

Áreas Prioritárias Para Restauração Das Florestas Ciliares: Um Exemplo no Sul do Brasil

Priority Areas For Restoration of Riparian Forests: An Example In Southern Brazil

Elenice Fritzsos¹(*)

Luiz Eduardo Mantovani²

Resumo

Projetos de restauração da floresta ciliar em regiões tropicais são complexos e difíceis de serem efetuados. Assim, é importante priorizar as áreas para serem restauradas numa bacia hidrográfica e esta priorização deve levar em consideração sua importância para a proteção das águas dos rios. A bacia hidrográfica do Ribeirão da Onça está localizada na região metropolitana de Curitiba, no Primeiro Planalto Paranaense, Paraná, Região sul do Brasil. É uma bacia situada em zona rural, próxima a um grande centro urbano e está submetida a um crescente conflito de uso nas áreas de preservação permanente (APP) devido à supressão completa ou parcial da floresta ciliar. Este trabalho propõe um método para discriminar classes de impacto para áreas de preservação permanentes (APPs), visando à preservação da qualidade de água superficial e, dessa forma, priorizar zonas para recuperação. Foram utilizadas técnicas de sensoriamento remoto e de sistemas de informações geográficas. Foram utilizados pesos para tipologias de uso da terra, para ordem dos rios e declividade. Os resultados indicam que, em 51% da área da bacia, não há conflito de uso das APPs. Para os 49% restantes, em 40%, o impacto é classificado como sendo médio, em 8% como sendo alto e, em 1%, o impacto é considerado baixo. As áreas de alto impacto e médio impacto são prioritárias para recuperação das APPs.

Palavras-chave: áreas de preservação permanente; código florestal; qualidade de água.

Abstract

The riparian forest restoration projects in tropical regions are complex and difficult to be carried out. Thus, it is important to prioritize areas to be restored in a watershed and this prioritization must take into account its importance for the protection of river water. The hydrographic basin of Ribeirão da Onça is located in the metropolitan region of Curitiba, in the First Planalto Paranaense, Paraná, Southern Brazil, in a rural area, near the major urban center of Curitiba. This place is subject to an increasing conflict of use of permanent preservation areas (APP) due to the partial or complete overthrow of the riparian forest. This paper proposes a method to discriminate impact classes for

1 Dra; Engenheira Agrônoma; Doutorado em Engenharia Florestal na Área de conservação da Natureza, Pesquisadora da Embrapa Florestas, Universidade Federal do Paraná, UFPR, Brasil; Endereço: Rua XV de Novembro, 1299 - Centro, Curitiba - PR, 80060-000; E-mail: elenice.fritzsos@embrapa.br (*) Autora para correspondência.

2 Dr; Professor do Departamento de Geologia da UFPR, Universidade Federal do Paraná, Brasil; Endereço: Rua XV de Novembro, 1299 - Centro, Curitiba - PR, 80060-000; E-mail: lem@ufpr.br

permanent preservation areas (APPs) aimed at preserving the quality of surface water and thus prioritize areas for recovery. Remote sensing and geographic information systems were used. Weights were used also to land use typologies, rivers order and slopes. The results indicate that 51% of the area of the basin there is no conflict of use of APPs. For the remaining area of 49%, 40% is rated as medium impact, 8% as high impact, and 1% as low impact. Areas of high impact and medium impact are priorities for recovery of PPAs.

Key words: permanent preservation areas; forestry code; water quality.

Introdução

As zonas ripárias são ecótonos e áreas-chave para a estabilidade da biodiversidade global. Servem como locais de proteção para a vida selvagem, como corredores ecológicos entre fragmentos florestais (KAJEYAMA et al., 2003; RODRIGUES; GANDOLFI, 2001) e contribuem com o fluxo gênico entre as populações de espécies animais e vegetais (SUTTON et al., 2010). Dessa forma, as zonas ripárias fornecem uma série de serviços ecossistêmicos relacionados a serviços de provisão e manutenção (NAIMAN; DÉCAMPS, 1997).

As leis brasileiras impõem maior restrição sobre o uso da terra aos proprietários, em áreas de floresta ciliar comparado a outras áreas (NUNES et al., 2014). No Brasil, ela é protegida por Lei desde 1934, pelo Código Florestal Brasileiro. Esse código sofreu várias modificações ao longo das décadas (1965, 1986, 1989) e, em 2001, a Medida Provisória 2166-67/2001 determinou que faixas marginais dos cursos d'água, cobertos ou não por vegetação, passassem a ser "Áreas de Preservação Permanente". A Lei 12.651/2012 alterou a largura de proteção da área de preservação permanente de acordo com o tamanho, em módulos fiscais, da propriedade rural.

Apesar da importância dessas áreas para a preservação do meio ambiente e da biodiversidade e das restrições impostas por Lei, muitos trabalhos têm demonstrado alto índice de devastação das matas ciliares no Brasil (SAMIA et al., 2015), devido ao desmatamento para expansão de áreas agrícolas e urbanas, aos incêndios e à extração de areia nas áreas ribeirinhas.

As florestas ciliares protegem as águas dos rios. As águas superficiais são contaminadas, de forma pontual, pelas descargas industriais ou de esgotamento sanitário e por forma difusa, não pontual, como o *runoff* de terras agrícolas e áreas urbanas. As fontes difusas são mais difíceis de controlar, de medir e monitorar e, para reduzir as fontes agrícolas poluentes deve-se utilizar os agrotóxicos de forma mais racional ou estabelecer práticas que reduzem o *runoff* e erosão do solo. Estas práticas, nos EUA, são chamadas de Best Management Practices (BMP) e a presença das florestas ripárias ao lado dos rios, lagos, nascentes é um tipo de BMP (KLAPPROTH; JOHNSON, 2009).

Pela interação entre solos, substrato rochoso e regime hidrológico, as florestas ripárias retêm os contaminantes tanto nos tecidos vegetais, quanto nas partículas dos solos ou então eles são modificados pelos organismos dos solos (KLAPPROTH; JOHNSON, 2009; LOWRANCE et al., 1997; NAIMAN; DÉCAMPS, 1997; PIRES et al., 2009). O nitrogênio e o fósforo são os elementos mais amplamente utilizados na agricultura e causam a eutrofização de corpos d'água (RIBAUDO et al., 2001), sendo que o nitrato pode sofrer desnitrificação em zonas anaeróbicas

e ser eliminado do sistema (JENSSEN et al., 1994). Há também redução da concentração de fósforo, uma vez que esse elemento é normalmente adsorvido pelas partículas do solo, deslocado junto às partículas de argila e retido nessa zona.

Devido à umidade constante, as florestas ciliares têm certa resistência às queimadas que eliminam a cobertura florestal de muitas zonas da América do Sul tropical e subtropical. As raízes das matas ciliares estabilizam bancos ribeirinhos, inundações (LOVELL; SULLIVAN, 2006) e protegem as margens de desbarrancamentos. A vegetação ripária reduz a velocidade de escoamento fluvial, especialmente durante chuvas torrenciais.

O grau de conectividade da floresta ciliar também é importante, pois falhas na floresta ciliar podem constituir locais de poluição pontual em corpos de água e, dessa forma, invalidar todo um trabalho de recuperação das mesmas a montante (SUTTON et al., 2010). A largura também é importante (MANDER et al., 1997) e se relaciona à eficácia no controle de nitrogênio (N), fósforo (P), e outros contaminantes químicos (GORSEVSKI et al., 2008; NEWBOLD et al., 2010).

Na área do carste da Região Metropolitana de Curitiba (RMC), Paraná, onde este trabalho foi desenvolvido, o uso da terra com a agricultura e mineração e a falta de floresta ciliar, em muitos trechos dos rios, têm contribuído para reduzir a qualidade de água fluvial (FRITZSONS, 2011; FRITZSONS et al., 2003), com a elevação da turbidez, maior oscilação da temperatura das águas e elevação do número de coliformes (FRITZSONS et al., 2005).

Devido à importância da presença da floresta ciliar para manter a qualidade da água na bacia hidrográfica, o objetivo deste trabalho é de, pela utilização de técnicas de sensoriamento remoto e GIS, identificar as áreas de preservação permanentes mais vulneráveis na bacia, ou seja, onde os trechos dos rios ou da rede de drenagem estão mais fragilizados e devem ser priorizados para monitoramento ou restauração.

Material e Métodos

A Bacia Ribeirão da Onça, onde este trabalho foi desenvolvido, tem uma área de 22,56 km² e cotas altimétricas entre 916 a 975 m. Localiza-se no Primeiro Planalto Paranaense, Paraná, Região sul do Brasil, na Floresta Ombrófila Mista (FOM), do Bioma Mata Atlântica. O tipo climático é Cfb, com pluviometria média de 1.400 mm e evapotranspiração em torno de 800 mm, não apresentando, na média, estação seca (MAACK, 1981). O substrato geológico da região é o embasamento cristalino, grupo Açungui, formação Capiru, que consiste na sucessão de estratos dobrados, sob metamorfismo de baixo grau, com litologias de filitos, metadolomitos e quartzitos, assim agrupados, segundo ordem decrescente de área ocupada. Devido à carstificação das rochas carbonáticas (metadolomitos), há armazenamento de água subterrânea nos aquíferos, o que tornam as bacias produtoras de água para consumo agrícola e humano.

Para desenvolver este trabalho foi necessário identificar as áreas de preservação permanentes mais vulneráveis na bacia e, para isso, foi construído o mapa de “grau de impacto sobre os cursos d’água”. Esse mapa foi obtido pela composição, em ambiente digital, de 4 mapas: de uso e cobertura da terra, de conflito de uso das áreas de preservação, de ordens dos rios e o de declividade do terreno. Metodologia semelhante, embora modificada, foi aplicada por Simões et al. (2002); Freitas et al. (2013).

Para compor a carta de uso da terra, no sítio eletrônico da United States Geological Survey - USGS foi obtida e, posteriormente interpretada, a imagem de satélite Landsat 8 de 09/02/2015

contendo bandas multiespectrais com resolução espacial de 30m e a banda pancromática, com resolução espacial de 15m. Primeiramente, as imagens Landsat 8 foram processadas com correções geométricas e calibrações radiométricas e, em seguida, foi gerada a fusão das bandas multiespectrais com pixels de 30m com a banda 8 pancromática (15m), obtendo uma imagem em cor verdadeira com resolução espacial de 15m. A classificação da imagem fusionada foi gerada pelo método “iso cluster”, não supervisionado com cinco classes (Edificações, Florestas, Silvicultura, Agricultura, Pastagem e Mineração). Concluído esse processo, foi feita a edição nas imagens classificadas, corrigindo erros através da interpretação visual da imagem. A partir da imagem fusionada, foi possível vetorizar com maior precisão a hidrografia, os limites hidrográficos, e delimitar a bacia hidrográfica.

Para obter os mapas de ordem dos rios e conflito de uso das áreas de preservação, foi necessário compor a hidrografia. Para isso, obtiveram-se os dados cartográficos na escala de 1:50.000 da hidrografia do Estado do Paraná, no sítio eletrônico do ITCG - Instituto de Terras Cartografia e Geociências do Paraná, da divisão político administrativa do Estado do Paraná, escala 1: 250.000.

Para obter o conflito de uso das áreas de preservação, primeiro verificou-se qual a largura legalmente correta, de acordo com o Código Florestal, para aquela área. O tamanho médio das propriedades é 5,5 ha e, para o município de Colombo, um módulo fiscal seria equivalente a 10 ha ou 10.000 m². Assim, como as pequenas propriedades rurais possuem, em geral, até 2 módulos fiscais, considerou-se para cálculo da floresta ciliar, a área de preservação permanente de 5 metros de cada margem. Dessa forma, para compor a carta de Conflito de Uso das áreas de Preservação Permanente, na base hidrográfica, foi gerado um buffer de 5 metros para cada lado dos rios e a área criada foi intersectada com a classificação de uso e cobertura do solo. Dessa forma, as áreas de preservação permanente foram discriminadas e as áreas de conflito das APP's ciliares, ou seja, onde deveria haver florestas e elas não estavam presentes, foram marcadas e quantificadas para cada tipologia de uso da terra.

Na carta de ordem dos rios verificou-se que, na escala detalhada de trabalho, que a bacia atinge a Quinta ordem. Assim, foram discriminadas 5 ordens de hierarquia de elementos de drenagem, segundo a metodologia de Strahler (1957). Esta metodologia considera rios de Primeira ordem todos aqueles que não possuem nenhum tributário, atribuindo o número 1 para os mesmos. Eles são, por evidência, os rios que não confluíram com outro rio desde sua nascente. Quando dois rios de Primeira ordem confluem, originam um rio de Segunda ordem. A metodologia de Stralher foi utilizada com modificações, pois, nesse trabalho, consideraram-se todos os canais de drenagem, tanto os intermitentes quanto os perenes.

Obtida a área da bacia e com a vetorização da hidrografia, foi possível dimensionar os canais de drenagem e obter a densidade de drenagem pela fórmula $Dd = Lt/A$, ou seja, divisão entre comprimento de todos os canais de drenagem dividido pela área da bacia. A densidade de drenagem é importante de ser obtida, pois retrata as disponibilidades de canais para o escoamento das águas e de materiais detríticos e o grau de dissecação do relevo resultante da atuação da rede de drenagem. Foram considerados os canais perenes e intermitentes, conforme sugerido por Christofolletti (1969).

Na carta de declividade foram discriminadas 5 classes de amplitude de variação de declividade: plano (0 a 3%), suave ondulado (3 a 8%); ondulado (8 a 20%); forte ondulado (20 a 45%), montanhoso (45 a 75%) e escarpado (> 75%).

Para compor o mapa de grau de impacto de conflito de uso das áreas de preservação foram aplicados os seguintes pesos (Tabela 1).

Tabela 1. Pesos utilizados para compor os mapas.

Carta de conflito das áreas de preservação	Peso	Ordem dos rios	Peso	Declividade	Peso
Pastagem	1	5 ^a	1	0 a 3%	1
Silvicultura	2	4 ^a	2	3 a 8%	2
Mineração	3	3 ^a	3	8 a 20%	3
Agricultura	4	2 ^a	4	20 a 75%	4
Urbano	5	1 ^a	5		

Nesta tabela, observa-se que o menor valor numérico obtido se refere ao menor potencial de impacto, enquanto o maior valor obtido refere-se ao maior potencial de impacto. Exemplificando, as áreas de preservação permanente, com pastagem, em rio de Quinta (5^a) ordem e numa declividade de 0 a 3% seria o menor potencial de impacto enquanto o maior potencial de impacto seria o uso urbano num rio de Primeira ordem e numa declividade acima de 20%. Observa-se que esses pesos foram atribuídos em função da realidade daquela região, conhecendo-se os usos e seus possíveis impactos.

Dessa tabela, resultaram valores numéricos que, somados, se encontram num intervalo de 3 a 14. Este intervalo foi dividido em três classes de impacto: baixo (de 3 a 6), médio (de 7 a 10) e alto (de 11 a 14). Dessa forma, foi gerado o mapa final de classes de impacto sobre a rede de drenagem com tabela que apresenta as diferentes proporções das classes de impacto. Observa-se que as classes de declividade entre 20 a 75% foram agrupadas devido à pequena expressão das classes de declividade acima de 20% na bacia.

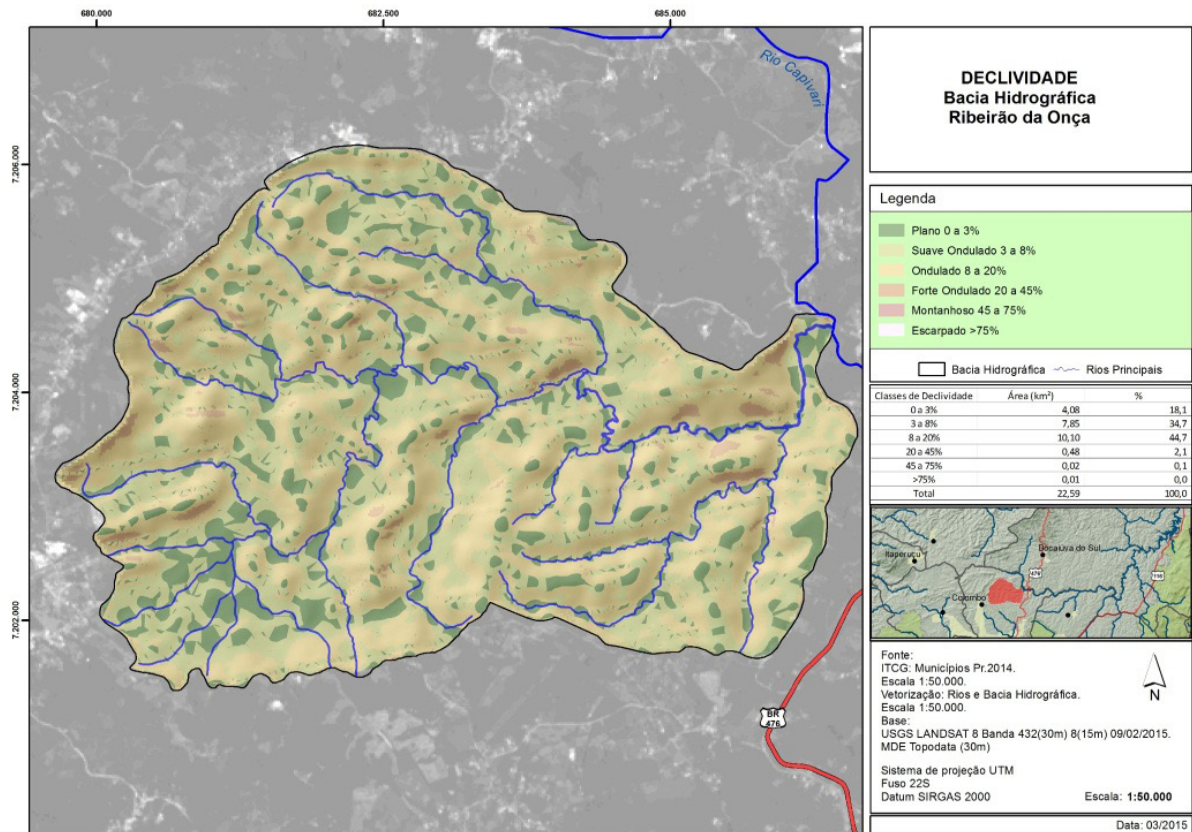
Resultados e Discussões

Pela hierarquia de drenagem, a bacia de Ribeirão da Onça é de Quinta ordem, isso para uma escala de mapeamento de 1:50.000. Essa classificação poderá ser alterada dependendo da escala cartográfica trabalhada, pois, quanto maior a escala, maior será o nível de detalhamento e maior quantidade de córregos identificados. Entretanto, levando em conta a geomorfologia da bacia, que apresenta uma dissecação média da paisagem (distância média entre canais de drenagem maior que uma centena de metros), a ampliação da escala de trabalho deve influir pouco sobre a hierarquia da drenagem.

O resultado da aplicação da fórmula para a densidade de drenagem resultou em 6,9 km/km² (157 km de canais de drenagem/22,65 m² de área da bacia). Christofolletti (1969) utilizou a seguinte classificação para a densidade de drenagem das bacias hidrográficas: Dd < 7,5 (km/km²) – baixa; Dd entre 7,5 e 10 (km/km²) – média e Dd > 10,0 (km/km²) – alta. Esses valores são

resultantes das metodologias que consideram todas as drenagens, o que inclui as intermitentes, como foi feito neste trabalho. Sendo assim, a densidade da drenagem da área é considerada baixa. Esta densidade de drenagem condiz com o relevo que, por sua vez, é fortemente influenciado pelas litologias presentes (Figura 1) e, em grande parte, é suave ondulado a ondulado e não há relevo escarpado.

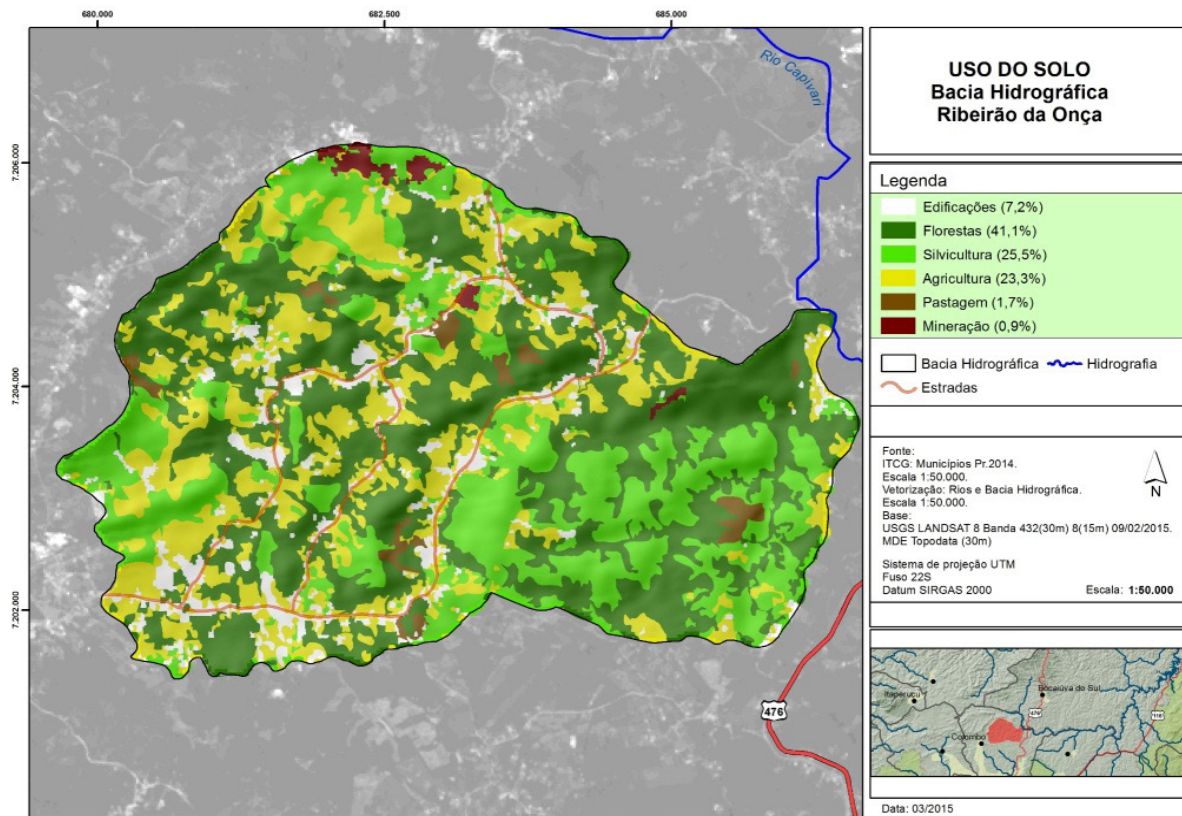
Figura 1. Mapa de classes de declividade.



Fonte: do autor

Pela carta de Uso e Cobertura do Solo (Figura 2), verificou-se que, na bacia, há forte presença de florestas naturais (41%) e plantadas (25%). O reflorestamento é basicamente realizado com bracatinga (*Mimosa scabrella*) nativa da região, eucalipto (*Eucalyptus* sp.) e pinus (*Pinus* sp.). A agricultura representa 23% da área e a horticultura está na maior parte, nas áreas mais aplainadas, de substrato cárstico. Das edificações (uso urbano) fazem parte os galpões, residências e estradas. A mineração de metadolomitos está presente (0,9%), especialmente, na porção norte da bacia. Há poucas áreas de pastagens (1,7%).

Figura 2. Mapa de uso e cobertura do solo.

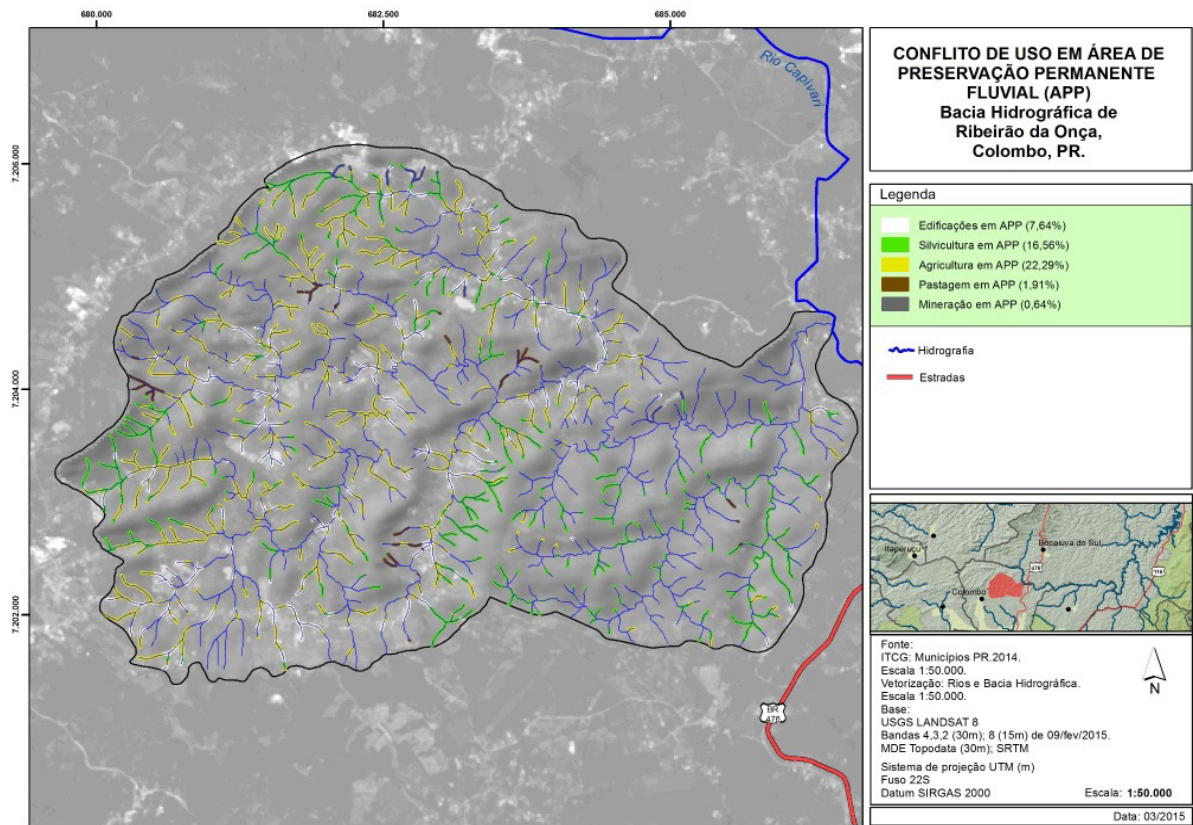


Fonte: do autor

Quanto à área de conflito das APPs (Figura 3), observa-se que, aproximadamente 50% das áreas apresentam conflitos, ou seja, não têm a APP coberta por florestas ciliares. Entretanto, na bacia como um todo, há diferenças pois, na porção leste da bacia, o conflito atinge menores proporções devido à maior quantidade de florestas.

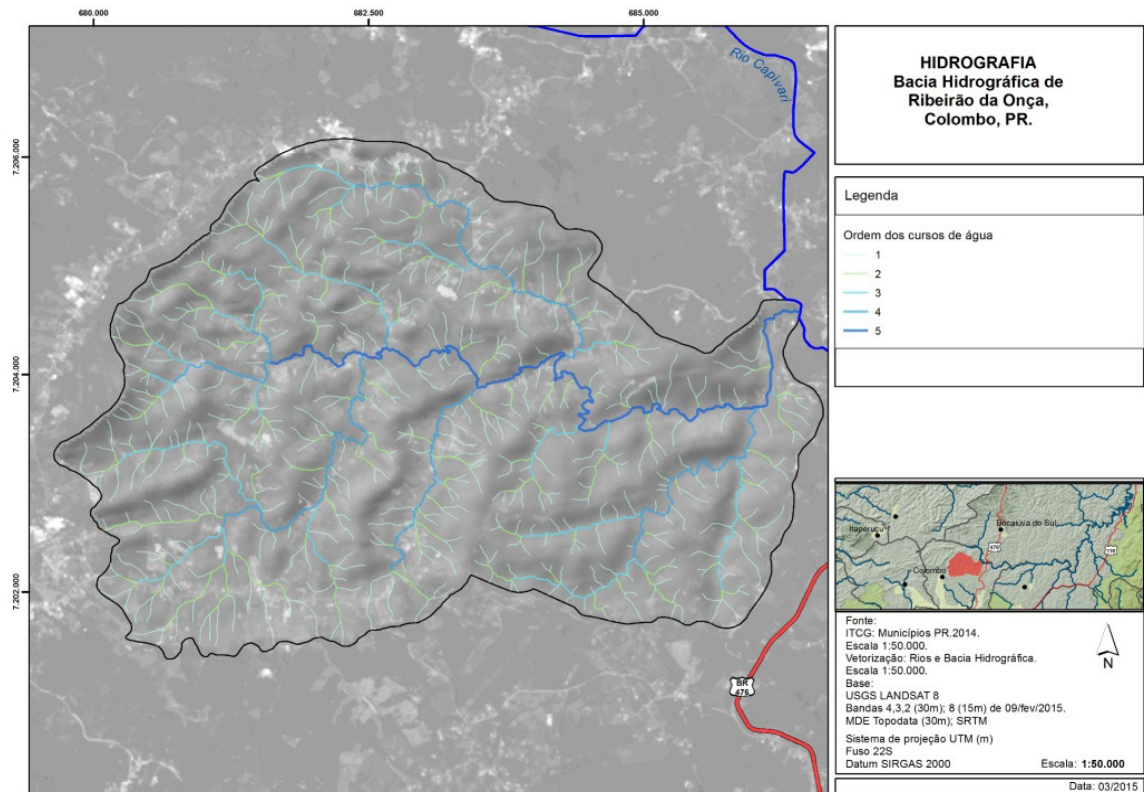
Quanto à classificação do conflito de uso (Carta de Impacto Sobre a Rede de Drenagem, Figura 5), resultado do cruzamento da carta de ordem dos rios (Figura 4), com a carta de conflito das APPs (Figura 3), em 40% das APPs, o impacto é classificado como sendo médio, em 8,2%, classificado como sendo alto e nos restantes 1,3% o impacto é considerado baixo.

Figura 3. Mapa de conflito de uso em Áreas de Preservação Permanente.



Fonte: do autor

Figura 4. Classificação da ordem dos rios.

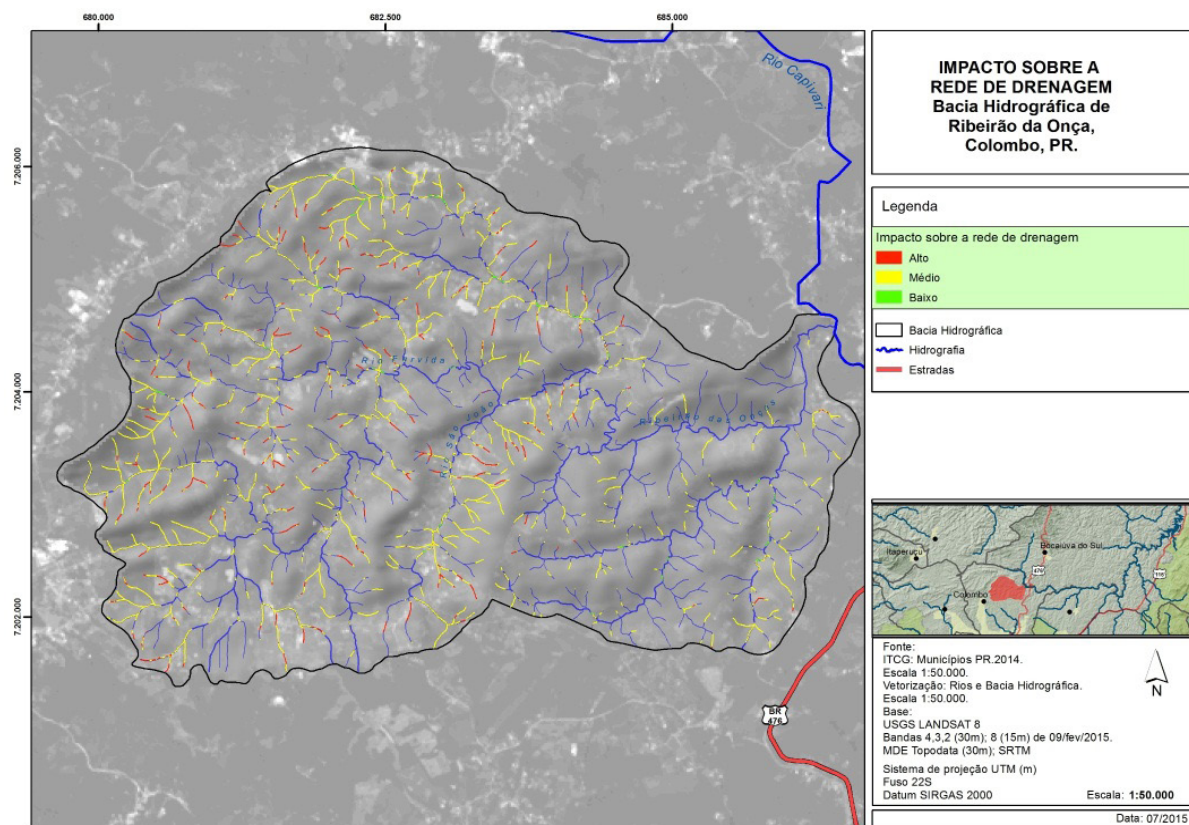


Fonte: do autor

Assim, a baixa densidade de drenagem da área se deve à grande proporção de rochas carbonáticas que conferem maior facilidade para infiltração das águas, o que também resulta em menor esculturação dos canais de drenagem (CHRISTOFOLETTI, 1969) e menor erosão. Entretanto, a infiltração não é sempre uniforme, pois a litologia da região é variada (rochas carbonáticas, filitos, quartzitos e diques de diabásio).

A agricultura é representada pela horticultura que se desenvolve nos relevos mais planos ou suave ondulados e mais próximos aos rios, invadindo as áreas de APP. É uma atividade impactante sobre os cursos d'água, especialmente em relação ao nitrogênio (FRITZSONS et al., 2011). A agricultura é uma fonte de poluição difusa e, portanto, exige várias práticas para diminuir a entrada de contaminante nos cursos d'água, tais como as BMPs (KLAPPROTH, JOHNSON, 2009). A carga de nitrato em rios pode ser proporcional à área de agricultura drenada e diferenças encontradas nos teores das águas podem ser decorrentes das influências do fluxo de água subterrânea e à cobertura ripária (CONNOLLY et al., 2015).

Figura 5. Carta “impacto sobre a rede de drenagem”.



Fonte: do autor

Quanto ao reflorestamento, as operações de plantio e a colheita florestal podem causar maiores impactos nos cursos d' água em termos de perda de solo e nutrientes, assoreamento e eutrofização de corpos d' água (MENDES; LIMA, 2007). Após o corte raso, em plantio de eucalipto de 50 anos, 15 anos deixado intocado, Câmara e Lima (1999) constataram aumento no deflúvio do rio, alteração na turbidez, cor e produção de sedimentos em suspensão.

Pela carta de conflito de uso das áreas de APP, verifica-se que, em 49,04% da bacia, há conflito de uso e, no restante, não há conflito, ou seja, há presença da floresta ciliar. O uso mais conflitante, em termos de área, é com a agricultura (22,29%), seguido de reflorestamento (16,59%) e edificações (7,64%). As áreas de conflito de APP, em pastagens e mineração, representam pequenas porções do território, 1,91% e 0,64%, respectivamente, atividades pouco representativas em área (Figura 3), apesar do alto impacto visual produzido pelo extrativismo mineral na região.

No estado do Paraná, os dados sobre conflito de uso em APP fluvial são esparsos. Reis et al. (2009) verificaram que, no município de Bandeirantes, região norte do Paraná, em uma área de mais 6000 ha de abrangência, havia apenas 8,6% das APPs com mata ciliar e observou-se, também, que as microbacias que apresentaram menor índice de APP foram aquelas com melhor aptidão agrícola. Em Jataizinho, também norte do Paraná, em microbacia de 1170 ha, a área de conflito da APP fluvial foi de 69,44% com cultura agrícola, 24,71% com pasto e 5,03% com área urbana.

Na região sul do Paraná, verificou-se que a presença da floresta ciliar, ao longo dos rios no Planalto leste de Francisco Beltrão, representava 11% das áreas preservadas e que a APP fluvial foi a mais representativa, considerando as áreas de preservação (FOLADOR, 2013). Vestena e Tomaz (2006), em estudo na bacia de rio das Pedras, numa área de 330 km², no ecossistema de Floresta Ombrófila Mista (FOM), concluíram que 58% das florestas de APP fluvial não estavam preservadas. Em São Paulo, Simões et al. (2002) concluíram que 81,27% das áreas ripárias necessitavam de restauração, na bacia do Rio Pardo, parte dos municípios de Pardinho e Botucatu. Nunes et al. (2014) em um estudo de mais de vinte anos em Paragominas (PA), Amazônia oriental, verificaram que as florestas ciliares foram mais desmatadas que as florestas não ciliares, apesar da proteção legal mais restritiva.

Na área de estudo, há conformidade com a legislação em 51% da área e, em 49%, há conflito com a área de preservação permanente fluvial e, destes, foi verificado que, em quase 40%, o impacto é considerado médio, em 8% é baixo e em 1% é alto. Na carta de conflito de uso das áreas de APP, pode-se localizar os locais prioritários para recomposição, como as áreas de alto impacto para serem recuperadas ou manejadas, a fim de melhorar a qualidade de água dos rios.

O peso maior atribuído aos canais de drenagem de primeira ordem é bastante importante, pois os impactos ocorridos nas cabeceiras de drenagem refletem negativamente sobre as águas dos rios à jusante. Além disso, os rios de primeira ordem se localizam em área de maior fragilidade e de maior declive, onde processos erosivos são mais intensos e a presença da cobertura florestal ciliar minimizaria os efeitos da erosão (FARIA, 2000). Dessa forma, todas as APPs situadas em canais de drenagem de primeira ordem devem ser recompostas.

De acordo com os pesos utilizados neste trabalho, uma boa parte do conflito considerado alto se refere às edificações nas áreas de APP, em que foi dado peso 5. As residências, que compõem a maioria das edificações, causam grande impacto sobre a qualidade das águas devido à erosão, ao lixo e esgoto. Uma boa parte dessas APPs apresenta uso consolidado por Lei; dessa forma, deve permanecer no local e, nesse caso, um trabalho de conscientização dos habitantes para proteger as águas ribeirinhas torna-se necessário. A rede viária também compõe parte desta categoria e também gera poluição difusa quando cruza os rios ou quando segue paralelamente os cursos fluviais.

Quanto às áreas de APP em conflito com a agricultura, pastagem, mineração e reflorestamento pode-se trabalhar com a restauração e recuperação das florestas ciliares. As áreas de agricultura são responsáveis por alto, médio e baixo impacto e, como a atividade ocorre até próxima aos rios, há contaminação de agroquímicos e de adubos orgânicos (especialmente cama de aviário, que é intensivamente utilizado na horticultura daquela região).

As áreas de “alto impacto”, juntamente com as de “médio impacto” totalizam menos de 10% da área (8,2 somado à 1,3), o que torna possível a recuperação da bacia.

Este trabalho considerou a largura de 5 metros ao lado de cada margem do rio, para estar adequada à legislação aplicada àquela área, entretanto para a proteção da qualidade de água fluvial outras larguras poderiam ser mais adequadas, uma vez que há forte controvérsia sobre esse tema. Estudos indicam que as larguras fixas nem sempre são largas o suficiente para assegurar a função de tamponamento por filtragem, fixação e degradação por nutrientes (principalmente fósforo e nitrogênio), agroquímicos e sedimentos transportados de terras agrícolas (PERRY et al., 1999; SPAROVEK et al., 2010; METZGER, 2010; SWEENEY; NEWBOLD, 2014).

A eficácia das zonas ribeirinhas para atenuar impactos antropogênicos depende da sua largura em ambos os lados do rio e de sua continuidade longitudinal, das cabeceiras para áreas mais baixas. Não é uma tarefa fácil determinar a largura ripária ótima necessária para cumprir funções ecológicas, geomorfológicas e hidrológicas, porque a zona ribeirinha é influenciada por vários aspectos, como a inclinação, o clima (chuva), fisiografia, do solo e tipo de vegetação (VALLE et al., 2013). Curcio et al. (2006) defendem a necessidade de considerar o regime hídrico dos solos, os quais estão condicionados às feições geomórficas da planície e da hidrodinâmica fluvial, para dimensionar a largura de floresta ciliar adequada a cada situação.

As atividades agrícolas na bacia devem ser manejadas para garantir a proteção das águas e da bacia, mas elas devem formar uma rede e, portanto, não podem ser fragmentadas e degradadas, nem na bacia como um todo e nem nas áreas da mata ciliar (MORI et al., 2015).

Vários fatores limitam a proteção e a restauração das florestas ciliares, o que inclui a necessidade de ampliar a capacidade técnica para mapear a extensão e a distribuição das florestas ciliares, bem como ampliar o acesso aos recursos técnicos e financeiros necessários ao suporte de projetos de restauração (NUNES et al., 2014).

Conclusão

O trabalho feito no sistema de informações geográficas (SIG) mostrou-se bastante eficiente para as análises espaciais complexas e para localizar as áreas prioritárias para recuperação. Além disso, o desenvolvimento e aplicação do método com atribuição de pesos possibilitou diagnosticar e quantificar a bacia quanto ao conflito de uso das APPs. Dessa forma, o método desenvolvido neste trabalho pode ser aplicado a outras regiões para fins comparativos e para monitoramento, a fim de verificar a melhoria na situação das APPs da bacia.

Pela metodologia utilizada, é possível adicionar outras informações como, por exemplo, as classes de solos, ou detalhar ainda mais o uso da terra. Pode-se também, a partir do conhecimento das atividades da região, ponderar, de forma distinta, os impactos. Para os objetivos deste trabalho os planos de informação utilizados foram suficientes.

Referências

CÂMARA, D. C.; LIMA, W. P. Corte raso de uma plantação de *Eucalyptus saligna* de 50 anos: impactos sobre o balanço hídrico e a qualidade da água em uma microbacia experimental. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 56, p. 41-58, 1999. Disponível em <http://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr56/cap03.pdf>. Acesso: 10 julho 2016.

CONNOLLY, M. M.; PEARSON, R. G.; LOONG, D.; MAUGHAN, M.; BRODIE, J. Water quality variation along streams with similar agricultural development but contrasting riparian vegetation. **Agricultura Ecosystems & Environment**. Amsterdam. v. 213, p. 11-20, 2015.

CHRISTOFOLETTI, A. Análise morfométrica de bacias hidrográficas. **Notícia Geomorfológica**, v. 18, n. 9, p. 35-64, 1969.

CURCIO, G. R.; UHLMANN, A.; SEVEBNANI, L. A geopedologia e sua influência sobre espécies arbóreas de florestas fluviais. Colombo: Embrapa Florestas, 2006. 31 p. (Embrapa Florestas. **Documentos**, 135).

FARIA, A. P. Influência da vegetação nos processos fluviais de bacias de 1ª ordem. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre. v. 5, n. 3, p. 59-68, 2000.

FOLADOR, B. Identificação de áreas de preservação permanente e de conflitos potenciais de uso no setor centro-leste do planalto de Francisco Beltrão – SW/PR. **Revista Geografar.**, Curitiba, v. 8 , n. 2, p. 53-82, 2013.

FREITAS, E. P.; MORAES, J. F. L.; PECHE FILHO, A.; STORINO, M. Indicadores ambientais para áreas de preservação permanente. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, v. 17, n. 4, p. 443-44, 2013.

FRITZSONS, E.; MANTOVANI, L. E.; RIZZI, E. Influência da vazão, precipitação e uso da terra na alteração do número de coliformes em ambiente lótico do carste curitibano. **Revista de Estudos Ambientais**, Blumenau, SC, v. 5, n. 1, p. 66-75, 2003.

FRITZSONS, E.; MANTOVANI, L. E.; ROSA FILHO, E. Groundwater nitrogen pollution by conventional horticultural production in karst areas of the state of Paraná, Brazil. In: BIBLIO, C.; HENSEL, O.; SELBACH, J. F. (Org.). **Sustainable water management in the tropics and subtropics - and case studies in Brazil**. Jaguarão: Fundação Universidade Federal do Pampa, 2011. v. 1, p. 409-422.

FRITZSONS, E.; MANTOVANI, L. E.; CHAVES NETO, A.; RIZZI, N. E. A influência da floresta ciliar sobre a temperatura das águas do Rio Capivari, região cárstica curitibana. **Floresta**. Curitiba, v. 35, n. 3, 2005. DOI: 10.5380/rf.v35i3.5195.

GORSEVSKI, P, BOLL, J, GOMEZ DEL CAMPO, E.; BROOKS, E S. Dynamic riparian buffer widths from potential non-point source pollution areas in forested watersheds. **Forest Ecol Manage.** Amsterdam, 256: 664–673. 2008.

JENSSEN, P. D.; MAEHLUM, T.; ROSETH, R.; BRASKERUD, B.; SYERSEN, N.; NJOS, A.; KROGSTAD, T. The potential of natural ecosystem self-purifying measures for controlling nutrient inputs. **Marine Pollution Bulletin**, Amsterdam, v. 29, p. 6-12, 1994.

KAGEYAMA, P.Y., GANDARA, F.B., OLIVEIRA, R.E. Biodiversidade e restauração da floresta tropical. In: Kageyama et al. **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. Botucatu, FEPAF, 2003. p. 29-48.

KLAPPROTH, J. C.; JOHNSON, J. E. Understanding the science behind riparian forest buffers: effects on water quality. [Blacksburg]: **Virginia Cooperative Extension**, 2009. (Virginia Cooperative Extension. Publication, 420-151). Disponível em: <https://vtechworks.lib.vt.edu/bitstream/handle/10919/48062/420-151_pdf.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 2 out. 2015.

LOVELL, S. T.; SULLIVAN, Y. W. C. Environmental benefits of conservation buffers in the United States: Evidence, promise, and open questions. **Agriculture, Ecosystems and Environmental**, Amsterdam, v. 112, p. 249-260, 2006.

LOWRANCE R, ALTIER L.S., NEWBOLD J.D., et al. 1997. Water quality functions of riparian forest buffers in Chesapeake Bay watersheds. **Environmental Management**. Switzerland. 21: 687–712

MAACK, R. **Geografia física do Estado do Paraná**. Rio de Janeiro: J. Olympio, 1981.

MANDER, U.; KUUSEMETS, V.; LÖHMUS, K.; MAURING, T. Efficiency and dimensioning of riparian buffer zones in agricultural catchments. **Ecological Engineering**, Columbus, v. 8, n. 4, p. 299-. 324, 1997

MENDES, C. A. B.; LIMA, W. P. Análise de impactos ambientais de florestas plantadas, no contexto de bacias hidrográficas: princípios norteadores. In: SEMINÁRIO DE RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO PARAÍBA DO SUL: O Eucalipto e o Ciclo Hidrológico. 2007, Taubaté. **Anais ...** Taubaté, Brasil: IPABHi, 2007. p. 263-270

METZGER, J. P. O Código Florestal tem base científica?. **Natureza & conservação, Brazilian journal of nature conservation**, Curitiba, v. 8, n. 1, p. 92-99, 2010.

MORI, G. B.; PAULA, F. R de; FERRAZ, S. F. de B; CAMARGO, A. F. M; MARTINELLI, L. A. Influence of landscape properties on stream water quality in agricultural catchments in Southeastern Brazil. **Annales de Limnologie**. Toulouse. v. 51, n. 1, p. 11-21, 2015.

NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H. The ecology of interfaces: Riparian zones. **Annual Review of Ecology and Systematic**, Palo Alto, v. 28, p. 621-658, 1997.

NEWBOLD, J. D., S. HERBERT, B. W. SWEENEY, P. KIRY, AND S. J. ALBERTS (2010): Water quality functions of a 15-year-old riparian forest buffer system. **Journal of the American Water Resources Association**, Middleburg. 1-12. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2010.00421.x

NUNES, S.; BARLOW, J.; GARDNER, T.; SIQUEIRA, J. V.; SALES, M. R.; SOUZA, J. C. A 22 year assessment of deforestation and restoration in riparian forests in the eastern Brazilian Amazon. **Environmental Conservation**. Cambridge University Press: Cambridge, v. 42, p. 193-203, 2014. doi:10.1017/S0376892914000356.

PERRY, C. D.; VELLIDIS, G.; LOWRANCE, R.; THOMAS, D. L. Watershed-scale water quality impacts of riparian forest management. **Journal of water resources planning and management**, Reston., VA, v.125, p. 117-125, 1999.

PIRES, L. F.; BACCHI, O. S.; CORRECHEL, V. A; REICHARDT, K.; FILIPPE, J. Riparian forest potential to retain sediment and carbon evaluated by the ¹³⁷Cs fallout and carbon isotopic ratio techniques. **An. Acad. Bras. Ciênc.**, Rio de Janeiro, v. 81, n. 2, p. 271-279, 2009. Available from <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0001-7652009000200013&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 24 setembro de 2015.

REIS, L. C.; REIS, T. E da S.; ABI SAAB, O. J. G. Diagnóstico das áreas de preservação permanente das microbacias hidrográficas do município de Bandeirantes - Paraná. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 30, n. 3, p. 527-536, jul./set. 2009.

RIBAUDO, M. O.; HEIMLICH, R.; CLAASSEN, R.; PETERS, M. Least-cost management of nonpoint source pollution: source reduction versus interception strategies for controlling nitrogen loss in the Mississippi Basin. **Ecological Economics**. Amsterdam, v. 37, p. 183-197, 2001.

RODRIGUES, Ricardo Ribeiro; GANDOLFI, S. . Recomposição de Florestas Nativas: Princípios Gerais e Subsídios para uma Definição Metodológica. **Revista Brasileira de Horticultura Ornamental**, Campinas, SP, v. 2, n. 1, p. 4-15, 2001.

SAMIA, D. S. M., MØLLER, A. P.; BLUMSTEIN, D. T. *Brain size as a driver of avian escape strategy*. **Sci. Rep**, Londres. 5, 11913 (2015). doi: 10.1038/srep11913

SIMÕES, L. B.; RIBEIRO, F. L.; DAINESE, R. C.; CARDOSO, L. G.; CAMPOS, S. Priority areas for riparian forest restoration in southeastern Brazil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 61, p. 113-21, 2002.

SPAROVEK G, BERNDES G, KLUG ILF, BARRETTO AGOP. Brazilian agriculture and environmental legislation: status and future challenges. **Environmental Science & Technology**, Newcastle, 44(16): 6046-6053. 2010.

STRAHLER, A.N. **Quantitative analysis of watershed geomorphology**. New Haven: Transactions: American Geophysical Union. v.38. p. 913-920, 1957.

SWEENEY, B. W.; NEWBLD, J. D. Streamside Forest Buffer Width Needed to Protect Stream Water Quality, Habitat, and Organisms: A Literature Review. **JAWRA. Journal of the American Water Resources Association**. Middleburg, 50, n. 3, p. 560-584, 2014.

SUTTON, A. J.; FISHER, T. R.; GUSTAFSON, A. B. Effects of restored stream buffers on water quality in non-tidal streams in the Choptank River basin. **Water, Air, & Soil Pollution**, Cambridge, v. 208, n. 1-4, p. 101-118, 2010.

VALLE, IC; BUSS, DF; BAPTISTA, DF. The influence of connectivity in forest patches, and riparian vegetation width on stream macroinvertebrate fauna. **Braz. J. Biol.**, São Carlos, v.73, n.2, p.231-238, May 2013. Available from <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1519-69842013000200231&lng=en&nrm=iso>. access on 19 May 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842013000200002>. Acesso em: 12 julho 2016.

VESTENA, L. R.; THOMAZ, E. L. Avaliação de conflitos entre áreas de preservação permanentes associadas aos cursos fluviais e uso da terra na bacia do rio das pedras, Guarapuava-Pr. **Ambiência** Guarapuava, PR. v.2 n.1, p. 73-85 jan./jun. 2006.

ZHANG, X.; LIU, X.; ZHANG, M.; DAHLGREN, R.; EITZEL, M. A review of vegetated buffers and a meta-analysis of their mitigation efficacy in reducing nonpoint source pollution. **Journal of Environment Quality**, Madison, Wisconsin, 2010. v. 39, p. 76-84.