florestas possuem similaridade florística em relação às florestas de outros biomas como Mata Atlântica e Amazônia (Oliveira-Filho e Ratter, 1995). Tal fato pode indicar que as florestas do Planalto Central podem ter funcionamento hidrológico similar no tocante à partição de chuvas em relação às florestas da Amazônia e da Mata Atlântica. Diante disso, o objetivo do presente trabalho foi caracterizar a partição de chuva e o nível do lençol freático em floresta ripária tropical situada nos domínios da savana brasileira (Cerrado). Nesse sentido, a ênfase foi dada aos processos de precipitação, precipitação interna, interceptação do dossel, interceptação da serrapilheira e o nível do lençol freático (que reflete a resposta de entrada de água no solo). Face à similaridade florística das florestas do Brasil central em relação às florestas da Amazônia e Mata Atlântica, espera-se obter valores dos componentes da partição de chuvas semelhantes aos das referidas florestas.

4.2 – Material e métodos

4.2.1 – Área de estudo

Essa pesquisa foi realizada em uma floresta ripária próxima a uma área urbanizada nas coordenadas 15°40' sul e 47°51' oeste. Tal vegetação ladeia o córrego Paranoazinho, localizada na região administrativa de Sobradinho II – Distrito Federal, Brasil (Figura 1). O declive e altitude da floresta ripária, respectivamente, é de aproximadamente 7% e de 1170 m. A classificação climática do local diante da classificação Koppen-Geiger é Aw com duas estações, úmida e seca (Alvares et al., 2013).

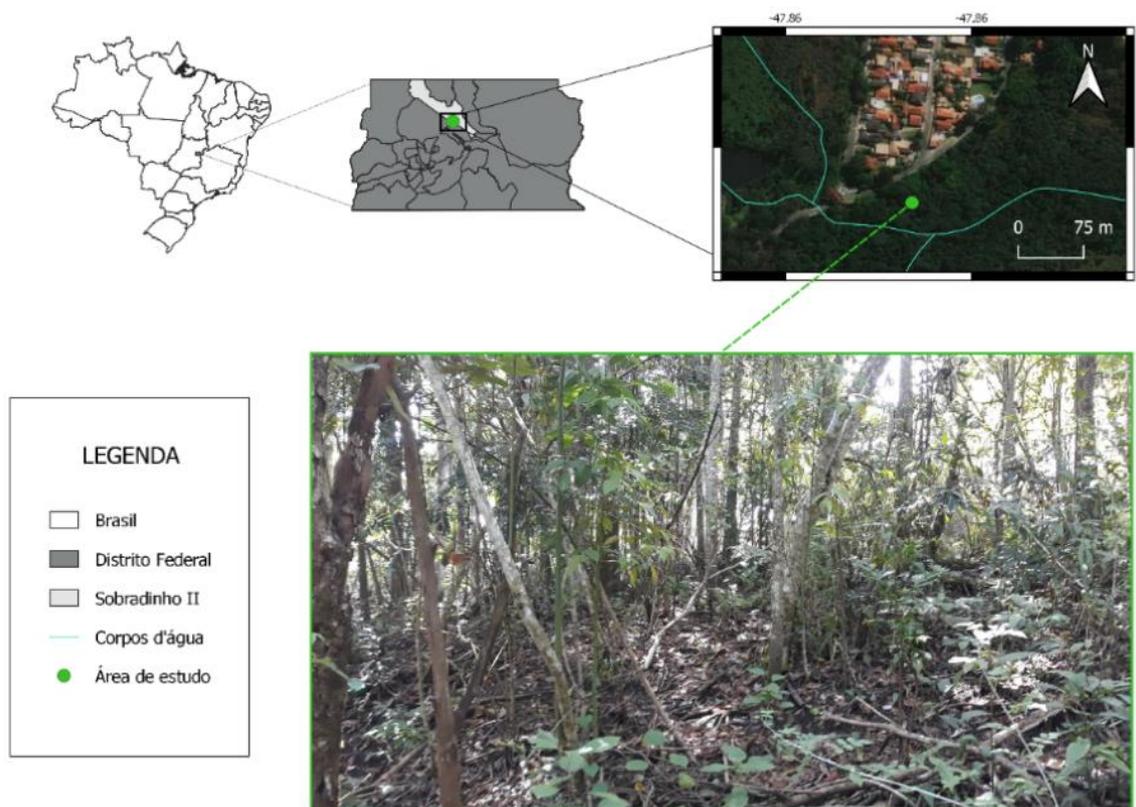


Figura 1 – Floresta ripária avaliada próximo a área urbana em Sobradinho II - DF.

Fonte: Gleicon Queiroz de Brito.

Essa floresta ripária (Figura Suplementar 1) possui uma largura de 36 m e 84% de cobertura do dossel (mensurado pelo Canopy cover software). Esse tipo de vegetação possui a densidade de árvores por volta de 1600-1900 trees ha⁻¹ com área basal de 38-45 m² ha⁻¹ (Silva Júnior, 2005, Silva Júnior, 2004; Silva Júnior, 1999). Entre as espécies encontradas estão *Aspidosperma spp.*, *Baubinia rufa*, *Copaifera langsdorffii*, *Matayba guianensis*, *Sclerolobium paniculatum var. rubiginosum* and *Tapirira guianensis* (Ribeiro e Walter, 2008; Silva Júnior et al., 1998). O solo local (Figura Suplementar 2) é classificado como Organossolo (classificação da EMBRAPA) reconhecido pelo horizonte hístico, com saturação parcial ou total no período chuvoso, além de partículas do solo com tamanho variável e resíduos de plantas em diferentes estágios de decomposição (Santos et al., 2018).

4.2.2 – Delineamento amostral

Esse estudo monitorou semanalmente a precipitação (P), a precipitação interna (Pi) e o lençol freático entre janeiro de 2020 a fevereiro de 2021. Os eventos de

precipitação (P) foram mensurados (34 semanas) por meio de um coletor manual instalado em área aberta, a aproximadamente 350 metros da floresta ripária (Figura suplementar 3a). Já a precipitação interna (Pi) mensurada na floresta ripária (34 semanas) foi obtida por meio de 20 coletores, distribuídos da proximidade da borda da vegetação até próximo do córrego (Figura 2), os quais ficaram na mesma posição durante o período de coleta (Figura suplementar 3b e c). Este estudo não avaliou o escoamento pelo tronco, como realizado por outras pesquisas (Groppo et al., 2019; Parron et al., 2011).

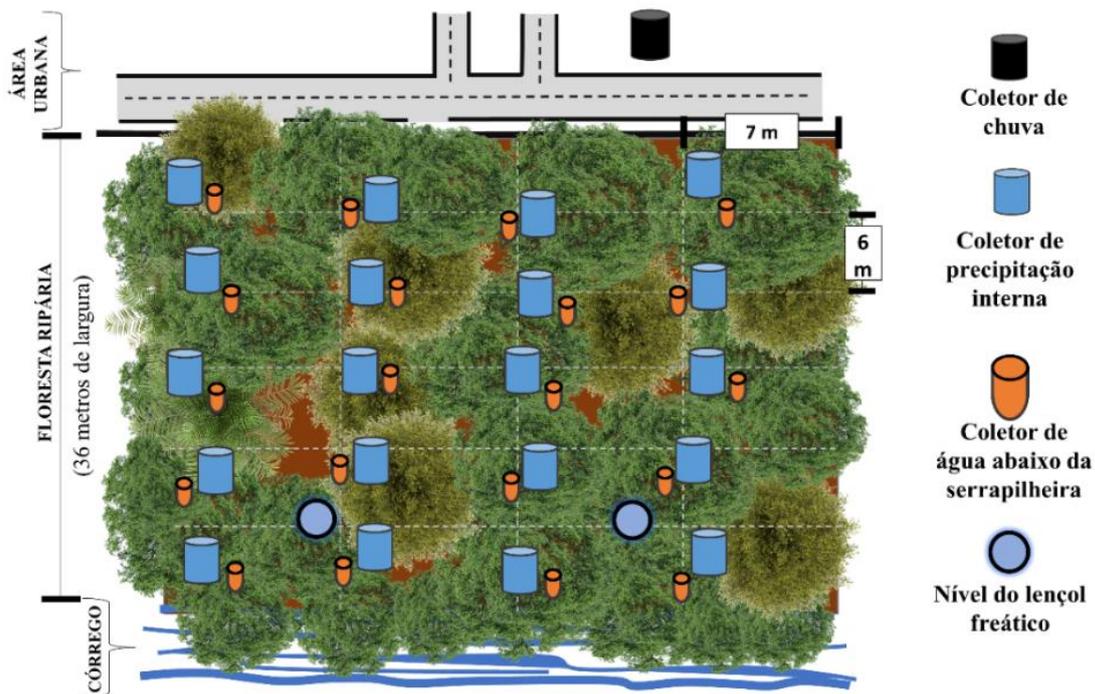


Figura 2 – Delineamento amostral dos coletores na área urbana e na floresta ripária.
Fonte: Gleicon Queiroz de Brito.

Os volumes das precipitações foram mensurados com uma proveta graduada e os coletores de P e Pi possuíam a área de captação de 674 cm² e situavam-se a 35 cm acima da superfície (Figura 3a). Para verificar o efeito da quantidade de precipitação interna na interceptação da serrapilheira os volumes de Pi foram divididos em quatro categorias baseadas na precipitação interna semanal, a saber: 1 a 25 mm; 25 a 50 mm; 50 a 75 mm; e acima de 75 mm. O processo de interceptação do dossel (I) foi calculado pela diferença entre a precipitação e a precipitação interna (Davie, 2008; Groppo et al., 2019), como mostra a equação 1:

$$I = P - P_i$$

Onde: I = Interceptação do dossel; P = Precipitação; P_i = Precipitação interna.



Figura 3 – Coletor de precipitação interna (a), coletores do volume de água que atravessa serrapilheira (b), instalado no campo sem (c) e com (d) a presença de serrapilheira.

Fonte: Gleicon Queiroz de Brito.

Para calcular a interceptação da serrapilheira (I_s), foi utilizado um recipiente com tela sombrite (50% de proteção) (Figura 3b) colocado a cerca de 50 cm próximo do coletor de P_i (Figura suplementar 4), totalizando 20 recipientes (a área de captação de cada coletor era de 58 cm²). A instalação seguia a retirada da serrapilheira e posterior abertura no solo para colocar o recipiente. Em seguida, a serrapilheira era devolvida acima do recipiente, buscando preservar as mesmas condições naturais que foram encontradas (Figura 3c e d). Diante disso, o excesso de água que não é interceptado pela serrapilheira é drenado para o recipiente (Helvey e Patric, 1965) e a interceptação da serrapilheira é obtida por meio da diferença entre a precipitação interna e o volume coletado no recipiente (equação 2).

$$I_s = P_i - V_c$$

Onde: I_s = Interceptação da serrapilheira; P_i = Precipitação interna; V_c = Volume coletado pelo recipiente abaixo da serrapilheira.

Para mensurar o nível do lençol freático, foram instalados dois poços com profundidade de aproximadamente 80 cm abaixo da superfície do solo (Figura suplementar 5) e que distavam cerca de sete metros de distância do córrego. O monitoramento dessa variável ocorreu por 46 semanas por meio de leituras semanais (uma vez por semana no período chuvoso) e quinzenais (uma vez a cada 15 dias no período de seca).

4.2.3 – Análises estatísticas

Realizou-se o teste de normalidade dos resíduos com o teste de Shapiro-Wilk ($p > 0,05$) das variáveis. Todos os resíduos apresentaram distribuição não normal. Assim, para identificar o grau de associação entre as variáveis utilizou-se duas abordagens: (i) o coeficiente de correlação de Spearman (teste não paramétrico) e (ii) o coeficiente de determinação (R^2) entre as variáveis. Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o programa Paleontological Statistics (PAST) (Hammer et al., 2001) versão 3.25.

4.3 - Resultados e Discussão

Durante o período avaliado de 34 semanas, a precipitação e a precipitação interna foram, respectivamente, 1685 mm e 1440 mm (Figura 4). A quantidade mensurada da precipitação está dentro da média anual da região do presente estudo que varia de 1440 a 1780 mm (Campos e Chaves, 2020). Portanto, trata-se de um ano hidrológico com volume de chuvas dentro do esperado como normal para a região. Em relação à precipitação interna, o valor aqui encontrado esteve próximo dos valores encontrados em florestas da Mata Atlântica (Tabela 1).

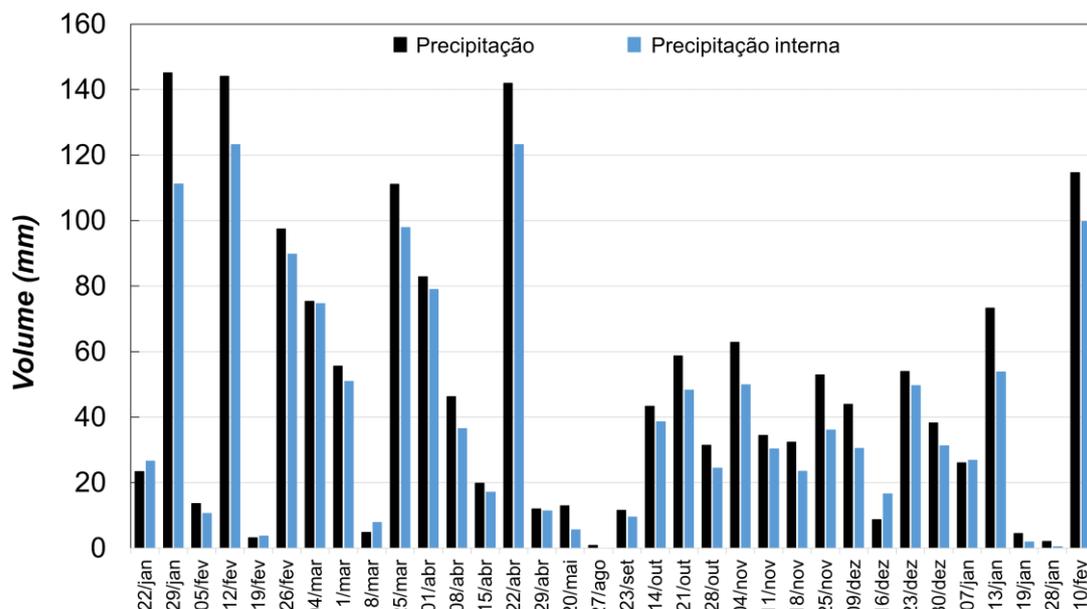


Figura 4 – Variação temporal da quantidade de precipitação e precipitação interna.

Fonte: Gleicon Queiroz de Brito.

Tabela 1 – Partição da chuva em estudos de diversas formações florestais.

Autores	Bioma-Fisionomia	Características vegetais	Precipitação interna (%)	Escoamento pelo tronco (%)	Interceptação do dossel (%)
Presente estudo	Cerrado – Floresta ripária	-	85,5	-	14,5
Távora e Kóide (2020)	Cerrado – Floresta ripária	1010 ind.ha ⁻¹ e altura máxima do dossel 21,5 m	75,3	-	24,7
Bäse et al. (2012)	Amazônia	1392 ind.ha ⁻¹	91,6	0,3	8,1
Moura et al. (2009)	Mata Atlântica	Altura do dossel de 20 m	84,9	2,4	12,7
Arcova et al. (2003)	Mata Atlântica-Floresta Latifoliada	Altura máxima do dossel de 20 m	81,2	0,2	18,6
Lima e Leopoldo (2000)	Cerrado-Floresta ripária	350 ind.ha ⁻¹ e altura máxima do dossel de 25 m	61,5	0,9	37,6
Lloyd e Marques (1988)	Amazônia	3000 ind.ha ⁻¹ e altura máxima do dossel de 40 m	91	1,8	7,2

A precipitação e a precipitação interna tiveram um forte grau de associação ($\rho = 0,985$). A precipitação explicou 98% da precipitação interna (Figura 5). Essa relação positiva entre a precipitação e a precipitação interna aqui encontrada indica como a precipitação interna é altamente dependente da precipitação (e.g. Bessi et al., 2018; Groppo et al., 2019; Loescher et al., 2002).

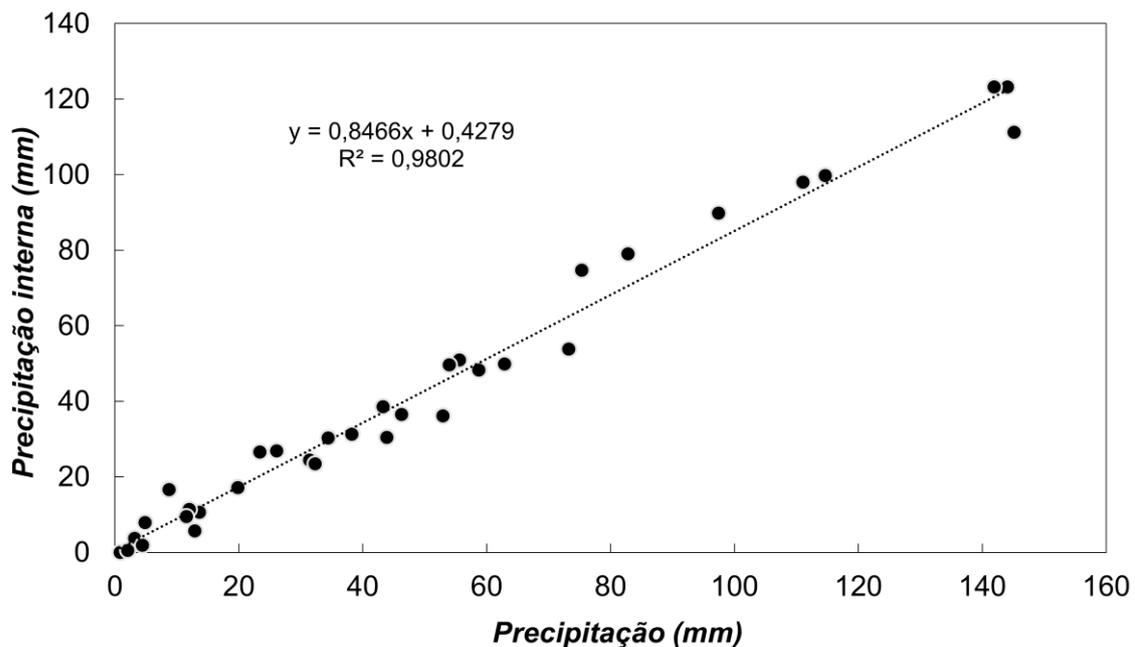


Figura 5 – Relação entre precipitação e precipitação interna.
Fonte: Gleicon Queiroz de Brito.

A interceptação do dossel encontrada na floresta ripária foi de 14,5% (245 mm). Os valores mais próximos ao encontrado no presente estudo foram os realizados em floresta de Mata Atlântica (Tabela 1). A estimativa de interceptação do dossel no presente estudo possui incerteza, uma vez que não foi medido o escoamento pelo tronco. Contudo, assumindo o valor do escoamento pelo tronco (0,9%) de uma floresta ripária encontrada na região do bioma Cerrado (Lima e Leopoldo, 2000), nota-se que a interceptação do dossel pode ter sido inferior, com aproximadamente 13,6%.

Alguns dos eventos semanais (5 semanas ou 15% das semanas avaliadas) registraram valores negativos de interceptação do dossel (Figura 4). Esses eventos de interceptação negativa já foram mensurados em outros trabalhos (Dykes, 1997; Eliades et al., 2022; Gomez-Peralta et al., 2008; Lloyd e Marques, 1988; Nytch et al., 2019; Staelens et al., 2008). Algumas dessas pesquisas indicaram que esse fenômeno pode se originar da interação dossel-neblina, o que provoca adição de água (precipitação oculta) (Eliades et al., 2022; Gomez-Peralta et al., 2008; Staelens et al., 2008), pela alta velocidade do vento, que pode subestimar a precipitação total, além de concentra-la no dossel e poder gerar o aumento da precipitação interna (Eliades et al., 2022; Nytch et al., 2019) e, por pontos do dossel, que concentram o gotejamento de água (Eliades et al., 2022; Lloyd e Marques, 1988). De fato, este último fator foi observado em campo, com alguns coletores que recebiam gotejamentos concentrados de água vindo dos ramos. Tais

ramos atuavam como um funil que direcionava a água coletada pela copa para o coletor. Dessa forma, essa é a provável causa dos eventos em que a interceptação calculada teve resultados negativos.

Houve baixa e não significativa correlação entre a precipitação interna e a interceptação da serrapilheira ($\rho = 0,009$). Esse resultado pode ser atribuído, possivelmente, à variação espacial da precipitação interna (Lloyd e Marques, 1988; Su et al., 2019; Zhang et al., 2019), devido às características como tipo e desenvolvimento de espécies (Carvalho et al., 2013), características da chuva como intensidade, volume, e ângulo de incidência (Carvalho et al., 2013; Távora e Koide, 2020) e também a variação da espessura da camada de serrapilheira que era distinta entre os pontos coletados.

A interceptação da serrapilheira teve ampla variação (8% a 87%) (Figura 6) com a média de 59,1%. Tal variação entre os eventos já foi destacada na literatura (Dunkerley, 2015). Além disso, as classes dos volumes de precipitação interna de 1 a 25 mm, de 50 a 75 mm e acima de 75 mm tiveram valores médios de interceptação da serrapilheira acima de 60%. Já a classe de 25 a 50 mm, teve, em média, 46% de interceptação da serrapilheira. A menor interceptação da serrapilheira dos eventos de precipitação interna entre 25 e 50 mm; pode estar associada à intensidade desses eventos chuvosos (Du et al., 2019). Especula-se a possibilidade desses eventos terem sido mais intensos e, conseqüentemente, ter diminuído a capacidade da interceptação da serrapilheira, já que os eventos com volumes maiores (50 a 75 mm e >75 mm) tiveram interceptação da serrapilheira superior a essa classe. Além disso, é importante destacar que o método aqui utilizado para avaliar a interceptação da serrapilheira possui limitações, pois pode ter havido superestimativa das medições em função da água que fica retida na tela do coletor (*e.g.* sombrite), como destacado por Helvey e Patric (1965). Com isso, pode o método também estar contribuindo com a variabilidade entre eventos.

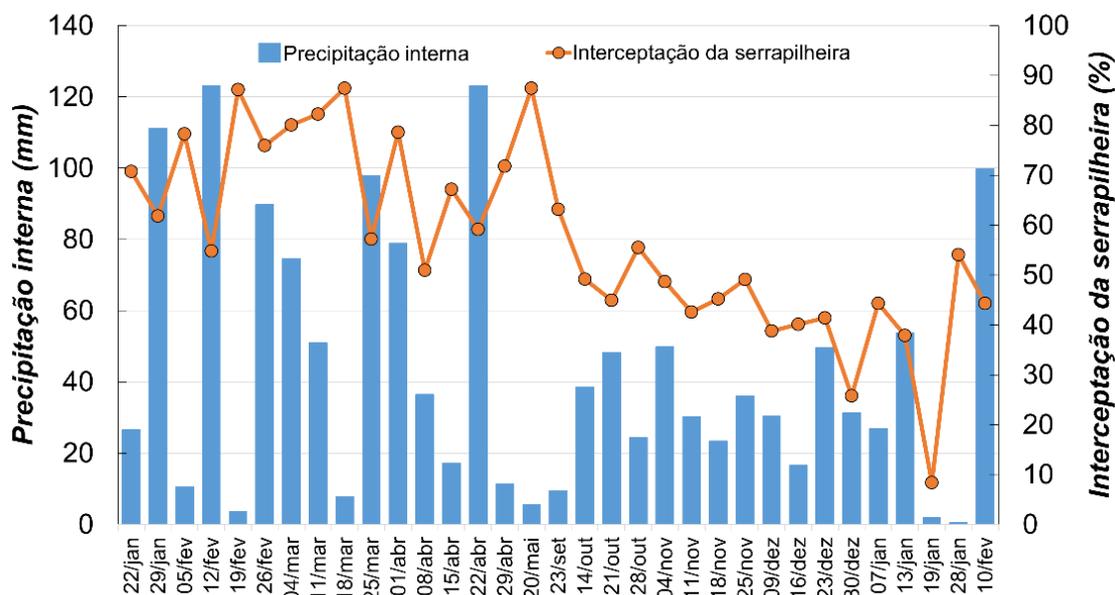


Figura 6 – Variação temporal da precipitação interna e da interceptação da serrapilheira.
Fonte: Gleicon Queiroz de Brito.

A precipitação explicou 23% do nível do lençol freático e teve uma correlação inversa e significativa com a profundidade do lençol freático possuindo um forte grau de associação ($p < 0,05$; $\rho = -0,68$). A média do nível do lençol freático foi de 33,4 cm de profundidade e seu comportamento foi o seguinte: manteve-se próximo da superfície do solo quando a precipitação ocorria de maneira regular dentro do período chuvoso (média de 27,8 cm) e, com a entrada do período seco e a consequente diminuição da quantidade de chuva, o nível freático apresentou uma redução (média de 64,3 cm) (Figura 7). Contudo, a elevação do nível freático não foi imediata, pois no fim do período seco os dois eventos semanais de precipitação (volume de 12,4 mm) que antecederam a entrada regular de chuvas no período chuvoso, não geraram elevação do nível do lençol freático. Tal resposta pode não ter ocorrido devido à perda de água para a interceptação do dossel e serrapilheira, e devido ao déficit de água no solo que não permite a percolação de água para maiores profundidades no perfil do solo (Hussain et al., 2022). Outro ponto interessante é que, eventualmente, fluxos de retorno (exfiltração) foram vistos no período chuvoso, como observado na literatura (Lowrance e Sheridan, 2005; Scheliga et al., 2019).

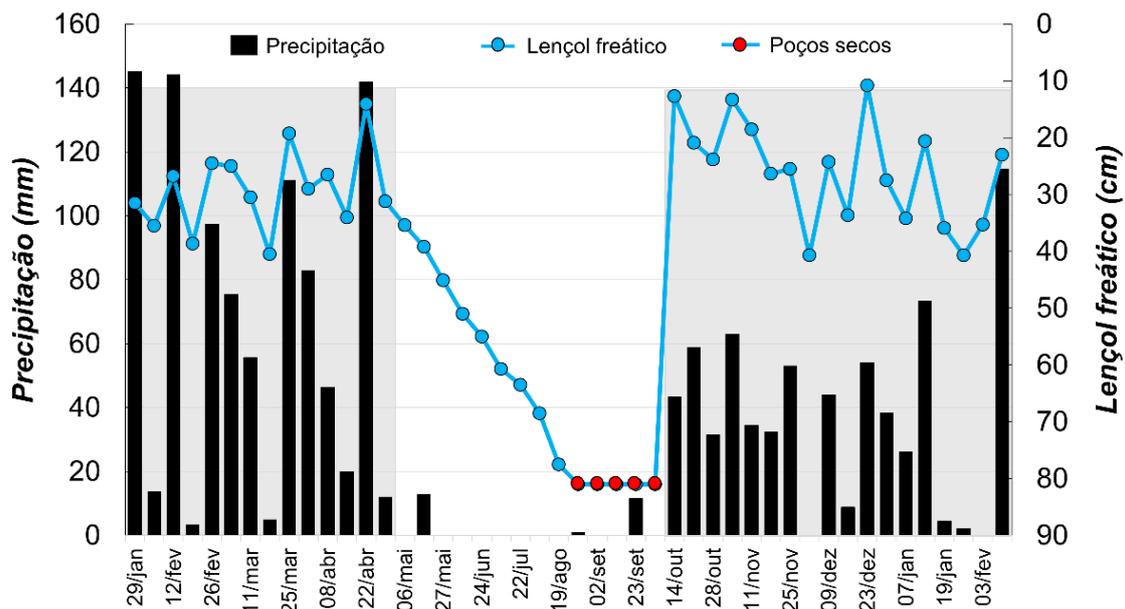


Figura 7 – Variação temporal da precipitação e do nível do lençol freático (os poços secos não indicam que o lençol freático secou e a faixa cinza indica a estação úmida).

Fonte: Gleicon Queiroz de Brito.

Os processos hidrológicos avaliados nessa floresta ripária mostram que, similar a outros tipos de vegetação, tais florestas atuam minimizando, em algum grau, a quantidade de água que atinge o solo. Em outras palavras, com a chegada da precipitação no dossel, ocorre o processo de interceptação por essa estrutura vegetal. A seguir, a água transpõe o dossel se transforma em outros processos hidrológicos como precipitação interna, escoamento pelo tronco, interceptação da serrapilheira até, finalmente, alcançar o lençol freático (Figura 8).

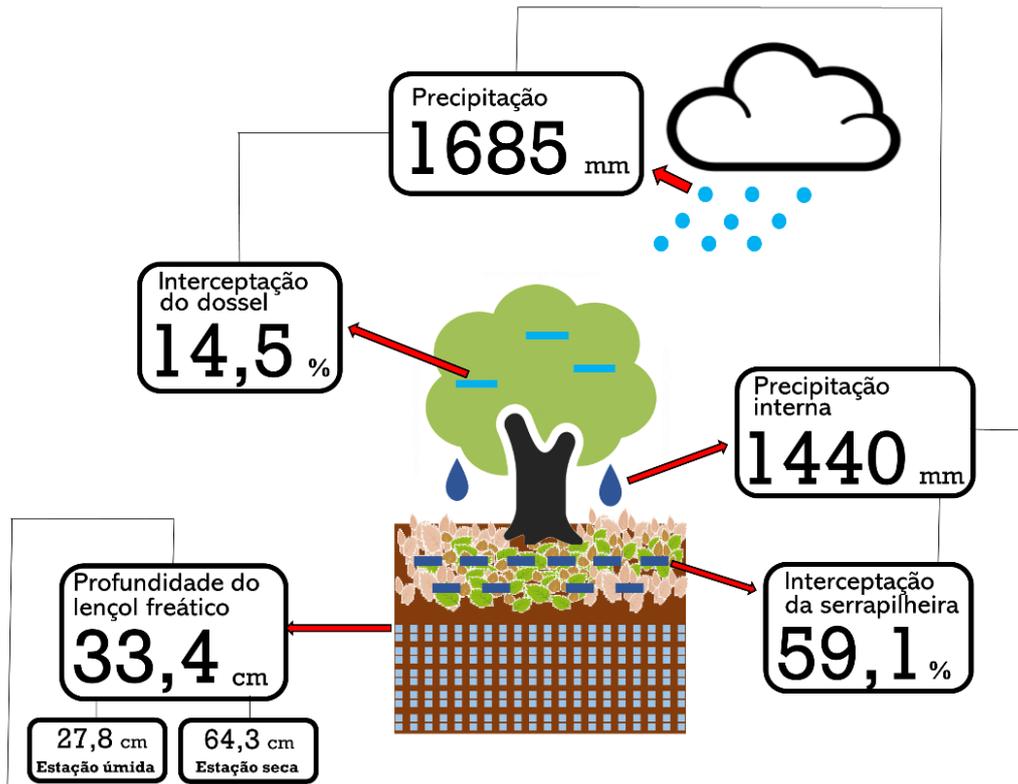


Figura 8 – Modelo conceitual dos processos hidrológicos descritos na floresta ripária.
Fonte: Gleicon Queiroz de Brito.

Por fim, outros trabalhos já caracterizaram alguns processos hidrológicos como infiltração e repelência do solo à água (Brito et al., 2022), frequência de escoamento superficial (De Brito et al., 2022), relação águas subterrâneas e escoamento superficial (Scheliga et al., 2019). Entretanto, ainda resta entender outros processos igualmente importantes para caracterizar o ciclo hidrológico em tais ecossistemas, a saber: (i) quantificação de escoamento superficial gerado dentro desses ecossistemas; (ii) quantificação do escoamento superficial oriundo dos ecossistemas suprajacentes que essas florestas são capazes de absorver e (iii) regime da água do solo na zona vadosa. De posse dessas informações, poder-se-á ter uma visão mais completa a respeito da dinâmica hidrológica de florestas ripárias na região da savana neotropical brasileira.

Referências

- Acharya, B. S., Kharel, G., Zou, C. B., Wilcox, B. P., & Halihan, T. (2018). Woody plant encroachment impacts on groundwater recharge: A review. *Water (Switzerland)*, 10(10). <https://doi.org/10.3390/w10101466>
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., de Moraes Gonçalves, J. L., & Sparovek,

- G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Arcova, F. C. S., Cicco, V. de, & Rocha, P. A. B. (2003). Precipitação efetiva e interceptação das chuvas por floresta de Mata Atlântica em uma microbacia experimental em Cunha-São Paulo. *Revista Árvore*, 27, 257–262.
- Barbier, S., Balandier, P., & Gosselin, F. (2009). Influence of several tree traits on rainfall partitioning in temperate and boreal forests: a review. *Annals of Forest Science*, 66(6), 602–602. <https://doi.org/10.1051/forest/2009041>
- Bäse, F., Elsenbeer, H., Neill, C., & Krusche, A. V. (2012). Differences in throughfall and net precipitation between soybean and transitional tropical forest in the southern Amazon, Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 159, 19–28. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.06.013>
- Bessi, D., Dias, H. C. T., & Tonello, K. C. (2018). Rainfall Partitioning in Fragments of Cerrado Vegetation At Different Stages of Conduction of Natural Regeneration. *Revista Árvore*, 42(2). <https://doi.org/10.1590/1806-90882018000200015>
- Brito, G. Q. de, Murta, J. R. de M., Mendonça Filho, S. F., & Salemi, L. F. (2022). Can rainfall seasonality trigger soil water repellency in a tropical riparian forest? *Journal of Forestry Research*, (0123456789). <https://doi.org/10.1007/s11676-022-01501-5>
- Campos, J. de O., & Chaves, H. M. L. (2020). Tendências e Variabilidades nas Séries Históricas de Precipitação Mensal e Anual no Bioma Cerrado no Período 1977-2010. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 35(1), 157–169. <https://doi.org/10.1590/0102-7786351019>
- Carvalho, F., Assunção, H. F. da, & Scopel, I. (2013). Partição pluviométrica em fitofisionomias do Cerrado. *Mercator*, 12(27), 135–147. <https://doi.org/10.4215/RM2013.1227.0010>
- Chang, M. (2002). *Forest hydrology: An introduction to water and forests* (1st ed.). CRC press.
- Chen, S., Cao, R., Yoshitake, S., & Ohtsuka, T. (2019). Stemflow hydrology and DOM flux in relation to tree size and rainfall event characteristics. *Agricultural and Forest Meteorology*, 279(August), 107753. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107753>
- Cole, L. J., Stockan, J., & Helliwell, R. (2020). Managing riparian buffer strips to optimise ecosystem services: A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 296(July 2019), 106891. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106891>
- Crockford, R. H., & Richardson, D. P. (2000). Partitioning of rainfall into throughfall, stemflow and interception: effect of forest type, ground cover and climate. *Hydrological Processes*, 14(16–17), 2903–2920. [https://doi.org/10.1002/1099-1085\(200011/12\)14:16/17<2903::AID-HYP126>3.0.CO;2-6](https://doi.org/10.1002/1099-1085(200011/12)14:16/17<2903::AID-HYP126>3.0.CO;2-6)
- Davie, T. (2008). *Fundamentals of hydrology* (2nd ed.). Routledge.
- De Brito, G. Q., Murta, J. R. de M., & Salemi, L. F. (2022). Surface Runoff from an Urban Area Promotes Hydrological Connectivity and Soil Loss in a Tropical Riparian Forest. *Water, Air, & Soil Pollution*, 233(6), 204.

<https://doi.org/10.1007/s11270-022-05672-z>

- Du, J., Niu, J., Gao, Z., Chen, X., Zhang, L., Li, X., et al. (2019). Effects of rainfall intensity and slope on interception and precipitation partitioning by forest litter layer. *CATENA*, 172, 711–718. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.09.036>
- Dunkerley, D. (2015). Percolation through leaf litter: What happens during rainfall events of varying intensity? *Journal of Hydrology*, 525, 737–746. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.04.039>
- Dunkerley, D. (2020). A review of the effects of throughfall and stemflow on soil properties and soil erosion. *Precipitation partitioning by vegetation*, 183–214.
- Duval, T. P. (2019). Rainfall partitioning through a mixed cedar swamp and associated C and N fluxes in Southern Ontario, Canada. *Hydrological Processes*, 33(11), 1510–1524. <https://doi.org/10.1002/hyp.13414>
- Dykes, A. P. (1997). Rainfall interception from a lowland tropical rainforest in Brunei. *Journal of Hydrology*, 200(1–4), 260–279. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(97\)00023-1](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(97)00023-1)
- Eliades, M., Bruggeman, A., Djuma, H., Christou, A., Rovanias, K., & Lubczynski, M. W. (2022). Testing three rainfall interception models and different parameterization methods with data from an open Mediterranean pine forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 313, 108755. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2021.108755>
- Gomez-Peralta, D., Oberbauer, S. F., McClain, M. E., & Philippi, T. E. (2008). Rainfall and cloud-water interception in tropical montane forests in the eastern Andes of Central Peru. *Forest Ecology and Management*, 255(3–4), 1315–1325. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.10.058>
- González, E., Felipe-Lucia, M. R., Bourgeois, B., Boz, B., Nilsson, C., Palmer, G., & Sher, A. A. (2017). Integrative conservation of riparian zones. *Biological Conservation*, 211, 20–29. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.035>
- Grosso, J. D., Salemi, L. F., Moraes, J. M., Trevisan, R., Seghesi, G. B., & Martinelli, L. A. (2019). Capacidade de retenção de água do dossel vegetativo : comparação entre Mata Atlântica e plantação florestal de eucalipto Canopy water retention capacity : comparison between the Atlantic Rainforest and the forest plantation of eucalypt. *Ciência Florestal*, 29(1), 96–104.
- Hammer, O., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis.
- Helvey, J. D., & Patric, J. H. (1965). Canopy and litter interception of rainfall by hardwoods of eastern United States. *Water Resources Research*, 1(2), 193–206. <https://doi.org/10.1029/WR001i002p00193>
- Hilary, B., Chris, B., North, B. E., Angelica Maria, A. Z., Sandra Lucia, A. Z., Carlos Alberto, Q. G., et al. (2021). Riparian buffer length is more influential than width on river water quality: A case study in southern Costa Rica. *Journal of Environmental Management*, 286, 112132. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112132>
- Hirata, R., Suhogusoff, A. V., Marcellini, S. S., Villar, P. C., & Marcellini, L. (2019).

As águas subterrâneas e sua importância ambiental e socioeconômica para o Brasil.

- Hussain, F., Wu, R.-S., & Shih, D.-S. (2022). Water table response to rainfall and groundwater simulation using physics-based numerical model: WASH123D. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 39, 100988. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2022.100988>
- Jiang, Z.-Y., Zhi, Q.-Y., Van Stan, J. T., Zhang, S.-Y., Xiao, Y.-H., Chen, X.-Y., et al. (2021). Rainfall partitioning and associated chemical alteration in three subtropical urban tree species. *Journal of Hydrology*, 603, 127109. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.127109>
- Johnson, L. R., Trammell, T. L. E., Bishop, T. J., Barth, J., Drzyzga, S., & Jantz, C. (2020). Squeezed from all sides: Urbanization, invasive species, and climate change threaten riparian forest buffers. *Sustainability (Switzerland)*, 12(4), 1–23. <https://doi.org/10.3390/su12041448>
- Kermavnar, J., & Vilhar, U. (2017). Canopy precipitation interception in urban forests in relation to stand structure. *Urban Ecosystems*, 20(6), 1373–1387. <https://doi.org/10.1007/s11252-017-0689-7>
- Levia, D. F., & Germer, S. (2015). A review of stemflow generation dynamics and stemflow-environment interactions in forests and shrublands. *Reviews of Geophysics*, 53(3), 673–714. <https://doi.org/10.1002/2015RG000479>
- Lima, P. R. A., & Leopoldo, P. L. (2000). Quantificação de componentes hidrológica de uma mata ciliar, através do balanço de massas. *Revista Árvore*, 24, 241–252.
- Llorens, P., & Domingo, F. (2007). Rainfall partitioning by vegetation under Mediterranean conditions. A review of studies in Europe. *Journal of Hydrology*, 335(1–2), 37–54. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.10.032>
- Lloyd, C. ., & Marques F., A. D. O. (1988). Spatial variability of throughfall and stemflow measurements in Amazonian rainforest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 42(1), 63–73. [https://doi.org/10.1016/0168-1923\(88\)90067-6](https://doi.org/10.1016/0168-1923(88)90067-6)
- Loescher, H. W., Powers, J. S., & Oberbauer, S. F. (2002). Spatial variation of throughfall volume in an old-growth tropical wet forest, Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology*, 18(3), 397–407. <https://doi.org/10.1017/S0266467402002274>
- Lowrance, R., & Sheridan, J. M. (2005). Surface Runoff Water Quality in a Managed Three Zone Riparian Buffer. *Journal of Environmental Quality*, 34(5), 1851–1859. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.0291>
- Marimon, B. S., Felfili, J. M., de Souza Lima, E., & Neto, J. P. (2003). Padrões de distribuição de espécies na mata de galeria do córrego Bacaba Nova Xavantina Mato Grosso em relação a fatores ambientais. *Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer*, 12.
- Metzger, J. P., Bustamante, M. M. C., Ferreira, J., Fernandes, G. W., Librán-Embíd, F., Pillar, V. D., et al. (2019). Why Brazil needs its Legal Reserves. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 17(3), 91–103. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.07.002>
- Moura, A. E. S. S. de, Correa, M. M., Silva, E. R. da, Ferreira, R. L. C., Figueiredo, A. de C., & Possas, J. M. C. (2009). Interceptação das chuvas em um fragmento de

- floresta da Mata Atlântica na Bacia do Prata, Recife, PE. *Revista Árvore*, 33, 461–469.
- Naiman, R. J., Décamps, H., & McClain, M. E. (2005). *Riparia: ecology, conservation and management of streamside communities*. Elsevier.
- Nytch, C. J., Meléndez-Ackerman, E. J., Pérez, M.-E., & Ortiz-Zayas, J. R. (2019). Rainfall interception by six urban trees in San Juan, Puerto Rico. *Urban Ecosystems*, 22(1), 103–115. <https://doi.org/10.1007/s11252-018-0768-4>
- Oliveira-Filho, A. T., & Ratter, J. A. (1995). A study of the origin of central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. *Edinburgh Journal of Botany*, 52(2), 141–194. <https://doi.org/10.1017/S0960428600000949>
- Parron, L. M., Bustamante, M. M. C., & Markewitz, D. (2011). Fluxes of nitrogen and phosphorus in a gallery forest in the Cerrado of central Brazil. *Biogeochemistry*, 105(1), 89–104. <https://doi.org/10.1007/s10533-010-9537-z>
- Ramião, J. P., Cássio, F., & Pascoal, C. (2020). Riparian land use and stream habitat regulate water quality. *Limnologica*, 82(November 2019), 125762. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2020.125762>
- Ribeiro, J. F., & Walter, B. M. T. (2008). As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. *Cerrado: ecologia e flora*, 1, 151–212.
- Riis, T., Kelly-Quinn, M., Aguiar, F. C., Manolaki, P., Bruno, D., Bejarano, M. D., et al. (2020). Global overview of ecosystem services provided by riparian vegetation. *BioScience*, 70(6), 501–514. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa041>
- Sadeghi, S. M. M., Van Stan, J. T., Pypker, T. G., Tamjidi, J., Friesen, J., & Farahnaklangroudi, M. (2018). Importance of transitional leaf states in canopy rainfall partitioning dynamics. *European Journal of Forest Research*, 137(1), 121–130. <https://doi.org/10.1007/s10342-017-1098-4>
- Santos, H. G. dos, Jacomine, P. K. T., Anjos, L. H. C. dos, Oliveira, V. Á. de, Lumbreras, J. F., Coelho, M. R., et al. (2018). *Sistema brasileiro de classificação de solos*. Brasília, DF: Embrapa, 2018.
- Scheer, M. B. (2011). Mineral nutrient fluxes in rainfall and throughfall in a lowland Atlantic rainforest in southern Brazil. *Journal of Forest Research*, 16(1), 76–81. <https://doi.org/10.1007/s10310-010-0222-9>
- Scheliga, B., Tetzlaff, D., Nuetzmann, G., & Soulsby, C. (2019). Assessing runoff generation in riparian wetlands: monitoring groundwater–surface water dynamics at the micro-catchment scale. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(2). <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7237-2>
- Silva Júnior, M. C., Felfili, J. M., Nogueira, P. E., & Rezende, A. V. (1998). Análise florística das matas de galeria no Distrito Federal. *Cerrado: matas de galeria. Planaltina: EMBRAPA-CPAC*, 53–84.
- Silva Júnior, M. C. (1999). Composição florística, fitossociologia e estrutura diamétrica na Mata de galeria do Monjolo, Reserva Ecológica do IBGE (Recor), DF. *Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer*, 4.
- Silva Júnior, M. C. (2004). Fitossociologia e estrutura diamétrica da mata de galeria do

- Taquara, na Reserva Ecológica do IBGE, DF. *Revista Árvore*, 28(3), 419–428.
- Silva Júnior, M. C. (2005). Fitossociologia e estrutura diamétrica na mata de galeria do Pitoco, na Reserva Ecológica do IBGE, DF. *Cerne*, 11(2), 147–158.
- Singh, R., Tiwari, A. K., & Singh, G. S. (2021). Managing riparian zones for river health improvement: an integrated approach. *Landscape and Ecological Engineering*, 17(2), 195–223. <https://doi.org/10.1007/s11355-020-00436-5>
- Staelens, J., De Schrijver, A., Verheyen, K., & Verhoest, N. E. C. (2008). Rainfall partitioning into throughfall, stemflow, and interception within a single beech (*Fagus sylvatica* L.) canopy: influence of foliation, rain event characteristics, and meteorology. *Hydrological Processes*, 22(1), 33–45. <https://doi.org/10.1002/hyp.6610>
- Su, L., Xie, Z., Xu, W., & Zhao, C. (2019). Variability of throughfall quantity in a mixed evergreen-deciduous broadleaved forest in central China. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 67(3), 225–231. <https://doi.org/10.2478/johh-2019-0008>
- Swanson, F. J., Gregory, S. V., Sedell, J. R., & Campbell, A. G. (1982). Land-water interactions: the riparian zone. *Analysis of coniferous forest ecosystems in the western United States*, 267–291.
- Tabacchi, E., Lambs, L., Guilloy, H., Planty-Tabacchi, A.-M., Muller, E., & Décamps, H. (2000). Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. *Hydrological Processes*, 14(16–17), 2959–2976. [https://doi.org/10.1002/1099-1085\(200011/12\)14:16/17<2959::AID-HYP129>3.0.CO;2-B](https://doi.org/10.1002/1099-1085(200011/12)14:16/17<2959::AID-HYP129>3.0.CO;2-B)
- Távora, B. E., & Koide, S. (2020). Event-Based Rainfall Interception Modeling in a Cerrado Riparian Forest—Central Brazil: An Alternative Approach to the IS Method for Parameterization of the Gash Model. *Water*, 12(8), 2128. <https://doi.org/10.3390/w12082128>
- Walter, B. M. T. (1996). Distribuição espacial de espécies perenes em uma mata de galeria inundável no Distrito Federal: florística e fitossociologia. *Acta Botanica Brasílica*, 10, 392–393.
- Yue, K., De Frenne, P., Fornara, D. A., Van Meerbeek, K., Li, W., Peng, X., et al. (2021). Global patterns and drivers of rainfall partitioning by trees and shrubs. *Global Change Biology*, 27(14), 3350–3357. <https://doi.org/10.1111/gcb.15644>
- Zabret, K., Rakovec, J., & Šraj, M. (2018). Influence of meteorological variables on rainfall partitioning for deciduous and coniferous tree species in urban area. *Journal of Hydrology*, 558, 29–41. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.01.025>
- Zhang, H., Wu, H., Li, J., He, B., Liu, J., Wang, N., et al. (2019). Spatial-temporal variability of throughfall in a subtropical deciduous forest from the hilly regions of eastern China. *Journal of Mountain Science*, 16(8), 1788–1801. <https://doi.org/10.1007/s11629-019-5424-9>

5 – A SAZONALIDADE DE CHUVA PODE DESENCADear A REPELÊNCIA DE ÁGUA NO SOLO EM UMA FLORESTA RIPÁRIA TROPICAL?



Capítulo publicado na revista “Journal of Forestry Research” intitulado “Can rainfall seasonality trigger soil water repellency in a tropical riparian forest?” (Qualis A4, 2017-2020, na área de Ciências Ambientais e fator de impacto de 2.361).

Resumo

Embora as áreas ribeirinhas geralmente tenham um lençol freático raso e maior umidade do solo comparado as áreas de encosta, a sazonalidade climática pode desencadear a repelência à água nas florestas ripárias tropicais, o qual se persistir, pode afetar negativamente funções essenciais do ecossistema relacionadas a proteção dos recursos hídricos, tais como a redução do escoamento superficial, transporte de sedimentos e a filtragem de nutrientes. O objetivo desse estudo foi responder o seguinte: as florestas ripárias tropicais podem desenvolver repelência à água? Caso sim, a repelência à água afeta a infiltração sazonalmente? Para isso, a repelência e a infiltração foram mensuradas em uma grade de 72 pontos em um mês seco e em um mês úmido de uma floresta ripária tropical com lençol freático raso em uma região com a sazonalidade climática bem definida. A repelência à água e a infiltração foram significativamente diferentes entre o mês úmido e o mês seco. A repelência à água afetou negativamente a infiltração no mês seco e, seu efeito no mês úmido foi insignificante. Como resultado, uma maior capacidade de infiltração foi observada no período úmido. Pesquisas anteriores afirmaram que o desenvolvimento e a persistência da repelência nos solos poderiam promover outros processos hidrológicos, como o escoamento superficial. As constatações apresentadas aqui demonstram que tal fenômeno não persiste além da estação seca.

Palavras-chave: Hidrofobicidade; Mata de galeria; Recarga do aquífero; Mudança climática; Erosão.

5 – CAN RAINFALL SEASONALITY TRIGGER SOIL WATER REPELLENCY IN A TROPICAL RIPARIAN FOREST?

Abstract

Though riparian areas generally have a shallow water table and higher soil moisture compared to upslope areas, climatic seasonality may trigger water repellency in tropical riparian forests, which, if persistent, could negatively affect essential ecosystem functions related to water resources protection such as reduced overland-flow, sediment transport, and nutrient filtration. The objective of this study was to answer the following: can tropical riparian forests develop water repellency? If so, does water repellency affect infiltration on a seasonal basis? For this, water repellency and infiltration were measured in a grid of 72 points during a dry and a wet month of a tropical riparian forest with a shallow water table in a region with highly marked climatic seasonality. Water repellency and infiltration were significantly different between the wet and dry months. Water repellency affected negatively infiltration in the dry month, its effect in the wet month was insignificant. As a result, a higher infiltration capacity was observed over the wet period. Previous research has claimed that the development and persistence of repellency in soils

could promote other hydrological processes such as overland flow. The findings shown here demonstrate that such phenomenon does not persist longer than the dry season.

Keywords: Hydrophobicity; Gallery Forest; Aquifer recharge; Climate change; Erosion.

5.1 – Introduction

Climatic seasonality affects ecosystem components in numerous ways, including flowering (Cascante-Marín et al., 2017), fruiting (Pages and Ehardt, 2014), plant growth (Zalamea et al., 2013), animal migration (Bartzke et al., 2018), fruit predation (Oliveira et al., 2002), pollination (Mizunaga and Kudo, 2017), seed dispersal (Sato, 2013), species distribution (Ge et al., 2019), erosion (Evrard et al., 2010), and inflammability (Saha et al., 2019). For soil specifically, climatic seasonality, here defined as seasonal rainfall distribution, may basically reflect on low soil moisture during dry periods, which may influence important ecohydrological properties such as water retention, hydraulic conductivity, transpiration, and evaporation. One soil hydrological process highly influenced by rainfall seasonality is the ability to repel water during dry periods, i.e., its water repellency. Such phenomenon has been documented in many ecosystems (Jaramillo et al., 2000; Finley and Glenn, 2010; Bonanomi et al., 2016; Vogelmann et al., 2017; Piyaruwan and Leelamanie, 2020). Nevertheless, the detection of repellency in tropical forest soils, though existing (Elsenbeer et al., 1999), has only recently started to emerge as a research interest (Lozano-Baez et al., 2020). This topic is important for botanists, plant ecologists, ecohydrologists and others as it may have implications for several interrelated fields, including individual plant physiology and plant ecology (from individuals to ecosystems).

Ecosystems are susceptible to the effects of rainfall seasonality depending on their position in the landscape. For example, ecosystems in upslope positions may experience higher soil water-deficits during the dry season compared to those on downslopes since, in this latter position, ecosystems are closer to watercourses, have shallow water tables and have a high contribution area (Salemi et al., 2012; Vidon, 2012). In other words, ecosystems in downslope positions might experience effects of rainfall seasonality compared to those on upslopes. That may be the situation of tropical riparian forests along small streams in Brazilian tropical savanna domains. Such forests, referred to as "gallery forests" (Ribeiro and Walter, 2008), resemble floristically seasonal tropical forests of the Atlantic and Amazon region (Oliveira-Filho and Fontes, 2000). The climate is highly seasonal with regards to rainfall (Alvares et al., 2013; Malaquias et al., 2010). However,

the influence of rainfall seasonality on soil properties such as water repellency and infiltration in tropical savanna ecosystems, including riparian forests, has not been studied. Their high soil moisture (Flores et al., 2021), generally shallow water tables (Vidon, 2012), proximity to streams and a high contribution area (Agnew et al., 2006) might suggest that such riparian ecosystems would be unlikely to experience water repellency. However, this might not be the case in regions with pronounced rainfall seasonality. Such forests carry out essential ecosystem services related to water regulation, such as reducing runoff and sediment transport (Parron et al., 2011; Cordeiro et al., 2020), nutrient and chemical filtration (Christensen et al., 2013), as well as serving as wildlife corridors and habitats (Naiman and Décamps, 1997; Naiman et al., 1998; Heise-Pavlov et al., 2018), sources of pollinators (Banks et al., 2013), the development of water repellency and reduced infiltration (Doerr et al., 2000; Jordán et al., 2013).

The objective of the present study was to address the following questions: (1) can tropical riparian forests develop water repellency? (2) If so, does water repellency affect infiltration on a seasonal basis?

5.2 – Materials and methods

5.2.1 – Study area

This study was carried out in the tropical riparian forest (Figura Suplementar 1) of the Paranoazinho stream, Sobradinho II, Distrito Federal (Brazil), 15°40' S and 47°51' W (Figure 1). The average canopy cover estimated by Canopy Capture software is 84%, with a buffer zone width of 36 m. Like other tropical forests, numerous plant species occur. Some of the main species were *Copaifera langsdorffii* Desf., *Matayba guianensis* Aubl., *Sclerolobium paniculatum* var. *rubiginosum* (Mart. ex Tul.) Benth. and *Tapirira guianensis* Aubl. (Silva Júnior et al., 1998). Tree density and basal area were 1600-1900 trees ha⁻¹ and 38-45 m² ha⁻¹, respectively (Silva Júnior, 1999; Silva Júnior, 2004; Silva Júnior, 2005).

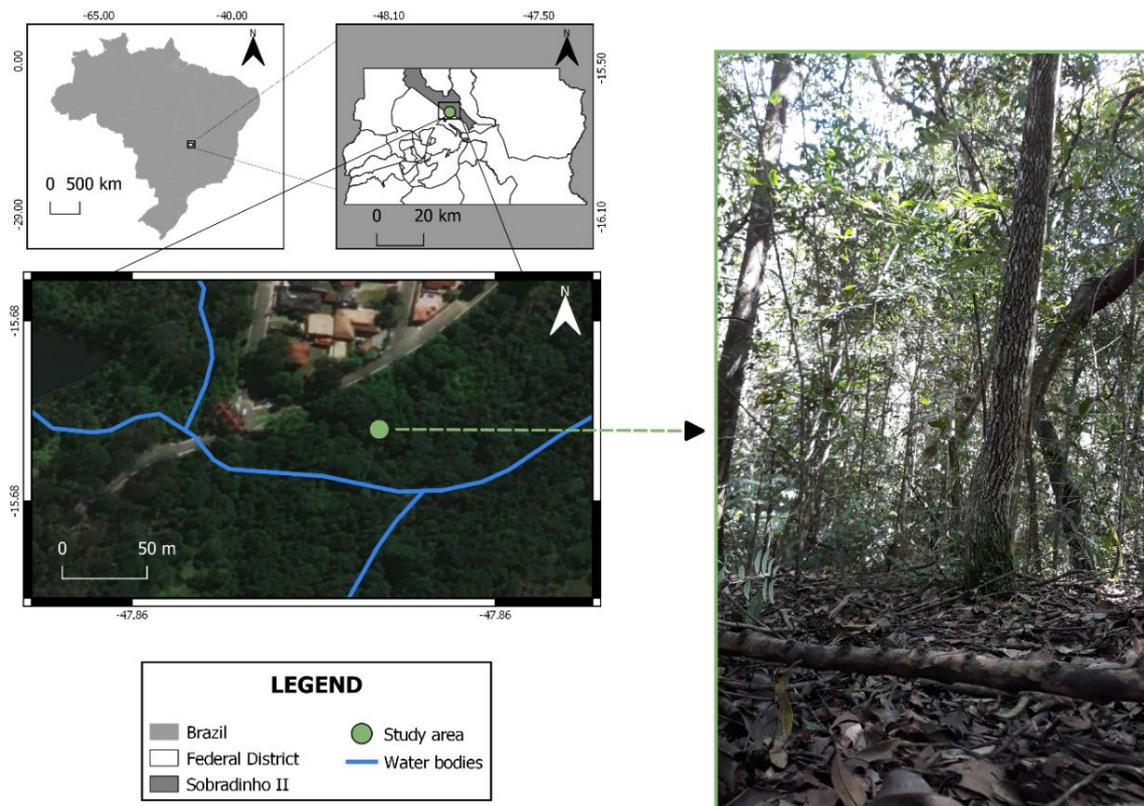


Figure 1 – Location of the riparian forest at Sobradinho II – Distrito Federal (Brazil).
Source: Gleicon Queiroz de Brito.

The elevation is approximately 1170 m with a tropical Aw climate (Köppen-Geiger) with two distinct seasons: wet and dry. The soil (Figura Suplementar 2) is classified as Organosol (following the Brazilian classification system by EMBRAPA). In addition to different textures associated with plant residues in different stages of decomposition, this soil is characterized by a histic horizon totally or partially saturated in the rainy season (Santos et al., 2018). The mean soil density (estimated using 72 undisturbed soil cores), was 0.97 g cm^{-3} , had a texture which varied from clay to sandy loam.

5.2.2 – Variables and sampling design

Rainfall was measured using a 674 cm^2 collector located 350 m from the forest site and 35 cm above the forest floor. The collected volume was measured with a graduated cylinder.

Water table depth was measured using two shallow wells (~80 cm depth) installed seven meters relative to the stream channel using a metric measuring tape (Figure 2) (Figura suplementar 5). Both rainfall and water table depth were measured weekly in the rainy season and biweekly during the dry period.

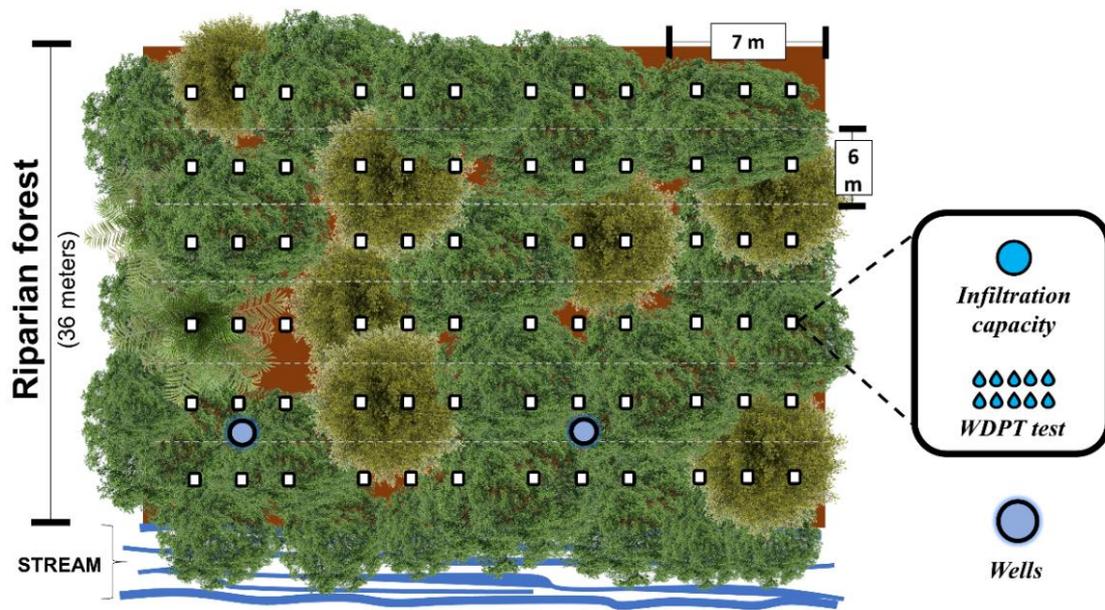


Figure 2 – Sampling design; at each point (□) water repellency and infiltration were measured.
Source: Gleicon Queiroz de Brito.

Soil water repellency and infiltration were sampled in a grid of 72 points (in both the wet and dry months) distributed across the tropical riparian forest (Figure 2). Our sampling size is larger compared to others on the topic (see Buczko et al., 2005; Lozano-Baez et al., 2020). The mean distance between measurements was two meters. Both variables were measured in the dry (August) and wet (February) seasons of 2020. Water repellency was measured by the water drop penetration time (WDPT) test (De Bano, 1981) using a Pasteur pipette (Figura suplementar 6b e c). At each point, ten drops were added to the soil surface (Buczko et al., 2005; Fernández et al., 2019) (Figura suplementar 6d) and the time required to infiltrate completely was recorded. For this, 300 s (5 min) was established as the maximum time for monitoring. After calculating the mean for each 72 points, the level of repellency was classified based on Robichaud et al. (2016) as: wettable (<5 s), slight (5-60 s), moderate (60-180 s), severe (180 s or more).

The infiltration capacity was measured using a mini-disk infiltrometer (Decagon Devices Inc., Pullman, WA, USA) under a 0-cm suction pressure using the solution proposed by Zhang (1997). To increase the contact area between the equipment and the soil, two steps were carried out: (1) the litter layer was removed (Lozano-Baez et al., 2020; Murta et al., 2021), and (2) a thin layer of fine sand was added to the surface (Figura suplementar 6a). Rates of water discharged through the infiltrometer, inferred from

changes in water levels in the storage chamber, were recorded until steady-state rates were reached.

5.2.3 – Data analysis

The residuals of all variables were examined using the Shapiro-Wilk normality test. Water repellency and infiltration showed a non-normal distribution, whereas monthly rainfall and mean water table depth followed a normal distribution. Monthly rainfall and depth of water table by season were compared using one-way ANOVA. Differences in water repellency and infiltration were examined using the Wilcoxon test (W). Spearman correlation was used to verify the degree of association between water repellency and infiltration. Pearson correlation verified the association between rainfall and mean water table depth. All statistical analyses were performed using the Paleontological statistics software - PAST version 3.25 (Hammer et al., 2001) at $p < 0.05$.

5.3 – Results

Total precipitation in 2020 was 1464 mm. Wet and dry season rainfalls were 1438 mm and 26 mm, respectively (Figure 3). There was a significant difference between seasons ($F = 67.04$; $df = 6.181$; $p < 0.05$).

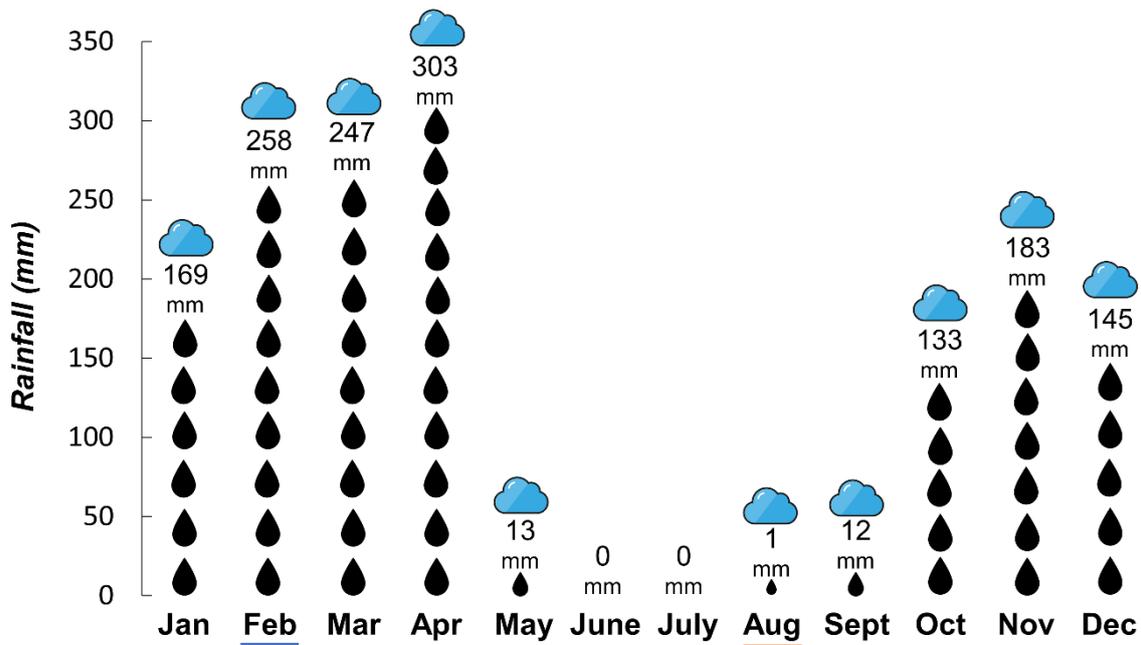


Figure 3 – Monthly rainfall. February (blue) and August (orange) were the months where water repellency and infiltration were measured in the wet and dry seasons, respectively.

Source: Gleicon Queiroz de Brito.

A shallow water table was observed throughout the study period (Figure 4), and there was a significant difference between seasons ($F = 22.73$; $df = 4.551$; $p < 0.05$). Monthly rainfall had a significant inverse correlation with water table depth ($r = -0.76$; $p = 0.004$).

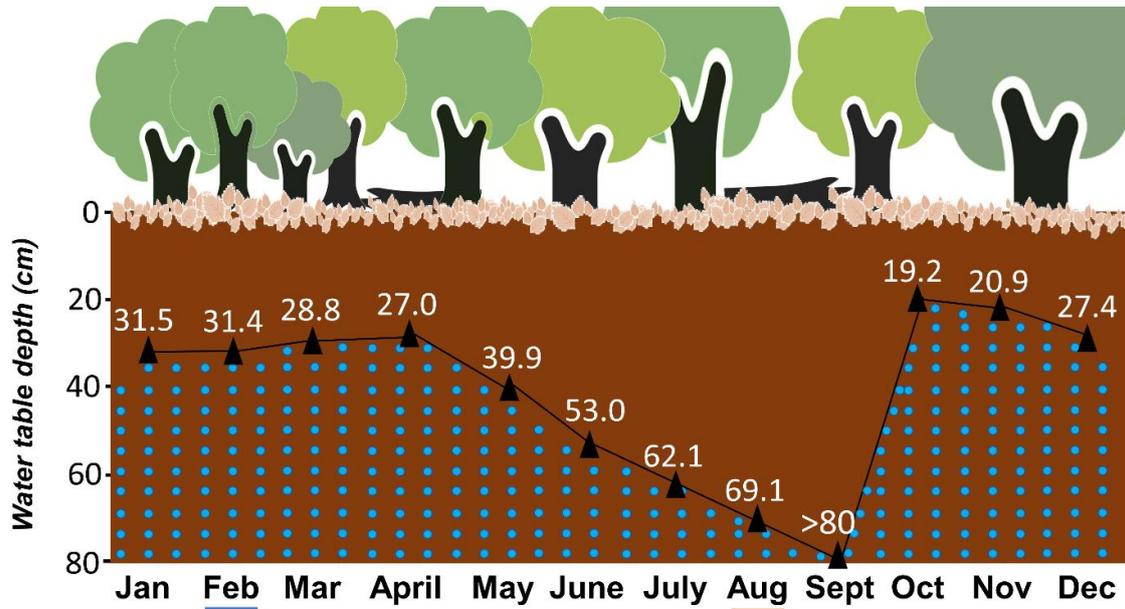


Figure 4 – Mean water table depths in the riparian forest; sampling months of repellency and infiltration were February in the wet season (blue underline) and August in the dry season (orange underline).

Source: Gleicon Queiroz de Brito.

The water drop penetration time test (mean and standard deviation) was 1.9 ± 3.7 s and 129.7 ± 114.1 s in the wet and dry seasons, respectively (Figure 5). Differences between seasons was significant using the Wilcoxon test (W) ($W = 2701$; $z = 7.4245$; $p < 0.01$) (Figure 6).

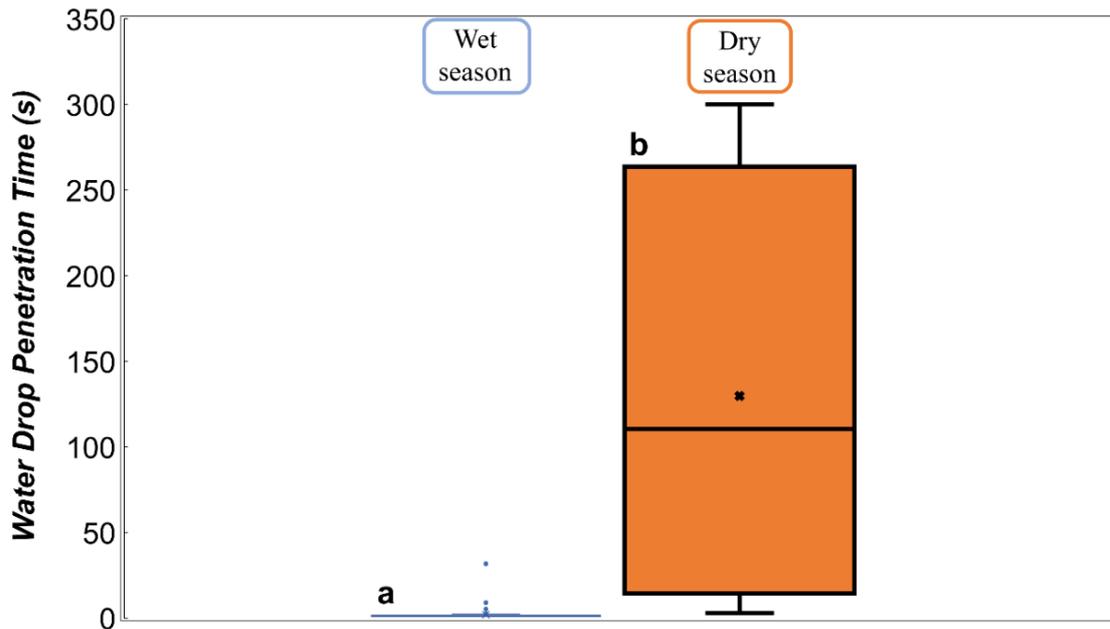


Figure 5 – Boxplot of water drop penetration time (WDPT) of wet and dry seasons of the riparian forest; x represents the mean, dots, when present, represent outliers; horizontal line inside the boxes indicate the medians (Q2), the lower horizontal lines outside the boxes indicate the first quartile (Q1), and the upper horizontal lines outside the boxes represent the third quartile (Q3). The horizontal lines on the bottom are minimum values, and the horizontal lines on the top are maximum values.

Source: Gleicon Queiroz de Brito.



Figure 6 - Absence (left) and presence (right) of soil water repellency between seasons; arrows indicate where droplets were added.

Source: Gleicon Queiroz de Brito.

Most of the sampling units (96%) had no water repellency in the wet season. This was not the case in the dry season where 90% of the sampling showed a variety degree of repellency (Table 1).

Table 1 - Degree of soil water repellency in the wet and dry months, based on Robichaud et al. (2016).

Soil water repellency (time)	Wet season	Dry season
	Sampling point (%)	Sampling point (%)
Wettable (< 5 s)	69 (96%)	7 (10%)
Slight (5-60 s)	3 (4%)	24 (33%)
Moderate (60-180 s)	0 (0%)	15 (21%)
Severe (180 s or more)	0 (0%)	26 (36%)

Average infiltration capacity (\pm standard deviation) was 419.9 (\pm 176.8) mm h⁻¹ and 184.3 (\pm 140.3) mm h⁻¹ in the wet and dry months, respectively (Figure 7). This difference was significant (W= 2423; z = 6.2234; $p < 0.01$).

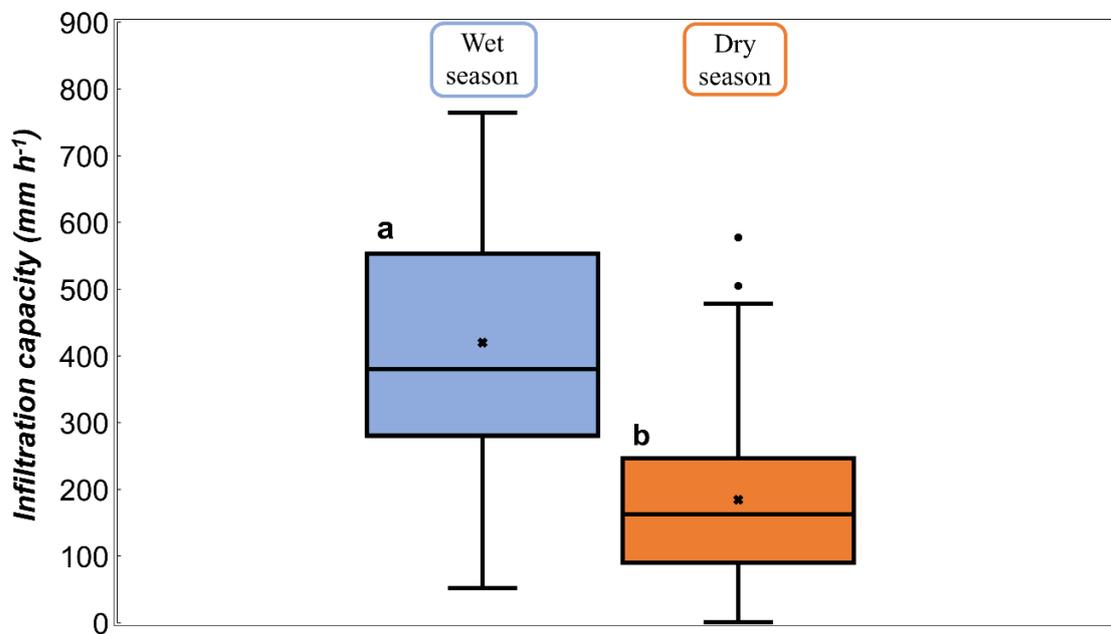


Figure 7 - Boxplot of infiltration capacity in wet and dry months in the tropical riparian forest; x represent the means, dots, when present, represent the outliers. The horizontal lines inside the boxes indicate the medians (Q2), the lower horizontal lines outside the boxes indicate the first quartile (Q1), and the upper horizontal lines outside the boxes represent the third quartile (Q3). The horizontal lines on the bottom are minimum values, and the horizontal lines on the top are maximum values.

Source: Gleicon Queiroz de Brito.

Water repellency was not associated with the infiltration capacity of the wet season (Figure 8a). This was not the same during the dry season, i.e., water repellency was associated with infiltration in the dry season (Figure 8b). An inverse relationship ($R = -0.4558$; $p < 0.01$) was observed between these variables.

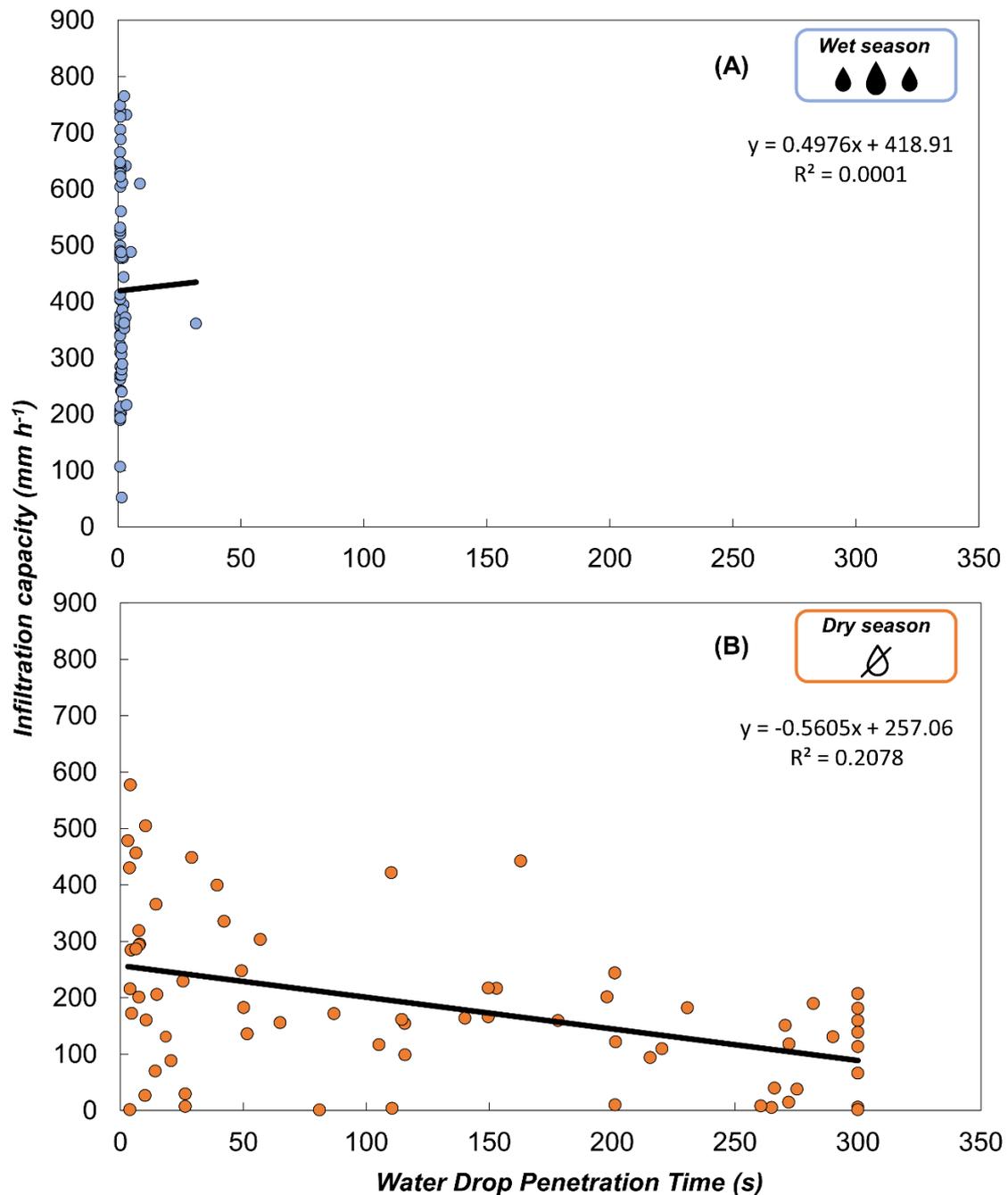


Figure 8 - Relationship between water repellency and infiltration capacity in the wet (a) and dry (b) seasons in the riparian forest.
Source: Gleicon Queiroz de Brito.

5.4 – Discussion

Our tropical riparian forest showed a clear development of soil water repellency in the dry season with a substantial reduction in infiltration. The increase in the depth of the water table, the lack of rainfall, and the effect of evapotranspiration may together have promoted a decrease in soil moisture. Low moisture content, in turn, increased the action of organic compounds which drive soil repellency (Mao et al., 2019). However, soil water

repellency was markedly decreased in the wet season and, as a consequence, infiltration capacity increased significantly.

Previous studies suggested that the development and persistence of repellency in soils could promote other hydrological processes such as overland flow (Doerr et al., 2000; Jordán et al., 2013). Our findings demonstrate that, in tropical riparian forests with a highly marked seasonal climate, such phenomenon does not persist longer than the dry season, i.e., it is a reversible process. Therefore, hydrological ecosystem services related to such tropical riparian forests might not be reduced. Though reversible, a threshold of soil moisture must reach the soil to lessen water repellency (Doerr and Thomas, 2000; Leighton-Boyce et al., 2005; Täumer et al., 2005; Vogelmann et al., 2017). Thus, in the time to reach such a threshold, problems such as erosion might arise in a given ecosystem (Witter et al., 1991; Piyanuwana and Leelamanie, 2020; Lowe et al., 2021). This may likely be the case under climate change. For example, more frequent droughts and high-intensity rainfall are expected (Jehanzaib and Kim, 2020; Tabari, 2020), and water repellency could be greatly enhanced in extreme dry events (Goebel et al., 2011; Mao et al., 2019). The combination of extreme water-repellent soils with high-intensity rainfall events may activate overland-flow (Mao et al., 2019). Therefore, under such situations, the ability to retain overland-flow, sediments, and nutrients may be reduced.

Climate change can favor increased wildfires (Liu et al., 2010), which is directly related to soil water repellency (De Bano, 1981; Doerr et al., 2000; Zavala et al., 2009; Rodríguez-Alleres et al., 2012). Therefore, if riparian forests are affected by fire, repellency will be more intense, decreasing the infiltration capacity and increasing runoff. Some tropical riparian forests have already suffered damage due to fires (Flores et al., 2021), which leaves a concern regarding ecosystem services.

Despite their proximity to streams, shallow water table and high contribution area, tropical riparian forests may develop soil water repellency in the dry season. This is not the first time soil water repellency has been reported in riparian areas (Ruwanza et al., 2013; Moret-Fernández et al., 2019). However, to the best of our knowledge, this is the first time repellency has been detected in *tropical* riparian forests.

5.5 – Conclusion

The initial questions may be answered as follows: (1) the soil of a tropical riparian forest developed water repellency in the dry season; and, (2) soil water repellency was associated with infiltration reduction in the dry season but not in the wet season.

References

- Agnew LJ, Lyon S, Gérard-Marchant P, Collins VB, Lembo AJ, Steenhuis TS, Walter MT. 2006. Identifying hydrologically sensitive areas: Bridging the gap between science and application. *Journal of Environmental Management* 78: 63–76. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.04.021>
- Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, Moraes Gonçalves JL, Sparovek G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22: 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Banks JE, Hannon L, Hanson P, Dietsch T, Castro S, Urena N, Chandle M. 2013. Effects of proximity to forest habitat on hymenoptera diversity in a Costa Rican coffee agroecosystem. *The Pan-Pacific Entomologist* 89: 60–68. <https://doi.org/10.3956/2012-28.1>
- Bartzke GS, Ogutu JO, Mukhopadhyay S, Mtui D, Dublin HT, Piepho H-P. 2018. Rainfall trends and variation in the Maasai Mara ecosystem and their implications for animal population and biodiversity dynamics. *PLOS ONE* 13: e0202814. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0202814>
- Bonanomi G, Gaglione SA, Antignani V, Cesarano G. 2016. Unimodal pattern of soil hydrophobicity along an altitudinal gradient encompassing Mediterranean, temperate, and alpine ecosystems. *Plant Soil* 409: 37–47. <https://doi.org/10.1007/s11104-016-3020-0>
- Buczko U, Bens O, Hüttl RF. 2005. Variability of soil water repellency in sandy forest soils with different stand structure under Scots pine (*Pinus sylvestris*) and beech (*Fagus sylvatica*). *Geoderma* 126: 317–336. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.10.003>
- Cascante-Marín A, Trejos C, Alvarado R. 2017. Association between rainfall seasonality and the flowering of epiphytic plants in a Neotropical montane forest. *Biotropica* 49: 912–920. <https://doi.org/10.1111/btp.12478>
- Christensen JR, Nash MS, Neale A. 2013. Identifying Riparian Buffer Effects on Stream Nitrogen in Southeastern Coastal Plain Watersheds. *Environmental Management* 52: 1161–1176. <https://doi.org/10.1007/s00267-013-0151-4>
- Cordeiro GG, Vasconcelos V, Salemi LF, Nardoto GB. 2020. Factors affecting the effectiveness of riparian buffers in retaining sediment: an isotopic approach. *Environmental Monitoring and Assessment* 192: 735. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08705-4>
- De Bano LF. 1981. Water repellent soils: a state-of-the-art. *US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station*.
- Doerr SH, Shakesby RA, Walsh RPD. 2000. Soil water repellency: Its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth-Science Reviews* 51: 33–65. [https://doi.org/10.1016/S0012-8252\(00\)00011-8](https://doi.org/10.1016/S0012-8252(00)00011-8)
- Doerr SH, Thomas AD. 2000. The role of soil moisture in controlling water repellency: new evidence from forest soils in Portugal. *Journal of Hydrology* 231: 134–147. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00190-6](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00190-6)

- Elsenbeer H, Newton BE, Dunne T, Moraes JM. 1999. Soil hydraulic conductivities of latosols under pasture, forest and teak in Rondonia, Brazil. *Hydrological Processes* 13: 1417–1422. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(19990630\)13:9<1417::AID-HYP816>3.0.CO;2-6](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(19990630)13:9<1417::AID-HYP816>3.0.CO;2-6)
- Evrard O, Nord G, Cerdan O, Souchère V, Le Bissonnais Y, Bonté P. 2010. Modelling the impact of land use change and rainfall seasonality on sediment export from an agricultural catchment of the northwestern European loess belt. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 138: 83–94. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.04.003>
- Fernández C, Fontúrbel T, Vega JA. 2019. Wildfire burned soil organic horizon contribution to runoff and infiltration in a *Pinus pinaster* forest soil. *Journal of Forest Research* 24: 86–92. <https://doi.org/10.1080/13416979.2019.1572091>
- Finley CD, Glenn NF. 2010. Fire and vegetation type effects on soil hydrophobicity and infiltration in the sagebrush-steppe: II. Hyperspectral analysis. *Journal of Arid Environments* 74: 660–666. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2009.11.010>
- Flores BM, Sá Dechoum M, Schmidt IB, Hirota M, Abrahão A, Verona L, Pecoral LLF, Cure MB, Giles AL, Britto Costa P, Pamplona MB, Mazzochini GG, Groenendijk P, Minski GL, Wolfsdorf G, Sampaio AB, Piccolo F, Melo L, Lima RF, Oliveira RS. 2021. Tropical riparian forests in danger from large savanna wildfires. *Journal of Applied Ecology* 58: 419–430. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13794>
- Ge J, Berg B, Xie Z. 2019. Climatic seasonality is linked to the occurrence of the mixed evergreen and deciduous broad-leaved forests in China. *Ecosphere* 10: e02862. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2862>
- Goebel M, Bachmann J, Reichstein M, Janssens IA, Guggenberger G. 2011. Soil water repellency and its implications for organic matter decomposition - is there a link to extreme climatic events? *Global Change Biology* 17: 2640–2656. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02414.x>
- Hammer O, Harper DAT, Ryan PD. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 9.
- Heise-Pavlov S, Rhinier J, Burchill S. 2018. The use of a replanted riparian habitat by the Lumholtz's Tree-kangaroo (*Dendrolagus lumholtzi*). *Ecological Management & Restoration* 19: 76–80. <https://doi.org/10.1111/emr.12282>
- Jaramillo DF, Dekker LW, Ritsema CJ, Hendrickx JMH. 2000. Occurrence of soil water repellency in arid and humid climates. *Journal of Hydrology* 231: 105–111.
- Jehanzaib M, Kim T-W. 2020. Exploring the influence of climate change-induced drought propagation on wetlands. *Ecological Engineering* 149: 105799. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105799>
- Jordán A, Zavala LM, Mataix-Solera J, Doerr SH. 2013. Soil water repellency: Origin, assessment and geomorphological consequences. *Catena* 108: 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.05.005>
- Leighton-Boyce G, Doerr SH, Shakesby RA, Walsh RPD, Ferreira AJD, Boulet AK, Coelho COA. 2005. Temporal dynamics of water repellency and soil moisture in eucalypt plantations, Portugal. *Australian Journal of Soil Research* 43: 269–280. <https://doi.org/10.1071/SR04082>

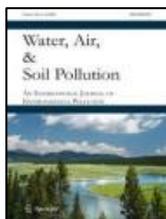
- Liu Y, Stanturf J, Goodrick S. 2010. Trends in global wildfire potential in a changing climate. *Forest Ecology and Management* 259: 685–697. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.002>
- Lowe M-A, McGrath G, Leopold M. 2021. The Impact of Soil Water Repellency and Slope upon Runoff and Erosion. *Soil and Tillage Research* 205: 104756. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104756>
- Lozano-Baez SE, Cooper M, Barros Ferraz SF, Rodrigues RR, Lassabatere L, Castellini M, Di Prima S. 2020. Assessing water infiltration and soil water repellency in Brazilian atlantic forest soils. *Applied Science* 10. <https://doi.org/10.3390/app10061950>
- Malaquias JV, Silva FAM, Evangelista BA. 2010. Precipitação Pluviométrica em Planaltina, DF: análise de dados da estação principal da Embrapa Cerrados, 1974 a 2003. *Embrapa Cerrados* 16.
- Mao J, Nierop KGJ, Dekker SC, Dekker LW, Chen B. 2019. Understanding the mechanisms of soil water repellency from nanoscale to ecosystem scale: a review. *Journal of Soils and Sediments* 19: 171–185. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-2195-9>
- Mizunaga Y, Kudo G. 2017. A linkage between flowering phenology and fruit-set success of alpine plant communities with reference to the seasonality and pollination effectiveness of bees and flies. *Oecologia* 185 : 453–464. <https://doi.org/10.1007/s00442-017-3946-9>
- Moret-Fernández D, Latorre B, Giner ML, Ramos J, Alados CL, Castellano C, Lopez MV, Jiménez JJ, Pueyo Y. 2019. Estimation of the soil hydraulic properties from the transient infiltration curve measured on soils affected by water repellency. *Catena* 178: 298–306.
- Murta JRM, Brito GQ, Mendonça Filho SF, Hoffmann MR, Salemi LF. 2021. Understanding the effect of an agroforestry system with high litter input on topsoil permeability. *Soil Use and Management*: 1–8. <https://doi.org/10.1111/sum.12647>
- Naiman RJ, Décamps H. 1997. The Ecology of Interfaces : Riparian Zones Robert J . Naiman ; Henri Decamps. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28: 621–658. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621>
- Naiman RJ, Fetherston KL, McKay SJ, Chen J. 1998. Riparian forests. In: Naiman RJ, Bilby RE. (eds.) *River Ecology and Management: Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion*. Springer, New York, p. 289–323.
- Oliveira-Filho AT, Fontes MAL. 2000. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate1. *Biotropica* 32: 793–810. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00619.x>
- Oliveira P, Marrero P, Nogales M. 2002. Diet of the Endemic Madeira Laurel Pigeon and Fruit Resource Availability: A Study Using Microhistological Analyses. *The Condor* 104: 811–822. <https://doi.org/10.1093/condor/104.4.811>
- Pages G, Ehardt CL. 2014. The influence of seasonal fruit variation on Sanje mangabey (*Cercocebus sanjei*) feeding ecology in a montane rain forest in Tanzania. In: *American Journal of Physical Anthropology*. Wiley-Blackwell, River ST, Hoboken,

NJ USA, p. 203.

- Parron LM, Bustamante MMC, Markewitz D. 2011. Fluxes of nitrogen and phosphorus in a gallery forest in the Cerrado of central Brazil. *Biogeochemistry* 105: 89–104. <https://doi.org/10.1007/s10533-010-9537-z>
- Piyaruwan H, Leelamanie DAL. 2020. Existence of water repellency and its relation to structural stability of soils in a tropical Eucalyptus plantation forest. *Geoderma* 380: 114679. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114679>
- Ribeiro JF, Walter BMT. 2008. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: *Cerrado: Ecologia e Flora*. Embrapa Cerrados, Brasília, p. 151–212.
- Robichaud PR, Wagenbrenner JW, Pierson FB, Spaeth KE, Ashmun LE, Moffet CA. 2016. Infiltration and interrill erosion rates after a wildfire in western Montana, USA. *Catena* 142: 77–88. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.01.027>
- Rodríguez-Alleres M, Varela ME, Benito E. 2012. Natural severity of water repellency in pine forest soils from NW Spain and influence of wildfire severity on its persistence. *Geoderma* 191: 125–131. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.02.006>
- Ruwanza S, Gaertner M, Richardson DM, Esler KJ. 2013. Soil water repellency in riparian systems invaded by *Eucalyptus camaldulensis*: a restoration perspective from the Western Cape Province, South Africa. *Geoderma* 200: 9–17. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.01.017>
- Saha MV, Scanlon TM, D’Odorico P. 2019. Climate seasonality as an essential predictor of global fire activity. *Global Ecology and Biogeography* 28: 198–210. <https://doi.org/10.1111/geb.12836>
- Salemi LF, Groppo JD, Trevisan R, Marcos de Moraes J, Paula Lima W, Martinelli LA. 2012. Riparian vegetation and water yield: A synthesis. *Journal of Hydrology* 454–455: 195–202. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.05.061>
- Santos HG, Jacomine PKT, Anjos LHC, Oliveira VA, Lumbreiras JF, Coelho MR, Almeida JA, Araújo Filho JC, Oliveira JB, Cunha TJF. 2018. *Sistema brasileiro de classificação de solos*. Brasília, DF: Embrapa, 2018.
- Sato H. 2013. Seasonal fruiting and seed dispersal by the brown lemur in a tropical dry forest, north-western Madagascar. *Journal of Tropical Ecology* 29: 61–69. <https://doi.org/10.1017/S0266467413000011>
- Silva Júnior MC. 2005. Fitossociologia e estrutura diamétrica na mata de galeria do Pitoco, na Reserva Ecológica do IBGE, DF. *Cerne* 11: 147–158.
- Silva Júnior M.C. 2004. Fitossociologia e estrutura diamétrica da mata de galeria do Taquara, na Reserva Ecológica do IBGE, DF. *Revista Árvore* 28: 419–428.
- Silva Júnior, M.C. 1999. Composição florística, fitossociologia e estrutura diamétrica na Mata de galeria do Monjolo, Reserva Ecológica do IBGE (Recor), DF. *Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer* 4.
- Silva Júnior MC, Felfili JM, Nogueira PE, Rezende AV. 1998. Análise florística das matas de galeria no Distrito Federal. *Cerrado: matas de galeria*. Planaltina: Embrapa-CPAC: 53–84.

- Tabari H. 2020. Climate change impact on flood and extreme precipitation increases with water availability. *Scientific Reports* 10: 13768. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-70816-2>
- Täumer K, Stoffregen H, Wessolek G. 2005. Determination of repellency distribution using soil organic matter and water content. *Geoderma* 125: 107–115. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.07.004>
- Vidon P. 2012. Towards a better understanding of riparian zone water table response to precipitation: surface water infiltration, hillslope contribution or pressure wave processes? *Hydrological Processes*. 26, 3207–3215. <https://doi.org/10.1002/hyp.8258>
- Vogelmann ES, Reichert JM, Prevedello J, Awe GO, Cerdà A. 2017. Soil moisture influences sorptivity and water repellency of topsoil aggregates in native grasslands. *Geoderma* 305: 374–381. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.06.024>
- Witter JV, Jungerius PD, Harkel, MJ. 1991. Modelling water erosion and the impact of water repellency. *Catena* 18: 115–124. [https://doi.org/10.1016/0341-8162\(91\)90011-L](https://doi.org/10.1016/0341-8162(91)90011-L)
- Zalamea P-C, Sarmiento C, Stevenson PR, Rodríguez M, Nicolini E, Heuret P. 2013. Effect of rainfall seasonality on the growth of *Cecropia sciadophylla*: intra-annual variation in leaf production and node length. *Journal of Tropical Ecology* 29: 361–365. <https://doi.org/10.1017/S0266467413000394>
- Zavala LM, González FA, Jordán A. 2009. Fire-induced soil water repellency under different vegetation types along the Atlantic dune coast-line in SW Spain. *Catena* 7: 153–162. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.07.002>
- Zhang R. 1997. Determination of Soil Sorptivity and Hydraulic Conductivity from the Disk Infiltrimeter. *Soil Science Society of American Journal* 61: 1024. <https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100040005x>

6 – ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE UMA ÁREA URBANA PROMOVE CONECTIVIDADE HIDROLÓGICA E PERDA DE SOLO EM UMA FLORESTA RIPÁRIA TROPICAL



Capítulo publicado na revista “*Water, Air, & Soil Pollution*” intitulado “*Surface runoff from an urban area promotes hydrological connectivity and soil loss in a tropical riparian forest*” (Qualis A3, 2017-2020, na área de Ciências Ambientais e fator de impacto de 2.984).

Resumo

Estudos sobre a eficácia das florestas ripárias na diminuição do escoamento e sedimentos em áreas rurais são abundantes na literatura. No entanto, qual a eficácia das florestas ripárias no desempenho de tais funções no contexto urbano? Diante da previsão de um aumento do crescimento populacional e da urbanização, é necessário compreender a eficácia desses ecossistemas no contexto urbano. Nesse trabalho, foi examinado a eficácia da floresta ripária em reter o escoamento superficial e os sedimentos. Foi comparado a frequência do escoamento superficial e a movimentação do solo entre parcelas com a presença (WUSR) e ausência (WOUSR) do escoamento superficial urbano. WUSR tiveram uma maior frequência de escoamento superficial e uma maior movimentação do solo comparado a WOUSR. Houve uma relação positiva entre os volumes de precipitação, frequência de escoamento superficial e movimentação do solo nos dois tratamentos, WUSR e WOUSR. Contudo, essa relação foi mais significativa no WUSR. Eventos de chuva superiores a 25,1 mm geraram escoamento superficial que cruzou a floresta ripária, indicando que esse ecossistema não interrompeu a conectividade hidrológica nessas condições. Os resultados revelaram a limitada eficácia da floresta ripária em promover a infiltração do escoamento superficial de áreas urbanas impermeáveis. Medidas adicionais de gestão de bacias hidrográficas devem ser tomadas para conversar esses ecossistemas e os recursos hídricos.

Palavras-chave: Zonas de amortecimento; Processos hidrológicos; Erosão; Efeito da urbanização; Serviços ecossistêmicos.

6 – SURFACE RUNOFF FROM AN URBAN AREA PROMOTES HYDROLOGICAL CONNECTIVITY AND SOIL LOSS IN A TROPICAL RIPARIAN FOREST

Abstract

Studies on the effectiveness of riparian forests in decreasing runoff and sediment in rural areas abound in the literature. However, how effective are riparian forests in performing such functions in an urban context? Given the prediction of an increase in population growth and urbanization, it is necessary to understand the effectiveness of these ecosystems in the urban context. In this paper, we examine the effectiveness of riparian forests in retaining surface runoff and sediment. We compared surface runoff frequency and soil movement among plots with surface runoff presence (WUSR) and absence (WOUSR). WUSR had a higher runoff frequency and greater soil movement compared to WOUSR. There was a positive relationship between rainfall volumes, runoff frequency, and soil movement in both WUSR and WOUSR. However, this relationship

was more significant in WUSR. Rain events greater than 25.1 mm generated surface runoff that crossed the riparian forest, indicating that this ecosystem did not interrupt hydrological connectivity under such conditions. The results revealed the limited effectiveness of riparian forests in promoting the infiltration of surface runoff from impervious urban areas. Additional watershed management measures must be taken to conserve these ecosystems and water resources.

Keywords: Buffer zones; Hydrological processes; Erosion; Urbanization effect; Ecosystems services.

6.1 – Introduction

Riparian forests are ecosystems adjacent to rivers and streams (Naiman et al., 1998). These forests have several ecological functions, such as biodiversity maintenance (Darveau et al., 2001; Palmer and Bennett, 2006; Popescu et al., 2021), control of suspended sediments in water bodies (Cassiano et al., 2021), climate regulation (Turunen et al., 2021; Williamson et al., 2021), mitigation of riverbank erosion (Zaimes & Schultz, 2015; Zaimes et al., 2021), and surface runoff reduction (Mander & Tournebize, 2015). This last function is essential as it influences erosion and soil deposition processes by favoring sediment retention and nutrient reduction to water bodies (Syversen, 2005; Olley et al., 2015; O' Toole et al., 2018; Dunea et al., 2021). Riparian forests act as buffer zones which mitigate the impact of water inflows in that ecosystem depending on the soil type and permeability, land use, slope, runoff susceptibility and presence of drainage systems (Naiman & Décamps, 1997). Considering that, the wider the riparian forest, the greater its effectiveness in reducing runoff (Herron & Hairsine, 1998; Liljaniemi et al., 2003). Most papers investigating riparian forests' effectiveness in retaining sediment and protecting water bodies have taken place in agricultural settings (Salemi et al., 2016; Dufour et al., 2019; Cordeiro et al., 2020; Turunen et al., 2021). In this sense, the effectiveness of such ecosystems is still unknown when they are inserted in highly impermeable urban areas.

Urbanization generates several changes in the environment, such as changes in precipitation characteristics (Yan et al., 2020), changes in flow and geomorphology of water bodies (Paul & Meyer, 2001; White & Greer, 2006), presence of invasive species (Pennington et al., 2010; Santos et al., 2016; Cao & Natuhara, 2019), impact on plant structure and diversity (Burton & Samuelson, 2008), change in bird community (Rottenborn, 1999), decrease in organic carbon stocks (Wang et al., 2020). Concerning water bodies, its alteration is due to the increase in the impermeable cover (Grimm et al., 2008; Paul & Meyer, 2001) which favors a high generation of surface runoff (Ciupa et

al., 2020; Leopold, 1968; Teurlinx et al., 2019) and, as a consequence, allows the transport of pollutants from buildings and roads to streams (Grimm et al., 2008; McGrane, 2016). To mitigate the impacts of impermeable surfaces, riparian forests combined with Best Management Practices (BMPs) are recommended (Brabec et al., 2002; Matteo et al., 2006). However, these vegetations have limits of effectiveness (Brabec et al., 2002; Cordeiro et al., 2020; Roy et al., 2006). This is likely the case when they are the only measure to minimize urban impacts.

Projections indicate that the urban population will reach 68% by 2050, with around 6.6 billion people living in urban environments (United Nations, 2019). This population growth may reflect urban expansion (Dutta et al., 2021), which results in increasing pressure on ecosystem services linked to water resources (Yuan et al., 2018). In this context, considering that investigations in riparian forests within urban areas are more recent than in rural areas (Dufour et al., 2019), there is a need to understand the effectiveness of riparian forests in the face of urbanization. This is especially relevant since urban areas are generally associated with high surface runoff generation (Teurlinx et al., 2019; Xu et al., 2020).

In this context, this study aimed to understand how effective riparian forests are in protecting water bodies when they receive surface runoff from urban areas. For this, we selected a riparian forest impacted by surface runoff from impervious urban areas to answer the following questions: (i) is there more surface runoff and soil movement in the areas that receive surface runoff?; (ii) are riparian forests able to interrupt the hydrological connectivity between the urban area and the water body?; (iii) how is the relationship between runoff frequency and soil movement?; and (iv) is there a relationship between the magnitude of rainfall events and surface runoff frequency?

6.2 – Materials and methods

6.2.1 – Study area

We studied a riparian forest of the Paranozinho stream which is adjacent to an urban area (Fig. 1). The study area is located Sobradinho II - Distrito Federal (Brazil), coordinates 15°40' South and 47°51' West. The slope of the area under riparian forest was approximately 7%. According to the Köppen-Geiger classification, the climate is tropical

Aw with two seasons, dry and wet (Alvares et al., 2013). The elevation of the study area is approximately 1170 m.

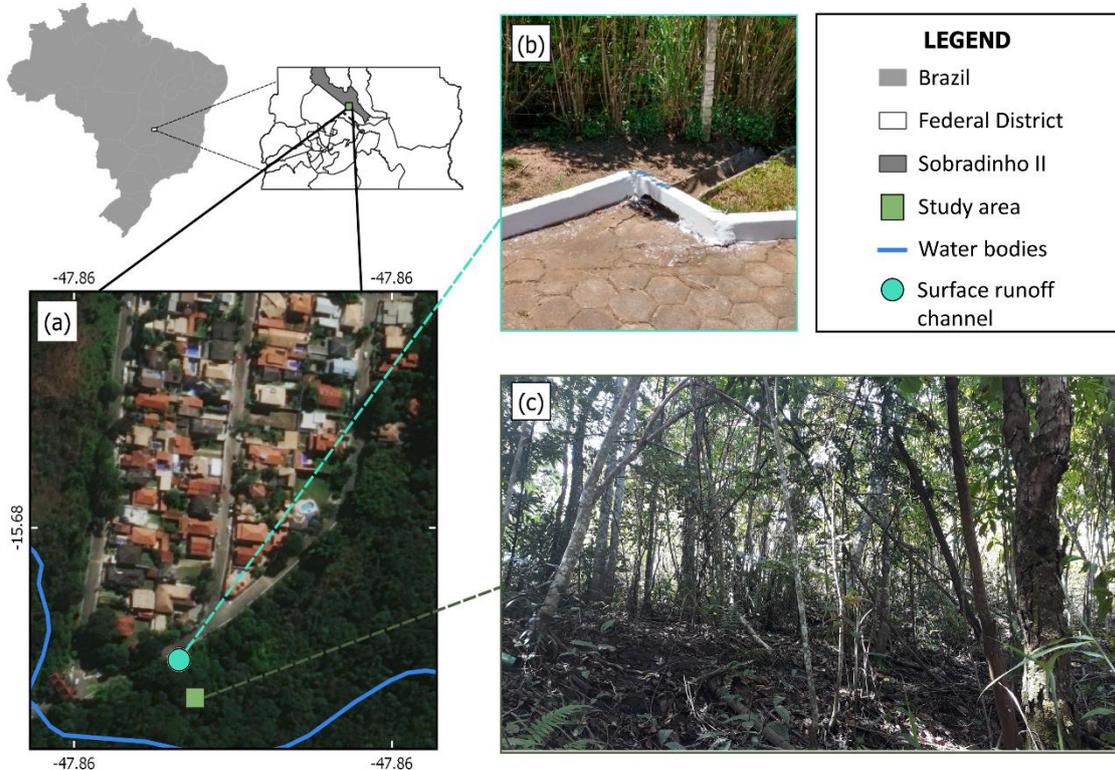


Fig. 1 – Study area. Urban area and riparian forest (a), runoff inlet from the urban area (b) and riparian forest that receives water from the urban area (c).

Source: Gleicon Queiroz de Brito.

Riparian forests (Figura Suplementar 1) such as the one in the present study are regionally called "gallery forests" (Ribeiro & Walter, 2008). In the present study, this forest has a width of 36 m and an approximate canopy cover of 84% (measured using the Canopy cover software). The tree density is approximately 1600-1900 trees ha⁻¹, and the basal area is 38-45 m² ha⁻¹ (Silva Júnior, 1999; Silva Júnior, 2004; Silva Júnior, 2005). Some species found in this type of vegetation are *Aspidosperma spp.*, *Baobinia rufa*, *Cariniana rubra*, *Cecropia pachystachya*, *Copaifera langsdorffii Desf.*, *Matayba guianensis Aubl.*, *Sclerolobium paniculatum var. rubiginosum*, and *Tapirira guianensis Aubl.* (Ribeiro & Walter, 2008; Silva Júnior et al., 1998).

The local soil (Figura Suplementar 2) is classified as an Organosol (according to EMBRAPA) which is characterized by an hystic horizon which presents partial or total saturation in the rainy season and the association of variable particle size and plant residues in different stages of decomposition (Santos et al., 2018). The riparian forest

soils presented a mean soil density of $0.97 (\pm 0.19) \text{ g cm}^{-3}$ (measured using 72 undisturbed soil cores) and a clayey to sandy clay soil texture.

6.2.2 – Variables and sampling design

We established four 250 m² plots in the study area. Two plots directly received surface runoff from the urban area (hereafter WUSR - Plots with Urban Surface Runoff) (Figura suplementar 7a e b). The other two plots were not under such effect (hereafter WOUSR - Plots Without Urban Surface Runoff) (Fig. 2).

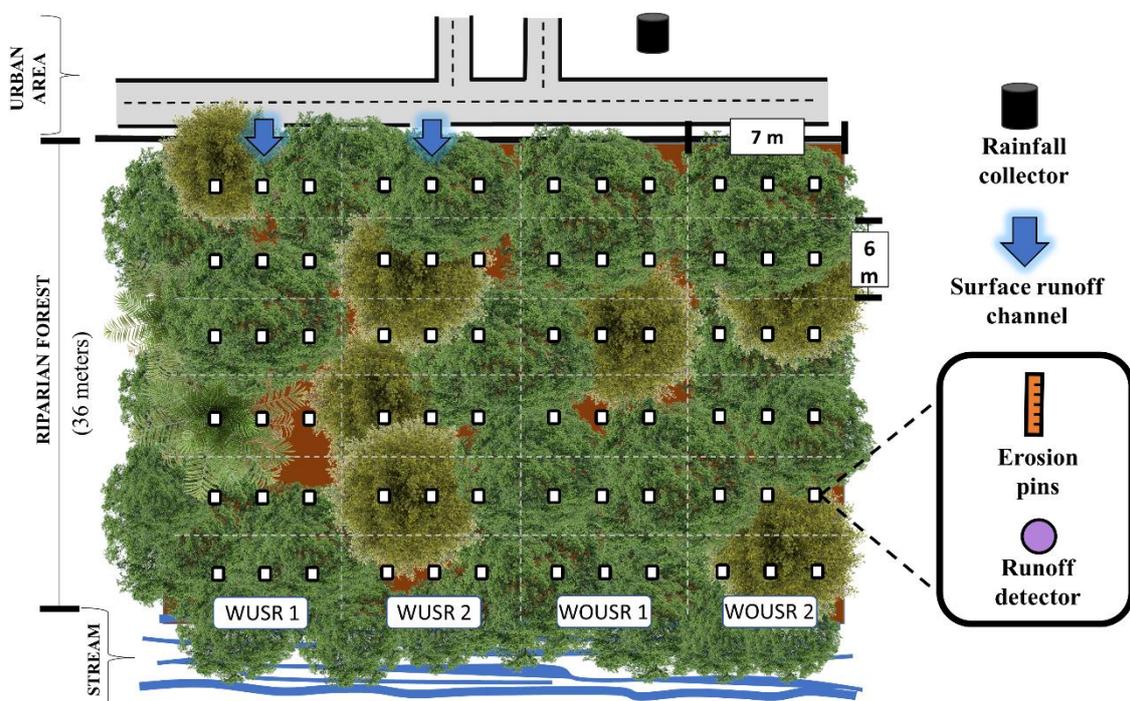


Fig. 2 – Sampling design indicating two plots with (WUSR 1 and 2) and two without (WOUSR 1 and 2) urban runoff.

Source: Gleicon Queiroz de Brito.

We measured: (i) runoff frequency and (ii) soil movement in all four plots. In addition, we measured precipitation in rainy weeks. Weeks were considered rainy when one or more rain events occurred within 7 days. We monitored these variables for 34 rainy weeks (within 1 year and 3 weeks). The study period went from January 2020 and to February 2021.

We measured precipitation using a collector in the urban area located 350 m from the riparian forest (Fig. 2). The collector has a collection area of 674 cm² and was placed 35 cm above the soil surface. We measured the rainfall volume using a graduated

measuring cylinder. To verify the effect of rainfall volume on runoff frequency and soil movement, we classified rainfall events into four categories based on weekly rainfall: 1.0 to 25 mm, 25.1 to 50 mm, 50.1 to 75 mm, and above 75 mm.

We installed 18 binary response detectors in each plot to assess runoff frequency. The detectors were plastic containers (Fig. 3a) with a height of 8 cm and covered to prevent interference from throughfall in the results (false positive). Each detector had three lateral openings of approximately 3.5 cm each (Figura suplementar 8a). We installed the detectors with these openings at ground level to allow surface runoff to enter (Fig. 3c) (Figura suplementar 8d e e). We distributed these detectors in a symmetrical grid, 2 m apart from each other, from the boundary of the urban area to the boundary with the water body (Fig. 2).



Fig. 3 – Runoff detectors (a), erosion pins (b) and equipment installed in situ (c).
Source: Gleicon Queiroz de Brito.

We recorded soil movement using 18 erosion pins in each plot. The distance between the pins in each subplot was approximately 2 m from each other. To avoid the influence of the pins on the surface runoff record, we placed each pin 15 cm away from the surface runoff detector (Figura suplementar 8b e c). We distributed the erosion pins

in a symmetrical grid (Jugie et al., 2018) in the evaluated plots (Fig. 2). The pins had 0.5 cm in diameter and 30 cm in length (Fig. 3b). We inserted the pins into the ground so that 15 cm remained above and 15 cm below the soil surface (Fig. 3c) (Figura suplementar 9a). We used a millimeter ruler to verify soil movement. We used the number of weeks that had soil loss (erosion), gain (sedimentation) or stability (no detectable change) to characterize and compare the soil movement between plots with (WUSR) and without (WOUSR) urban surface runoff. Thus, the values obtained from the pins were used only to check whether the pin registered soil loss, gain or stability during a given week.

We used Eq. 1 to estimate the soil movement by the number of weeks of loss, gain and stability of the erosion pin. High values indicate greater soil instability, while low values indicate greater stability. We used these values to assess the relationship of soil movement at each point concerning runoff frequency.

$$SM = (L + G) - S \quad (1)$$

where: SM = Soil movement; L = Number of weeks with soil loss (erosion); G = Number of weeks with soil gain (sedimentation); S = Number of weeks without a change in the record from the previous week (stability).

6.2.3 – Data analysis

We assessed the normality of the residuals of all variables using the Shapiro-Wilk test. Runoff frequency and soil stability presented normal distribution. For this reason, we performed the *t*-test to assess the differences between the WUSR and WOUSR plots. The frequency of soil loss and gain variables did not show normal distribution. Therefore, we performed the Mann-Whitney test to assess the differences between WUSR and WOUSR plots.

We evaluated the association degree between runoff frequency and soil movement in the WUSR (normal distribution) and WOUSR (non-normal distribution) using, respectively, Pearson and Spearman's correlation coefficient. We also evaluated the association degree between rainfall and plot runoff frequency (non-normal distribution) using Spearman's correlation coefficient. All statistical analyzes were performed using the Paleontological Statistics (PAST) program (Hammer et al., 2001) version 3.25 with $p < 0.05$.

6.3 – Results

The total precipitation throughout the study was 1685 mm (Fig. 4). There were 12 weeks with rainfall volume from 1.0 to 25 mm, 8 weeks with 25.1 to 50 mm, 6 weeks with 50.1 to 75 mm, and 8 weeks with >75 mm.

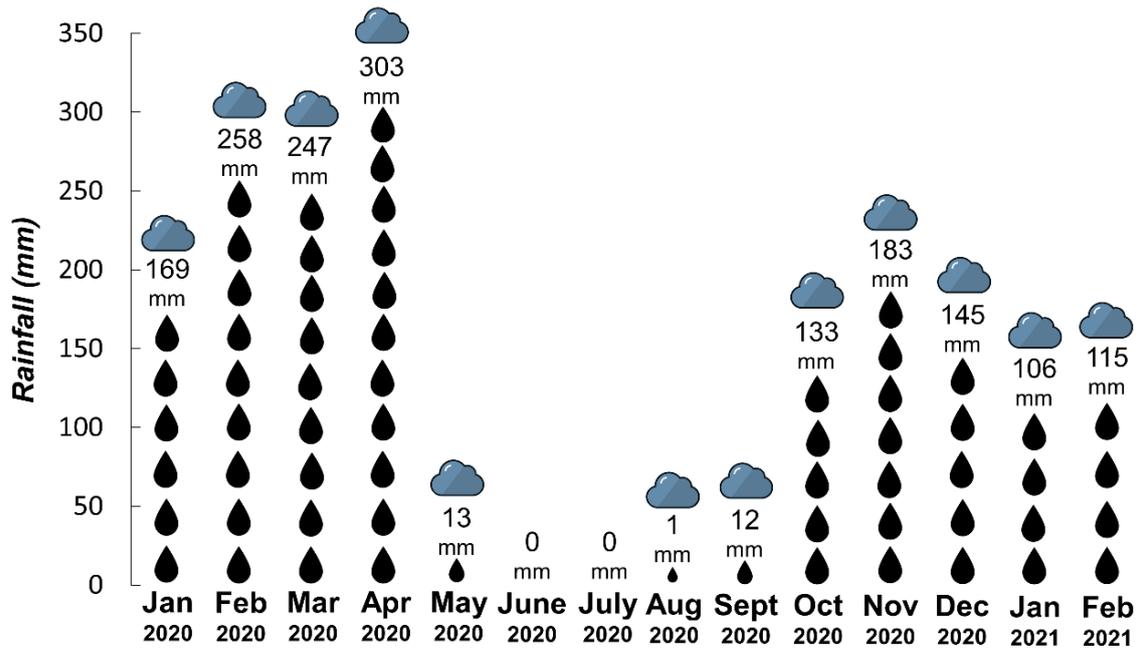


Fig. 4 – Monthly precipitation.
Source: Gleicon Queiroz de Brito.

The WUSR showed a higher and more significant surface runoff frequency than WUSR (Fig. 5). The differences in surface runoff frequency between WUSRs and WUSRs were significant ($t: 5.5068; p < 0.01$) (Fig. 6).

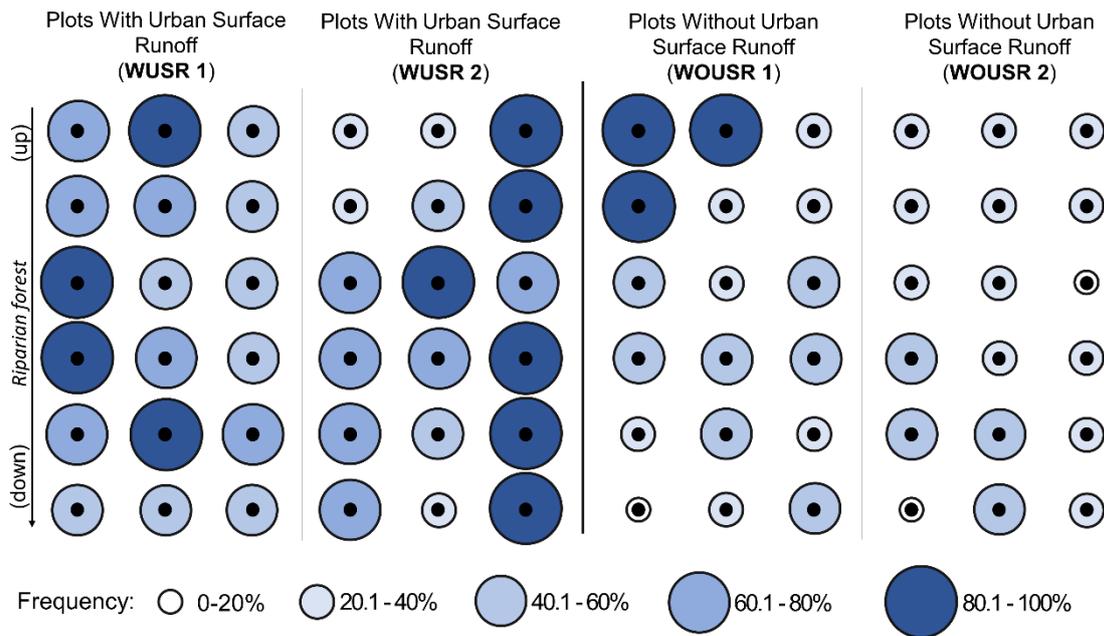


Fig. 5 – Surface runoff frequency in plots with and without surface runoff from urban area.
Source: Gleicon Queiroz de Brito.

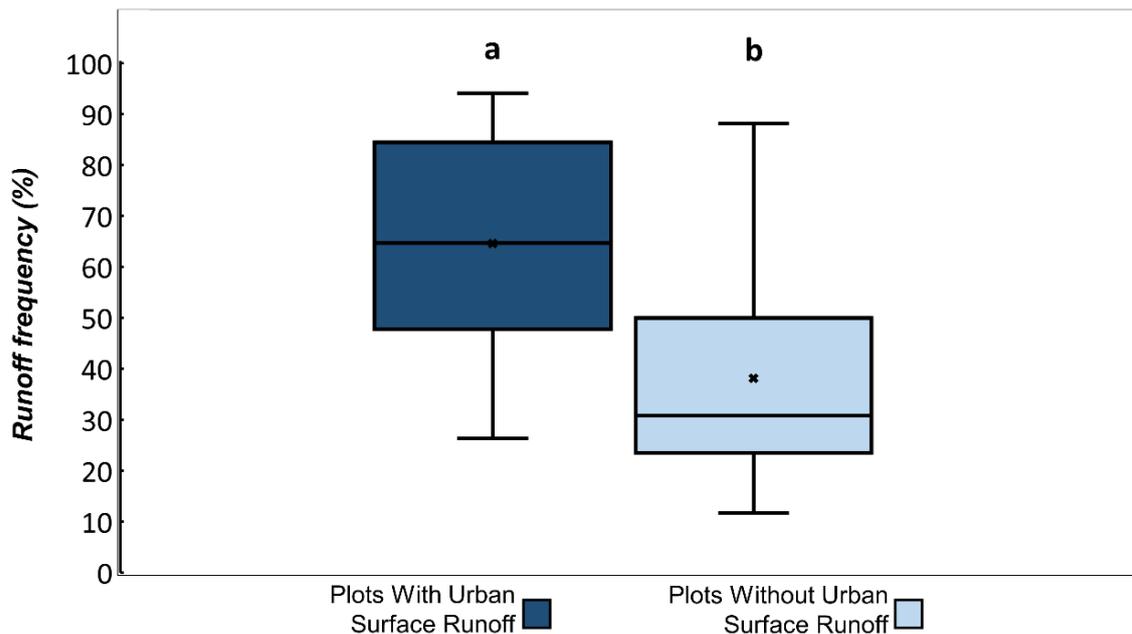


Fig. 6 – Boxplot showing surface runoff frequency of plots with and without urban runoff. Different letters indicate significant differences.
Source: Gleicon Queiroz de Brito.

The increase in rainfall volume was related to a greater surface runoff frequency in the WUSRs (Fig. 7). Furthermore, a clear pattern of hydrological connectivity was observed in the plots under the influence of urban surface runoff as the rainfall volume increased (Figura suplementar 10). Weeks with rainfall volumes from 1.0 to 25 mm had 58% of the surface runoff from the urban area arriving in the stream, showing

hydrological connectivity. Weeks with rainfall volume above 25.1 mm, 100% of them had this hydrological connectivity. On the other hand, in WOUSRs had a more irregular pattern. Regardless of the weekly rainfall volume, no clear patterns of hydrological connectivity were found in that plots.

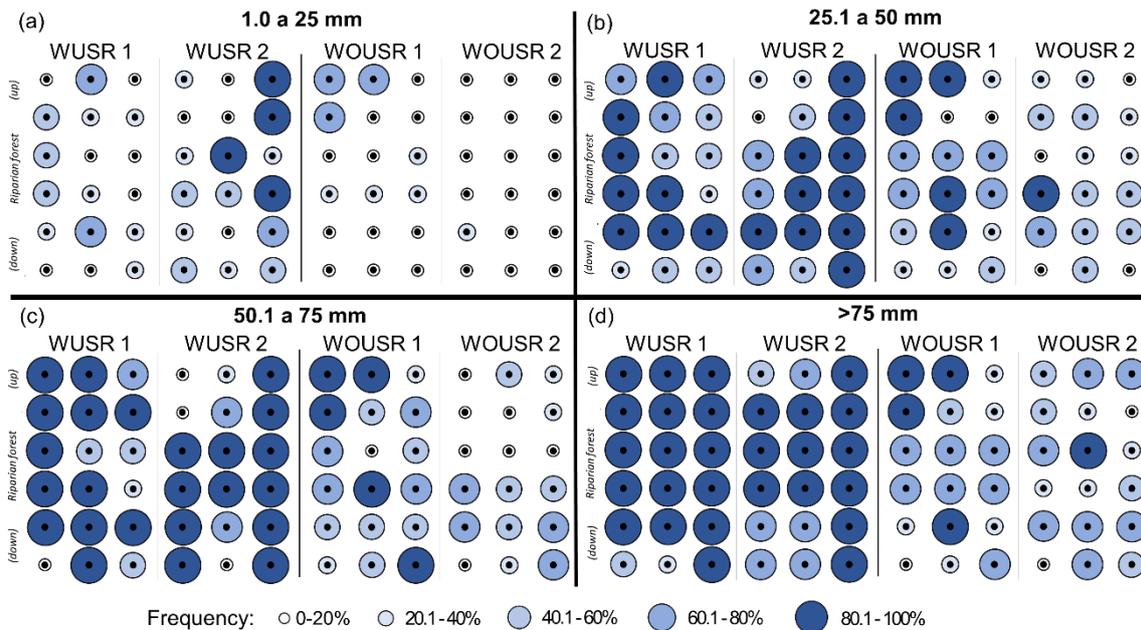


Fig. 7 – Runoff frequency under rainfall different volumes: (a) 1.0 to 25 mm, (b) 25.1 to 50 mm, (c) 50.1 mm to 75 mm and (d) > 75 mm. WUSR = Plot with Urban Surface Runoff; WOUSR = Plot Without Urban Surface Runoff.

Source: Gleicon Queiroz de Brito.

WUSRs showed greater soil movement than WOUSRs (Figs. 8 and 9). Soil gains and losses were higher in WUSRs (Figura suplementar 9b e c), and soil stability was higher in WOUSRs. There were significant differences between the WUSRs and WOUSRs in soil loss ($z = 6.2708$; $p < 0.01$), gain ($z = 5.1356$; $p < 0.01$) and stability ($t = 9.1383$; $p < 0.01$) (Fig. 9).

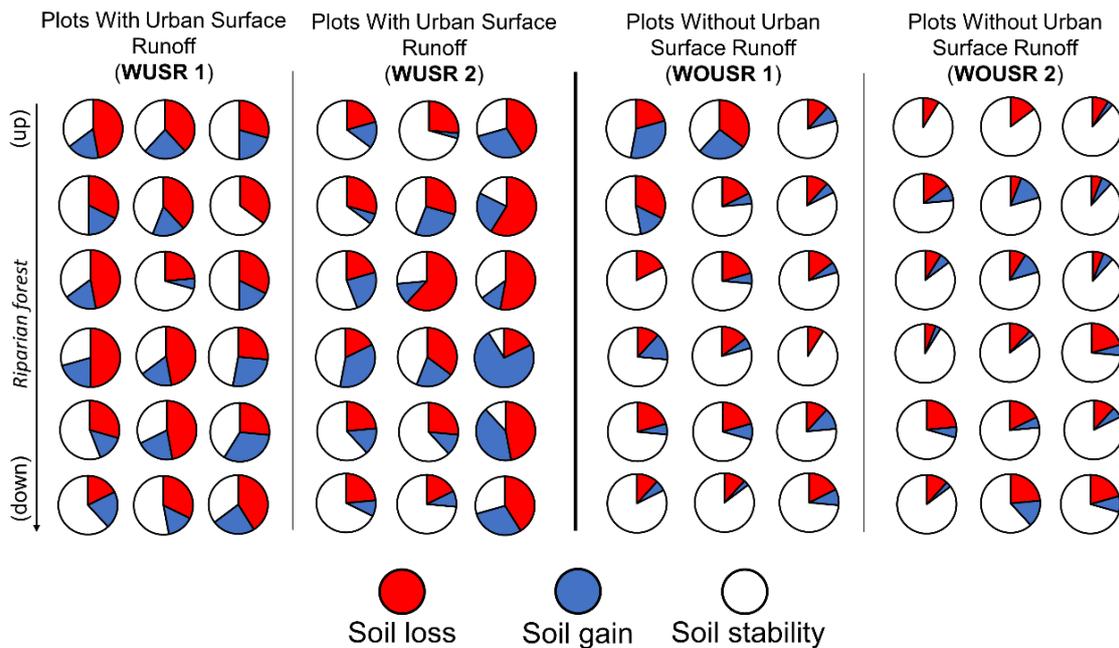


Fig. 8 – Soil movement in plots with and without surface runoff from urban area.
Source: Gleicon Queiroz de Brito.

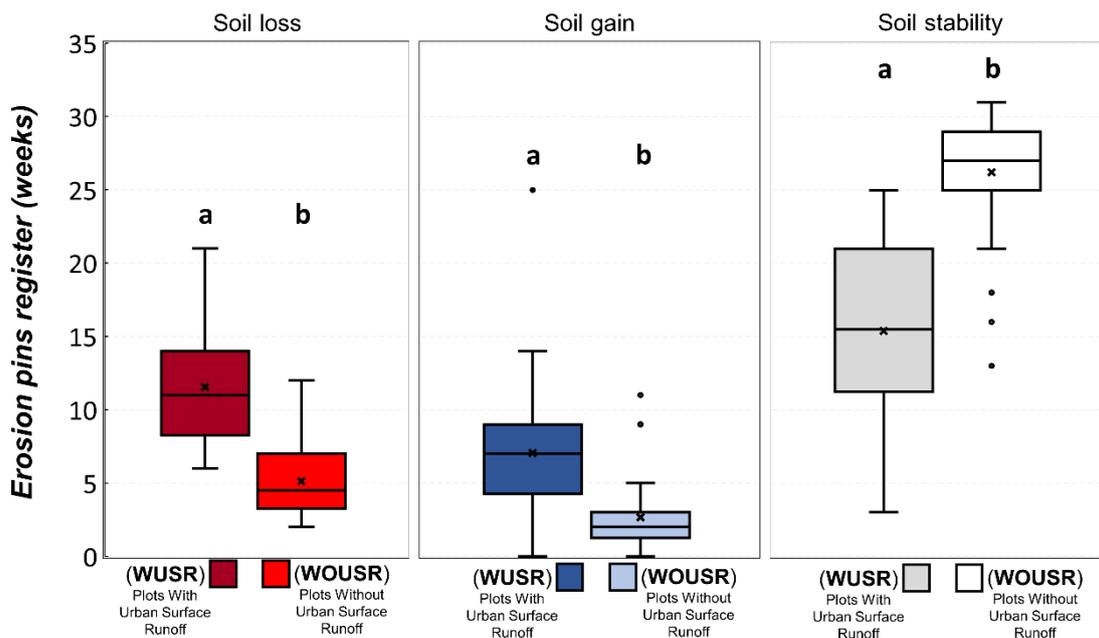


Fig. 9 – Boxplot comparing losses, gains and stability of erosion pins between plots with (WUSRs) and without (WOUSRs) surface runoff from urban areas. Different letters indicate significant differences.
Source: Gleicon Queiroz de Brito.

Regardless of rainfall volumes, WUSRs showed greater soil movement compared to WOUSRs (Fig. 10). In addition, with the increase in rainfall volume, there was a greater soil movement in the WUSRs. On the other hand, the WOURs had greater soil stability in all rain event classes (Fig. 10).

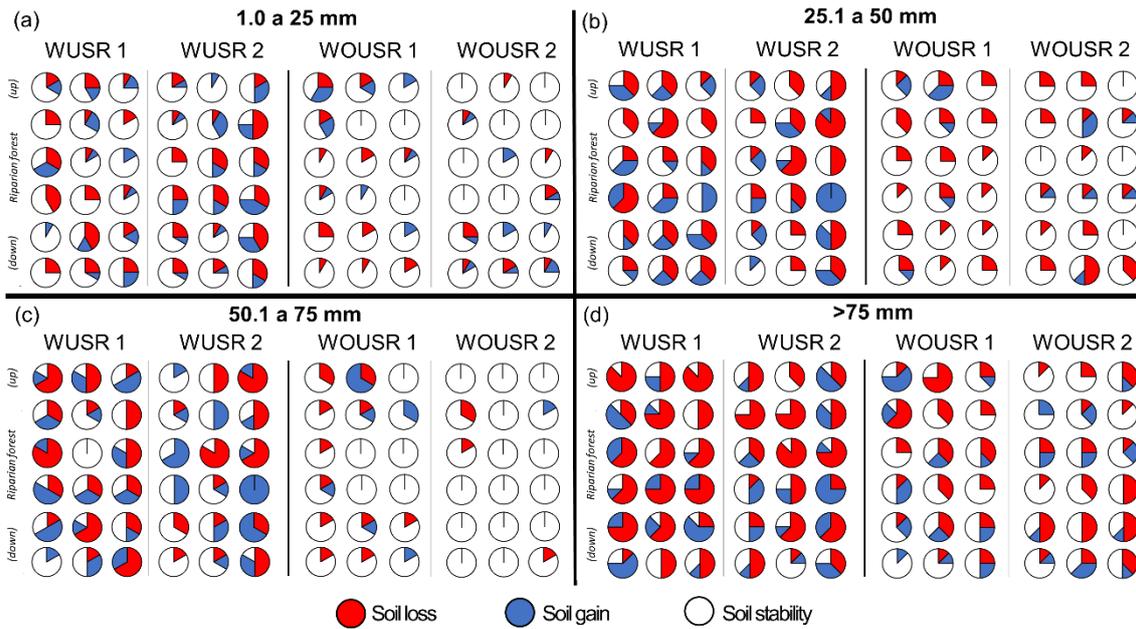


Fig. 10 – Soil movement under different rainfall volumes: (a) 1.0 to 25 mm, (b) 25.1 to 50 mm, (c) 50.1 mm to 75 mm and (d) > 75 mm. WUSR = Plot with Urban Surface Runoff; WOUSR = Plot Without Urban Surface Runoff.

Source: Gleicon Queiroz de Brito.

The runoff frequency positively influenced soil movement in the treatment and control plots (Fig. 11). However, soil movement was higher in WUSRs. We found a positive relationship between runoff and soil movement in the evaluated plots (WUSRs: $R = 0.70$; $p < 0.01$ and WOUSRs: $R = 0.54$; $p < 0.01$).

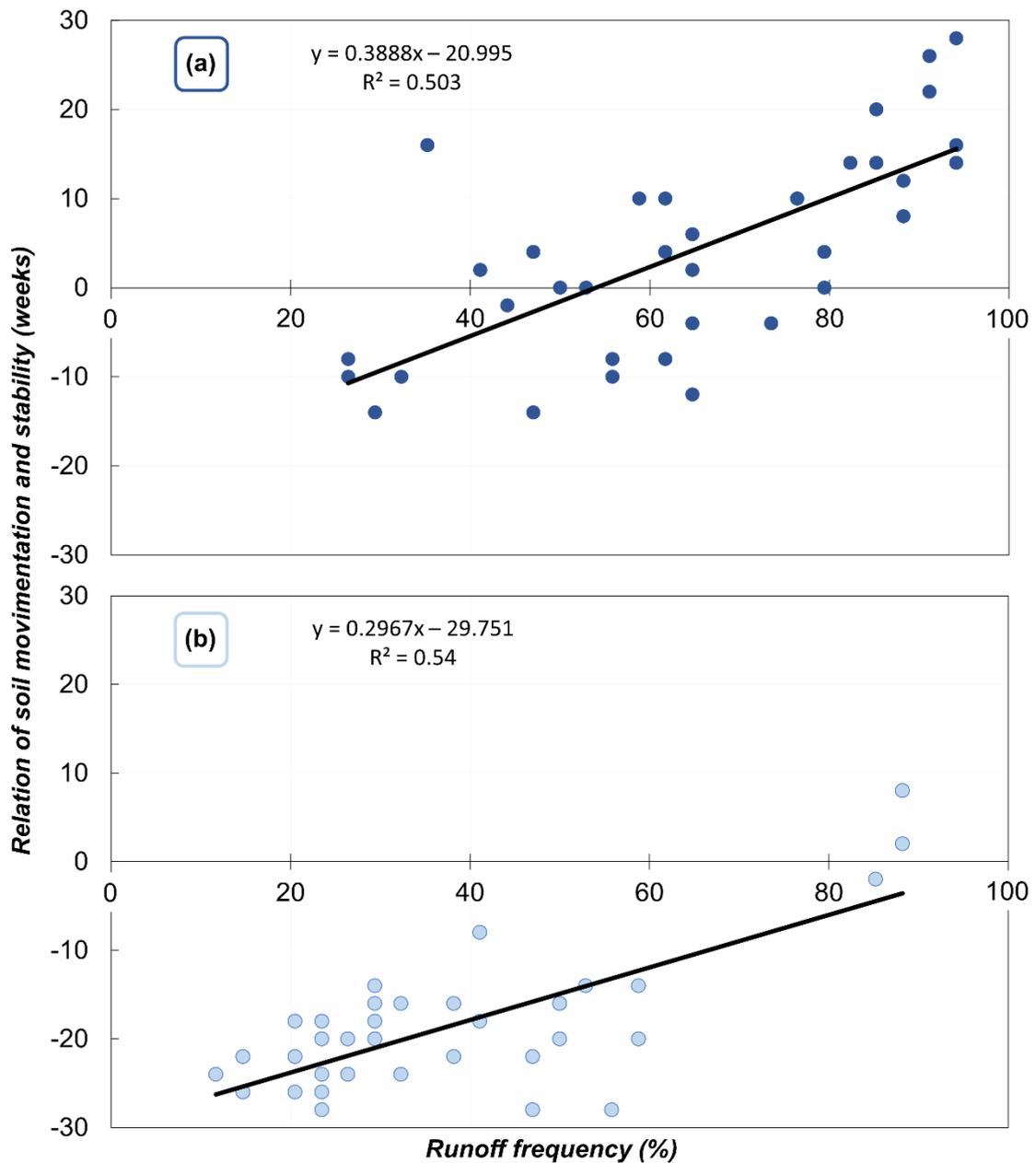


Fig. 11 – Relationship between runoff frequency and soil movement in plots with (a) and without (b) urban runoff.

Source: Gleicon Queiroz de Brito.

Rainfall volume positively influenced runoff frequency in all plots. However, the influence in WUSRs (Fig. 12a) was greater than in WOUSRs (Fig. 12b). In addition, the positive relationship between rainfall volume and runoff frequency was greater in WUSRs ($R = 0.80$) than in WOUSRs ($R = 0.61$).

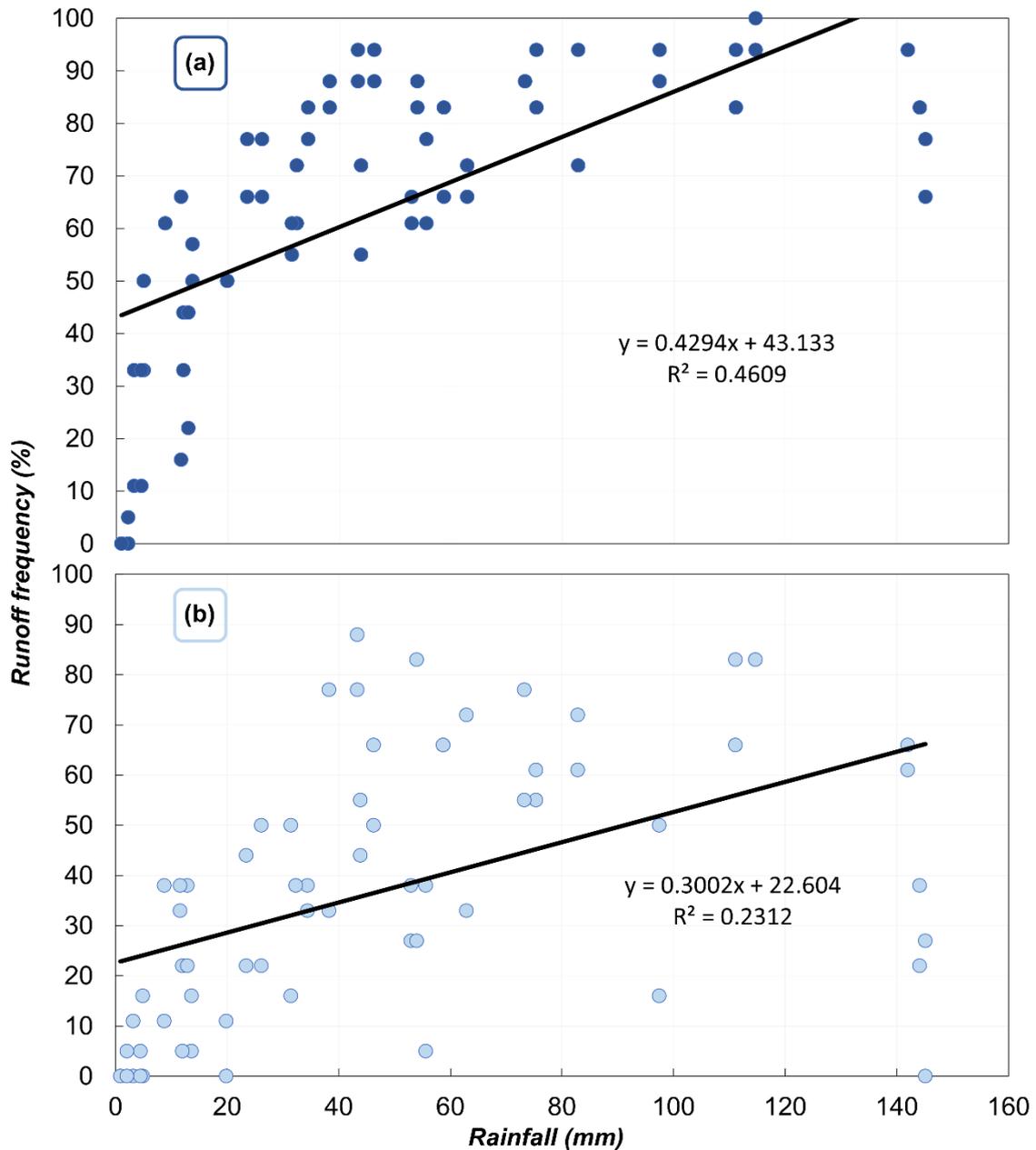


Fig. 12 – Relationship between rainfall volume and surface runoff frequency in plots with (a) and without (b) urban runoff.

Source: Gleicon Queiroz de Brito.

6.4 – Discussion

Our study demonstrated that surface runoff channeled from urban areas significantly increased surface runoff frequency and soil movement within the adjacent riparian forest. Thus, the presence of impervious surfaces caused a change in soil water dynamics (Fletcher et al., 2013; Leopold, 1968; McGrane, 2016), which increases surface runoff that reaches these vegetations. Depending on the rainfall volume, the urban runoff that arrives in the riparian forest did not infiltrate the soil, favoring the hydrological connectivity that this forest should mitigate.

The runoff frequency of WUSRs presented greater hydrological connectivity than WOURS. That indicates that riparian forests did not buffer most rain events. As a result, surface runoff directly reaches the stream. Such urban waters can cause eutrophication by carrying pollutants and increase stream erosion (Göbel et al., 2007; Grimm et al., 2008; Müller et al., 2020; Robin et al., 2021; Teurlincx et al., 2019). Considering WOURSs, it was clear that even riparian areas without direct runoff from urban areas had surface runoff generation. However, in such case, surface runoff is associated mainly with the return flow within the riparian forest (e.g., Scheliga et al., 2019). It is possible that WUSR plots also have this characteristic of surface runoff (return flow), which is added to the runoff already coming from the urban area.

Our observations also showed that weeks with rainfall volumes greater than 25.1 mm caused a greater surface runoff frequency and hydrological connectivity. That reflects the inefficiency of urban areas in minimizing surface runoff (Leopold, 1968; Yao et al., 2016). Thus, a large part of the water volume is transported directly to the riparian forest, which cannot reduce surface runoff, given these high-volume rain events.

Soil movement in WUSRs indicated that the urban area contributed to an increase in runoff generation and soil erosion processes. These two processes are accelerated by increasing urban area and decreasing vegetation (Gessesse et al., 2015). Thus, the ecosystem (riparian forest) cannot dissipate the runoff process and, consequently, avoid soil movement. These anthropogenic pressures of soil erosion and surface disturbance can generate severe consequences (Goudie, 2018), such as the siltation of water bodies. Moreover, it is important to highlight that erosion processes damages occur on-site (e.g. soil loss, nutrient loss) and off-site (e.g. reduce water quality, eutrophication) (Guerra et al., 2017; John et al., 2022; Telles et al., 2011) showing that the impacts of the damages go beyond the local scale.

As expected, rainfall influenced surface runoff. However, WUSRs had a more significant response, as they were subjected to surface runoff from the urban area. Furthermore, our observations indicated that the greater the rainfall volumes, the greater the soil movement (losses and gains) in WUSRs. That indicates that rainfall induces surface runoff promoting soil erosion (Nearing et al., 2004, Nearing et al., 2005). As WOURSs did not have surface runoff from the urban area, soil movement was lower than WUSRs. Consequently, soil stability was predominant in WOURSs. This fact shows that soil erosion is a natural process, but it can be enhanced by human influence (Guerra et al., 2017), such as the runoff originated from urban impervious area.

Our results demonstrate that riparian forests within the urban context cannot effectively minimize surface runoff from the urban areas. A set of strategies is necessary to mitigate surface runoff effects (Matteo et al., 2006; Salemi et al., 2011). For instance, the reduction of impervious areas (Guida-Johnson et al., 2017), implementation of urban green areas (McGrane, 2016), and installation of pervious surfaces (Wang et al., 2021). Such alternatives, allied to the conservation of riparian forests can control surface runoff from urban areas.

Previous studies show that urban areas increase surface runoff generating a hydrological impact on water quantity and/or quality (Göbel et al., 2007; Müller et al., 2020; Xu et al., 2020; Robin et al., 2021). The present study results indicated that riparian forests might have a limited capacity to minimize surface runoff from urban areas, though they are important as a conservation measure. Thus, negative consequences for water resources conservation in terms of both quality and quantity are expected.

6.5 – Conclusion

The functions of surface runoff retention and soil stabilization performed by riparian forest are compromised when they are under the influence of surface runoff originated from urban areas. This raises the need to expand other urban water management and conservation measures. Moreover, our initial questions could be answered as (i) runoff and soil movement are greater in areas that receive urban runoff; (ii) the riparian forest was not able to interrupt the hydrological connectivity of the surface runoff coming from the urban area, so it reached the water body; (iii) runoff frequencies influence soil movement regardless of whether the areas has or does not have runoff from the urban area; (iv) there is a positive correlation between precipitation events and runoff frequency, especially in sites which are subjected to runoff from the urban area.

References

- Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, de Moraes Gonçalves JL, Sparovek G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22 (6): 711–728 DOI: 10.1127/0941-2948/2013/0507
- Brabec E, Schulte S, Richards PL. 2002. Impervious surfaces and water quality: A review of current literature and its implications for watershed planning. *Journal of Planning Literature* 16 (4): 499–514 DOI: 10.1177/088541202400903563
- Burton ML, Samuelson LJ. 2008. Influence of urbanization on riparian forest diversity and structure in the Georgia Piedmont, US. *Plant Ecology* 195 (1): 99–115 DOI: 10.1007/s11258-007-9305-x

- Cao Y, Natuhara Y. 2019. Effect of Urbanization on Vegetation in Riparian Area: Plant Communities in Artificial and Semi-Natural Habitats. *Sustainability* 12 (1): 204 DOI: 10.3390/su12010204
- Cassiano CC, Salemi LF, Garcia LG, Ferraz SF de B. 2021. Harvesting strategies to reduce suspended sediments in streams in fast-growing forest plantations. *Ecohydrology & Hydrobiology* 21 (1): 96–105 DOI: 10.1016/j.ecohyd.2020.06.008
- Ciupa T, Suligowski R, Wałek G. 2020. Impact of an urban area on the dynamics and features of suspended solids transport in a small catchment during floods. *Ecohydrology & Hydrobiology* DOI: 10.1016/j.ecohyd.2020.11.006
- Cordeiro GG, Vasconcelos V, Salemi LF, Nardoto GB. 2020. Factors affecting the effectiveness of riparian buffers in retaining sediment: an isotopic approach. *Environmental Monitoring and Assessment* 192 (11): 735 DOI: 10.1007/s10661-020-08705-4
- Darveau M, Labbé P, Beauchesne P, Bélanger L, Huot J. 2001. The use of riparian forest strips by small mammals in a boreal balsam fir forest. *Forest Ecology and Management* 143 (1–3): 95–104 DOI: 10.1016/S0378-1127(00)00509-0
- Dufour S, Rodríguez-González PM, Laslier M. 2019. Tracing the scientific trajectory of riparian vegetation studies: Main topics, approaches and needs in a globally changing world. *Science of The Total Environment* 653: 1168–1185 DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.10.383
- Dunea D, Bretcan P, Purcoi L, Tanislav D, Serban G, Neagoe A, Iordache V, Iordache Ștefania. 2021. Effects of riparian vegetation on evapotranspiration processes and water quality of small plain streams. *Ecohydrology & Hydrobiology* DOI: 10.1016/j.ecohyd.2021.02.004
- Dutta D, Rahman A, Paul SK, Kundu A. 2021. Impervious surface growth and its inter-relationship with vegetation cover and land surface temperature in peri-urban areas of Delhi. *Urban Climate* 37 (March): 100799 DOI: 10.1016/j.uclim.2021.100799
- Fletcher TD, Andrieu H, Hamel P. 2013. Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters: A state of the art. *Advances in Water Resources* 51: 261–279 DOI: 10.1016/j.advwatres.2012.09.001
- Gessesse B, Bewket W, Bräuning A. 2015. Model-Based Characterization and Monitoring of Runoff and Soil Erosion in Response to Land Use/land Cover Changes in the Modjo Watershed, Ethiopia. *Land Degradation and Development* 26 (7): 711–724 DOI: 10.1002/ldr.2276
- Göbel P, Dierkes C, Coldewey WG. 2007. Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *Journal of Contaminant Hydrology* 91 (1–2): 26–42 DOI: 10.1016/j.jconhyd.2006.08.008
- Goudie A. 2018. The human impact in geomorphology – 50 years of change. *Geomorphology* (xxxx) DOI: 10.1016/j.geomorph.2018.12.002
- Grimm NB, Faeth SH, Golubiewski NE, Redman CL, Wu J, Bai X, Briggs JM. 2008. Global change and the ecology of cities. *Science* 319 (5864): 756–760 DOI: 10.1126/science.1150195
- Guerra AJT, Fullen MA, Jorge M do CO, Bezerra JFR, Shokr MS. 2017. Slope

- Processes, Mass Movement and Soil Erosion: A Review. *Pedosphere* 27 (1): 27–41 DOI: 10.1016/S1002-0160(17)60294-7
- Guida-Johnson B, Faggi AM, Zuleta GA. 2017. Effects of Urban Sprawl on Riparian Vegetation: Is Compact or Dispersed Urbanization Better for Biodiversity? *River Research and Applications* 33 (6): 959–969 DOI: 10.1002/rra.3138
- Hammer O, Harper DAT, Ryan PD. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis
- Herron NF, Hairsine PB. 1998. A scheme for evaluating the effectiveness of riparian zones in reducing overland flow to streams. *Soil Research* 36 (4): 683 DOI: 10.1071/S96098
- John J, Rosamma CN, Thampi SG. 2022. Assessment and prediction of soil erosion and its impact on the storage capacity of reservoirs in the Bharathapuzha River Basin, India. *Environmental Modeling & Assessment* 27: 77-103 DOI: <https://doi.org/10.1007/s10666-021-09786-2>
- Jugie M, Gob F, Vermoux C, Brunstein D, Tamisier V, Le Coeur C, Grancher D. 2018. Characterizing and quantifying the discontinuous bank erosion of a small low energy river using Structure-from-Motion Photogrammetry and erosion pins. *Journal of Hydrology* 563 (June): 418–434 DOI: 10.1016/j.jhydrol.2018.06.019
- Leopold LB. 1968. *Hydrology for urban land planning: A guidebook on the hydrologic effects of urban land use*. US Department of the Interior, Geological Survey.
- Liljaniemi P, Vuori K-M, Tossavainen T, Kotanen J, Haapanen M, Lepistö A, Kenttämies K. 2003. Effectiveness of Constructed Overland Flow Areas in Decreasing Diffuse Pollution from Forest Drainages. *Environmental Management* 32 (5): 602–613 DOI: 10.1007/s00267-003-2927-4
- Mander Ü, Tournebize J. 2015. Riparian Buffer Zones: Functions and Dimensioning. In *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences* Elsevier; 1–23. DOI: 10.1016/B978-0-12-409548-9.09304-0
- Matteo M, Randhir T, Bloniarz D. 2006. Watershed-Scale Impacts of Forest Buffers on Water Quality and Runoff in Urbanizing Environment. *Journal of Water Resources Planning and Management* 132 (3): 144–152 DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9496(2006)132:3(144)
- McGrane SJ. 2016. Impacts of urbanisation on hydrological and water quality dynamics, and urban water management: a review. *Hydrological Sciences Journal* 61 (13): 2295–2311 DOI: 10.1080/02626667.2015.1128084
- Müller A, Österlund H, Marsalek J, Viklander M. 2020. The pollution conveyed by urban runoff: A review of sources. *Science of the Total Environment* 709 DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.136125
- Naiman RJ, Décamps H. 1997. The Ecology of Interfaces : Riparian Zones Robert J . Naiman ; Henri Decamps. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 28: 621–658
- Naiman RJ, Fetherston KL, McKay SJ, Chen J. 1998. Riparian forests. In *River Ecology and Management: Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion*, Naiman RJ, , Bilby RE (eds).Springer: New York; 289–323.

- Nearing MA, Jetten V, Baffaut C, Cerdan O, Couturier A, Hernandez M, Le Bissonnais Y, Nichols MH, Nunes JP, Renschler CS, et al. 2005. Modeling response of soil erosion and runoff to changes in precipitation and cover. *Catena* 61 (2-3 SPEC. ISS.): 131–154 DOI: 10.1016/j.catena.2005.03.007
- Nearing MA, Pruski FF, O'neal MR. 2004. Expected climate change impacts on soil erosion rates: a review. *Journal of soil and water conservation* 59 (1): 43–50
- O'Toole P, Chambers JM, Bell RW. 2018. Understanding the characteristics of riparian zones in low relief, sandy catchments that affect their nutrient removal potential. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 258 (February): 182–196 DOI: 10.1016/j.agee.2018.02.020
- Olley J, Burton J, Hermoso V, Smolders K, McMahon J, Thomson B, Watkinson A. 2015. Remnant riparian vegetation, sediment and nutrient loads, and river rehabilitation in subtropical Australia. *Hydrological Processes* 29 (10): 2290–2300 DOI: 10.1002/hyp.10369
- Palmer GC, Bennett AF. 2006. Riparian zones provide for distinct bird assemblages in forest mosaics of south-east Australia. *Biological Conservation* 130 (3): 447–457 DOI: 10.1016/j.biocon.2006.01.006
- Paul MJ, Meyer JL. 2001. Streams in the Urban Landscape. *Annual review of Ecology and Systematics* 21: 333–365
- Pennington DN, Hansel JR, Gorchoff DL. 2010. Urbanization and riparian forest woody communities: Diversity, composition, and structure within a metropolitan landscape. *Biological Conservation* 143 (1): 182–194 DOI: 10.1016/j.biocon.2009.10.002
- Popescu C, Oprina-Pavelescu M, Dinu V, Cazacu C, Burdon FJ, Forio MAE, Kupilas B, Friberg N, Goethals P, McKie BG, et al. 2021. Riparian Vegetation Structure Influences Terrestrial Invertebrate Communities in an Agricultural Landscape. *Water* 13 (2): 188 DOI: 10.3390/w13020188
- Ribeiro JF, Walter BMT. 2008. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In *Cerrado: Ecologia e Flora* Embrapa Cerrados: Brasília; 151–212.
- Robin T, Johnny G, Mohamed S, Romain T, Jérôme B, Alain R, Bruno T. 2021. Abundance, composition and fluxes of plastic debris and other macrolitter in urban runoff in a suburban catchment of Greater Paris. *Water research* 192: 116847 DOI: 10.1016/j.watres.2021.116847
- Rottenborn SC. 1999. Predicting the impacts of urbanization on riparian bird communities. *Biological Conservation* 88 (3): 289–299 DOI: 10.1016/S0006-3207(98)00128-1
- Roy AH, Freeman MC, Freeman BJ, Wenger SJ, Meyer JL, Ensign WE. 2006. Importance of riparian forests in urban catchments contingent on sediment and hydrologic regimes. *Environmental Management* 37 (4): 523–539 DOI: 10.1007/s00267-005-0029-1
- Salemi LF, Groppo JD, Trevisan R, Moraes JM, Lima WP, Martinelli LA. 2011. Aspectos hidrológicos da recuperação florestal de áreas de preservação permanente ao longo dos corpos de água. *Revista do Instituto Florestal* 23 (1): 69-80

- Salemi LF, Lins SRM, Ravagnani E de C, Magioli M, Martinez MG, Guerra F, Vidas NB, Fransozi A, Ferraz SF de B, Martinelli LA. 2016. Past and present land use influences on tropical riparian zones: an isotopic assessment with implications for riparian forest width determination. *Biota Neotropica* 16 (2) DOI: 10.1590/1676-0611-BN-2015-0133
- Santos HG dos, Jacomine PKT, Anjos LHC dos, Oliveira VÁ de, Lumbrreras JF, Coelho MR, Almeida JA de, Araújo Filho JC de, Oliveira JB de, Cunha TJF. 2018. *Sistema brasileiro de classificação de solos*. Brasília, DF: Embrapa, 2018.
- Santos O dos A, Couceiro SRM, Rezende ACC, Silva MD de S. 2016. Composition and richness of woody species in riparian forests in urban areas of Manaus, Amazonas, Brazil. *Landscape and Urban Planning* 150: 70–78 DOI: 10.1016/j.landurbplan.2016.03.004
- Scheliga B, Tetzlaff D, Nuetzmann G, Soulsby C. 2019. Assessing runoff generation in riparian wetlands: monitoring groundwater–surface water dynamics at the micro-catchment scale. *Environmental Monitoring and Assessment* 191 (2) DOI: 10.1007/s10661-019-7237-2
- Silva Júnior MC da. 1999. Composição florística, fitossociologia e estrutura diamétrica na Mata de galeria do Monjolo, Reserva Ecológica do IBGE (Recor), DF. *Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer* 4
- Silva Júnior MC da. 2004. Fitossociologia e estrutura diamétrica da mata de galeria do Taquara, na Reserva Ecológica do IBGE, DF. *Revista Árvore* 28 (3): 419–428
- Silva Júnior MC da. 2005. Fitossociologia e estrutura diamétrica na mata de galeria do Pitoco, na Reserva Ecológica do IBGE, DF. *Cerne* 11 (2): 147–158
- Silva Júnior MC da, Felfili JM, Nogueira PE, Rezende A V. 1998. Análise florística das matas de galeria no Distrito Federal. *Cerrado: matas de galeria. Planaltina: EMBRAPA-CPAC*: 53–84
- Syversen N. 2005. Effect and design of buffer zones in the Nordic climate: The influence of width, amount of surface runoff, seasonal variation and vegetation type on retention efficiency for nutrient and particle runoff. *Ecological Engineering* 24 (5): 483–490 DOI: 10.1016/j.ecoleng.2005.01.016
- Telles TS, Guimarães MF, Dechen SCF. 2011. The costs of soil erosion. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 35: 287–298 DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000200001>
- Teurlinx S, Kuiper JJ, Hoevenaar EC, Lurling M, Brederveld RJ, Veraart AJ, Janssen AB, Mooij WM, de Senerpont Domis LN. 2019. Towards restoring urban waters: understanding the main pressures. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 36: 49–58 DOI: 10.1016/j.cosust.2018.10.011
- Turunen J, Elbrecht V, Steinke D, Aroviita J. 2021. Riparian forests can mitigate warming and ecological degradation of agricultural headwater streams. *Freshwater Biology* 66 (4): 785–798 DOI: 10.1111/fwb.13678
- United Nations. 2019. *World Urbanization Prospects: The 2018 Revision*. New York.
- Wang S, Adhikari K, Zhuang Q, Gu H, Jin X. 2020. Impacts of urbanization on soil organic carbon stocks in the northeast coastal agricultural areas of China. *Science*

of *The Total Environment* 721: 137814 DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.137814

- Wang Y, Zhang X, Xu J, Liang C, She D, Xiao Y. 2021. Evaluating effects of urban imperviousness connectivity on runoff with consideration of receiving pervious area properties. *Urban Water Journal* 00 (00): 1–10 DOI: 10.1080/1573062X.2021.1918182
- White MD, Greer KA. 2006. The effects of watershed urbanization on the stream hydrology and riparian vegetation of Los Peñasquitos Creek, California. *Landscape and Urban Planning* 74 (2): 125–138 DOI: 10.1016/j.landurbplan.2004.11.015
- Williamson J, Slade EM, Luke SH, Swinfield T, Chung AYC, Coomes DA, Heroin H, Jucker T, Lewis OT, Vairappan CS, et al. 2021. Riparian buffers act as microclimatic refugia in oil palm landscapes (J Louzada, ed.). *Journal of Applied Ecology* 58 (2): 431–442 DOI: 10.1111/1365-2664.13784
- Xu C, Rahman M, Haase D, Wu Y, Su M, Pauleit S. 2020. Surface runoff in urban areas: The role of residential cover and urban growth form. *Journal of Cleaner Production* 262: 121421 DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.121421
- Yan M, Chan JCL, Zhao K. 2020. Impacts of Urbanization on the Precipitation Characteristics in Guangdong Province, China. *Advances in Atmospheric Sciences* 37 (7): 696–706 DOI: 10.1007/s00376-020-9218-3
- Yao L, Wei W, Chen L. 2016. How does imperviousness impact the urban rainfall-runoff process under various storm cases? *Ecological Indicators* 60: 893–905 DOI: 10.1016/j.ecolind.2015.08.041
- Yuan Y, Wu S, Yu Y, Tong G, Mo L, Yan D, Li F. 2018. Spatiotemporal interaction between ecosystem services and urbanization: Case study of Nanjing City, China. *Ecological Indicators* 95 (July): 917–929 DOI: 10.1016/j.ecolind.2018.07.056
- Zaimes GN, Schultz RC. 2015. Riparian land-use impacts on bank erosion and deposition of an incised stream in north-central Iowa, USA. *CATENA* 125: 61–73 DOI: 10.1016/j.catena.2014.09.013
- Zaimes GN, Tamparopoulos AE, Tufekcioglu M, Schultz RC. 2021. Understanding stream bank erosion and deposition in Iowa, USA: A seven year study along streams in different regions with different riparian land-uses. *Journal of Environmental Management* 287: 112352 DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.112352

7 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os processos hidrológicos avaliados nesta pesquisa tendo como ponto de partida a precipitação se comportam em duas vias, a (1) vertical e a (2) horizontal:

- No sentido vertical (Figura suplementar 11a), a água precipitada (1685 mm no período de 1 ano e 3 semanas) sob a vegetação ripária chega ao dossel, com parte da água interceptada pela vegetação (245 mm) e a maioria passa pelo dossel (precipitação interna de 1440 mm), que antes de chegar à superfície do solo, encontra a serrapilheira, que intercepta parte da água (57,1% da precipitação interna). Ao chegar ao solo, a água precipitada no período seco pode encontrar um solo com repelência (129,7 s) e, por isso, com uma capacidade de infiltração ($184,3 \text{ mm h}^{-1}$) inferior à encontrada no período úmido ($419,9 \text{ mm h}^{-1}$), período em que a repelência do solo a água é sensivelmente reduzida (1,9 s). Com isso, a água passa a zona vadosa e o nível do lençol freático acaba ficando próximo a superfície do solo no período úmido e, conseqüentemente, no período seco, o lençol freático fica mais distante da superfície do solo.
- (2) No sentido horizontal (Figura suplementar 11b), a água precipitada na área urbana escoar até chegar na floresta ripária. Quando o escoamento superficial da área urbana atinge a floresta ripária, ocorre um aumento da frequência de escoamento superficial em relação às áreas da floresta ripária que não possuem entrada de água da área urbana. Por consequência, a floresta ripária não consegue interromper o fluxo de escoamento superficial que chega da área urbana e acaba permitindo a conectividade hidrológica das águas urbanas com o leito do córrego. Outro ponto é que o aumento da frequência de escoamento superficial faz com que a movimentação do solo seja intensificada. Assim, perdas e ganhos de solo são superiores nas áreas que possuem entrada de escoamento superficial urbano e a estabilidade do solo é superior nas áreas que não possuem entrada de escoamento superficial urbano.

A floresta ripária mostra que tem uma grande importância no contexto hidrológico, pois diversos processos ligados à água ocorrem nessa vegetação. Contudo, umas das principais funções que esse tipo de vegetação exerce é a proteção dos corpos d'água, condição que não foi encontrada nesta pesquisa. Isso mostra que as florestas ripárias dentro das áreas urbanas estão sob estresse e, provavelmente, essa situação pode

comprometer a qualidade e a quantidade dos recursos hídricos. Diante disso, florestas ripárias que são utilizadas como zonas amortecedoras na área urbana devem ser avaliadas com cautela, se realmente possuem proteção efetiva, principalmente, se forem adotadas como a única forma de manejo.

Perante os nossos capítulos, podemos considerar algumas implicações práticas:

- O capítulo 4 descreve a partição de chuva e é uma fotografia de como a água se comporta/caminha, diante da composição vegetal de uma floresta ripária tropical. Tais informações auxiliam no manejo de água, em especialmente, no manejo florestal e em futuros estudos de recuperação desses tipos de vegetação, pois nossas informações mostram como é o funcionamento da interação água-floresta ripária. Entretanto, é necessário compreender essa partição de chuva em outras florestas ripárias para identificar padrões ou divergências do comportamento água-floresta ripária.
- O capítulo 5 descreve a repelência e a infiltração sazonalmente, sendo que na estação seca a repelência do solo é presente e diminui a infiltração de água, mesmo em um ambiente que está próximo do corpo d'água e com lençol freático relativamente raso. Tal informação traz à tona o seguinte questionamento, se a repelência ocorre em uma floresta ripária, que é um ambiente dentro da vertente com maior umidade, onde que não vai ocorrer tal fenômeno? Assim, seria necessário ampliar as pesquisas nesses ambientes para identificar se o fenômeno é presente em outras florestas ripárias, qual o início e fim desse fenômeno e, se ele pode ocorrer nas variações sazonais climáticas de outras vegetações florestais ou não florestais.
- O capítulo 6 descreve o escoamento superficial urbano que alcança a floresta ripária e promove uma maior frequência do escoamento superficial e uma maior movimentação do solo na floresta ripária. Tais informações indicam que as florestas ripárias não são bem-sucedidas em conter a drenagem de águas urbanas que são para elas direcionadas. Logo, a drenagem urbana deve ser pensada para além das florestas ripárias, ou seja, em toda vertente urbanizada, adotando outras medidas paliativas (e.g. áreas verdes, asfaltos que permitem a infiltração de água). Caso medidas como essa não sejam adotadas, problemas como enchentes, enxurradas e até o assoreamento de corpos d'água poderão acontecer com maior frequência. Já que a floresta ripária não pode ser vista como uma panaceia dos

problemas de drenagem urbana. Deste modo, pesquisas para avaliar a efetividade das florestas ripárias no contexto urbano devem ser ampliadas, principalmente, para avaliar o escoamento superficial urbano nos diferentes graus de urbanização que essas vegetações podem ser encontradas.

8 – FIGURAS SUPLEMENTARES



Figura suplementar 1 – Imagens da floresta ripária avaliada e do Córrego Paranoazinho.
Fonte: Gleicon Queiroz de Brito.



Figura suplementar 2 – Imagens do Organossolo da floresta ripária avaliada.
Fonte: Gleicon Queiroz de Brito.

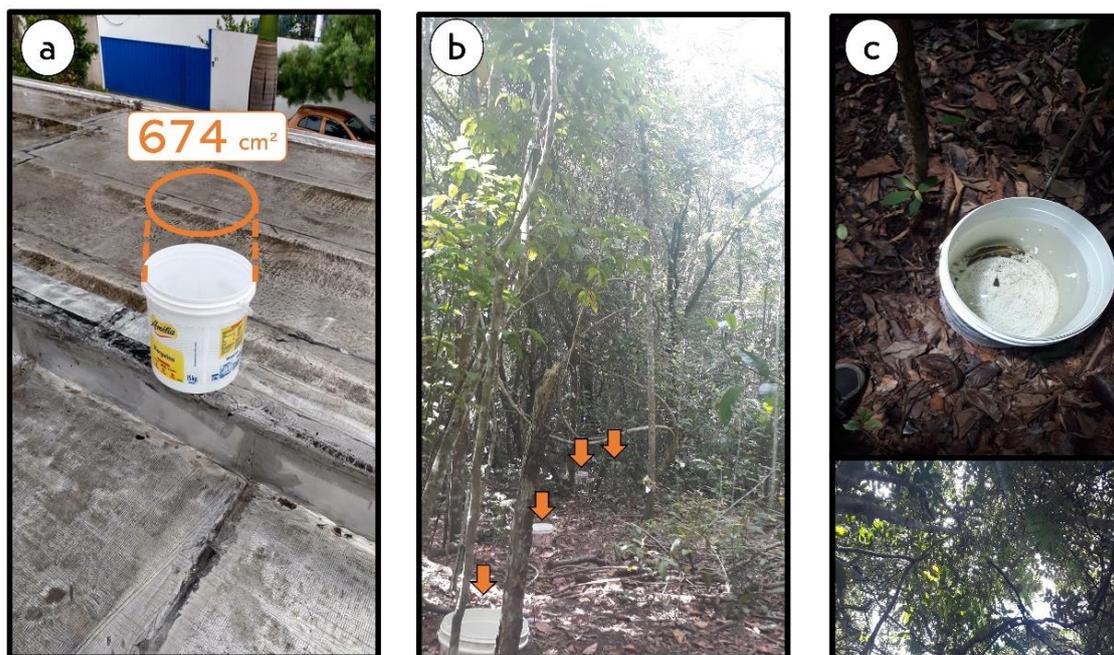


Figura suplementar 3 – Coletor de precipitação (a); distribuição de coletores de precipitação interna na floresta ripária (b) e; coletor de precipitação interna com volume coletado e dossel vegetal acima do coletor (c).
Fonte: Gleicon Queiroz de Brito.

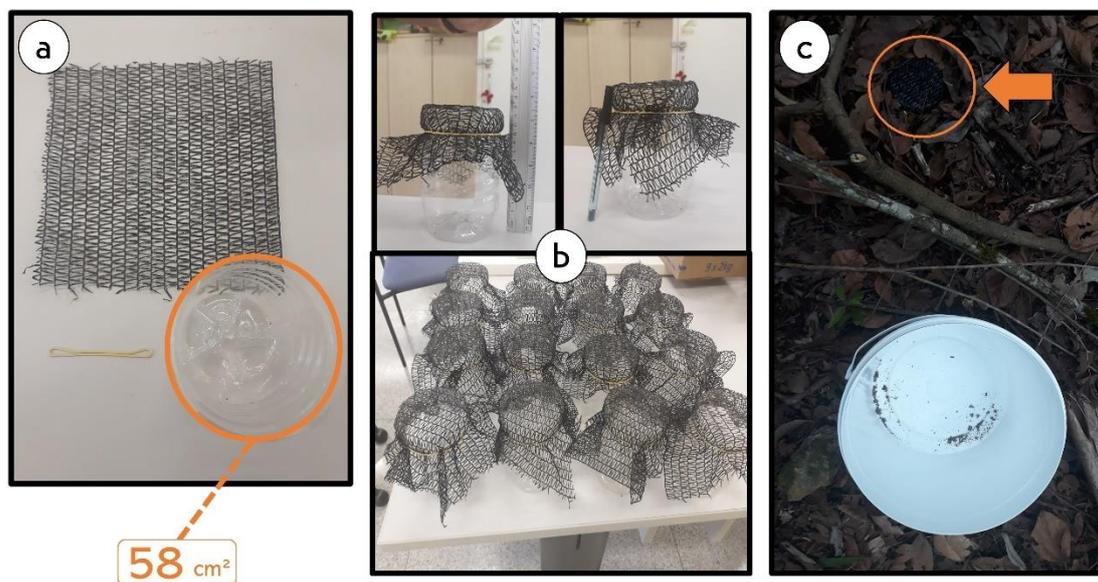


Figura suplementar 4 – Materiais utilizados para coletor de água abaixo da serrapilheira - tela sombrite 50%, elástico, garrafa pet de água mineral (a); coletores montados (b); coletor de água abaixo da serrapilheira próximo da precipitação interna (c).
Fonte: Gleicon Queiroz de Brito.



Figura suplementar 5 – Instalação de poço para mensurar o nível do lençol freático na floresta ripária.

Fonte: Gleicon Queiroz de Brito.



Figura suplementar 6 – Mini disk infiltrometer utilizado na floresta ripária (a); pipeta de pasteur utilizada para aplicação do teste de repelência no solo da floresta ripária (b e c); 10 gotas (ponto) aplicadas pela pipeta de pasteur no solo da floresta ripária (d).

Fonte: Gleicon Queiroz de Brito.



Figura suplementar 7 – Entradas para a floresta ripária de escoamento superficial urbano (a); vista individual das entradas de escoamento superficial urbano (b).

Fonte: Gleicon Queiroz de Brito.

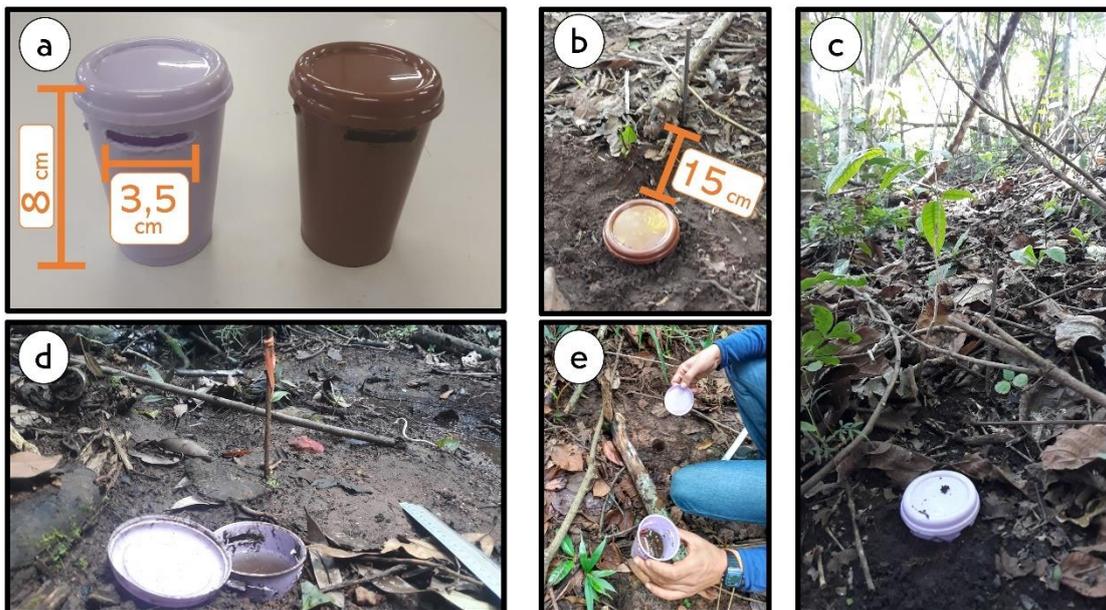


Figura suplementar 8 – Medidas dos detectores de escoamento superficial (a); distância entre o pino de erosão e o detector de escoamento superficial (b); instalação do pino de erosão e detector de escoamento superficial (c); pino de erosão e detector de escoamento superficial registrando dados (d e e).

Fonte: Gleicon Queiroz de Brito.

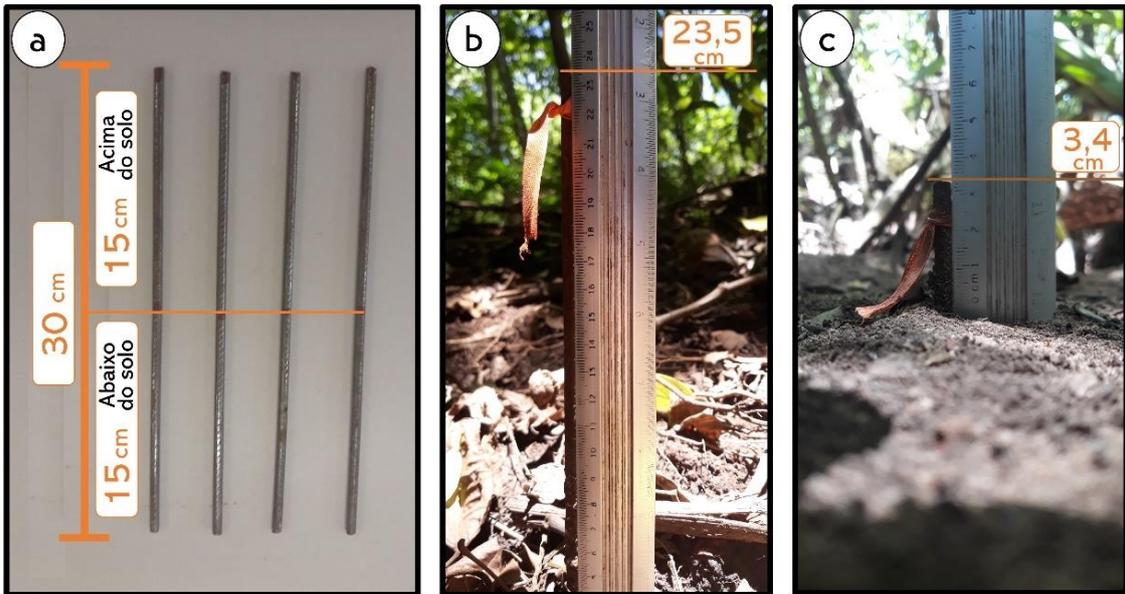


Figura suplementar 9 – Medida dos pinos de erosão para a instalação no campo (a); pino de erosão com maior taxa de erosão na floresta ripária (b); pino de erosão com maior taxa de sedimentação na floresta ripária (c).
Fonte: Gleicon Queiroz de Brito.



Figura suplementar 10 – Presença de escoamento superficial na floresta ripária.
Fonte: Gleicon Queiroz de Brito.

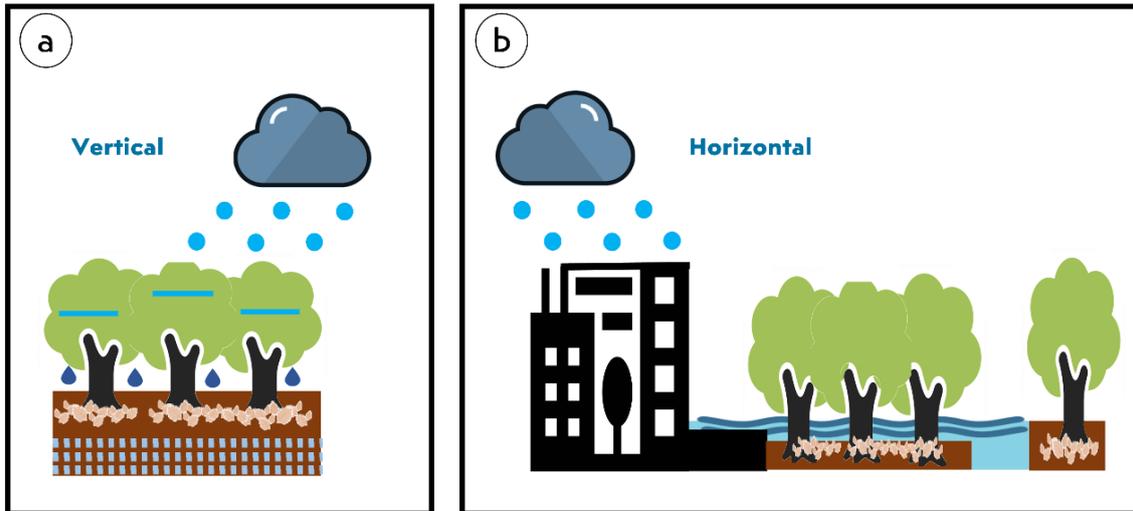


Figura suplementar 11 – Água da precipitação que caminha no sentido vertical da floresta ripária (a) e; água da precipitação da área urbana que caminha no sentido horizontal da floresta ripária (b).

Fonte: Gleicon Queiroz de Brito.