Universidade de São Paulo

Vivian Cristina dos Santos Hackbart

**Serviços ecossistêmicos hídricos em paisagens
florestais fragmentadas: um caminho para a
conservação da Mata Atlântica**

**Water ecosystem services in fragmented forest
landscapes: a way for the Atlantic Forest conservation**

Orientadora: Profa. Dra. Rozely Ferreira dos Santos

São Paulo
2016

Universidade de São Paulo

Vivian Cristina dos Santos Hackbart

**Serviços ecossistêmicos hídricos em paisagens
florestais fragmentadas: um caminho para a
conservação da Mata Atlântica**

**Water ecosystem services in fragmented forest
landscapes: a way for the Atlantic Forest conservation**

Tese apresentada ao Instituto de
Biotecnologia da Universidade de São
Paulo, para obtenção do Título de Doutor
em Ecologia

Área de Concentração: Ecologia de
Ecossistemas Terrestres e Aquáticos

Orientadora: Profa. Dra. Rozely Ferreira
dos Santos

São Paulo

2016

Ficha Catalográfica

Hackbart, Vivian Cristina dos Santos
Serviços ecossistêmicos hídricos em
paisagens fragmentadas: um caminho para a
conservação da Mata Atlântica
130 páginas

Tese (Doutorado) - Instituto de
Biociências da Universidade de São Paulo.
Departamento de Ecologia.

1. serviços ecossistêmicos 2. serviços
hídricos 3. planejamento ambiental 4. recursos
hídricos 5. ecologia de paisagens I.
Universidade de São Paulo. Instituto de
Biociências. Departamento de Ecologia.

Comissão Julgadora:

Profa. Dra. Rozely Ferreira dos Santos	Profa. Dra. Adriana Maria Zanforlin Martini
Prof. Dr. Jean Paul Walter Metzger	Prof. Dr. Paulo Antônio de Almeida Sinisgalli
Prof. Dr. Evandro Mateus Moretto	

"Há quem passe pelo bosque e apenas veja lenha para a fogueira"

Léon Tolstoi

Agradecimentos

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (Processo nº 2013/08746-1) pelo apoio financeiro ao projeto.

Ao COTEC pela aprovação da execução do projeto no Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleos Santa Virgínia e Cunha.

Ao Instituto de Biociências da USP, especialmente ao Departamento de Ecologia e as secretárias Vera Lúcia Lima e Shirlene Fernandes Barros, pelo apoio constante durante o desenvolvimento do projeto.

Ao Laboratório de Ecologia de Paisagem e Conservação (LEPAC), em especial ao Prof. Jean Paul Metzger pela acolhida desde o início do projeto.

Aos Professores Marcelo Pompêo e Leandro Tambosi pelas contribuições durante as reuniões do Comitê de Acompanhamento.

Ao Professor Marcelo Pompêo agradeço também pelo apoio técnico e disponibilização do Laboratório de Limnologia para as análises dos parâmetros hídricos, e agradeço também ao técnico Geison Silveira por todo suporte para as análises.

Ao Professor Edson Aparecido Abdul Nour pelo apoio e disponibilização do Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da UNICAMP para as análises dos parâmetros de qualidade de água e agradeço aos técnicos Daniel e Thiago de Alencar Neves por todo suporte e ajuda para a realização das análises.

Ao Professor Igor Olivares e Ricardo Camargo, pelas orientações para as análises e pela ajuda nas coletas de campo.

Agradeço enormemente a Melina Leite, por toda ajuda e tempo dedicado para os inúmeros testes e análises estatísticas.

Ao Bruno Brentan pela ajuda e tempo dedicado nas análises estatísticas dos dados.

Aos queridos amigos de São Luis do Paraitinga Maria Regina Monteiro e Seu Geraldo Rocha, por me deixarem fazer de sua casa a extensão do laboratório necessária para a realização do projeto. Sem o apoio incondicional de vocês eu não teria conseguido! Muito obrigada!

À minha querida amiga Camila Castilho, pela ajuda incansável nas coletas de campo. Só uma palavra define minha gratidão: nhó!

Aos Hackbart's: nenhum de nós é tão bom, quanto todos nós juntos! Agradecimento especial aos meus pais, que me deram asas ao invés de raízes. Agradeço também a família do meu marido pelo apoio de sempre.

À minha orientadora, Professora Rozely Ferreira dos Santos, pela (des)orientação, que foi muito além do projeto.

E ao Guilherme, sem o qual este projeto não teria nem começado. Obrigada por me ajudar em todos os momentos e por participar ativamente de todas as fases. Muito obrigada!

RESUMO

HACKBART, V.C.S. **Serviços ecossistêmicos hídricos em paisagens florestais fragmentadas: um caminho para a conservação da Mata Atlântica.** 2016. 130f. Tese (Doutorado) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016

A perspectiva de elaborar planejamentos em áreas de floresta a partir da concepção de serviços ecossistêmicos, principalmente serviços hídricos, expandiu-se em muito pouco tempo, principalmente porque essa estratégia evidencia, claramente, como a perda desse sistema natural por atividades do homem pode causar perdas irreparáveis ao seu próprio bem-estar. Trabalhar planejamento ambiental sob esse enfoque exige adoção de uma forte base teórica sobre serviços hídricos; um modelo que permita comparar paisagens em diferentes condições de uso e conservação de floresta; e clareza sobre o tipo de valoração empregado na identificação dos limites de perdas de floresta, de forma a não comprometer a oferta necessária desses serviços. Este estudo defende que em Mata Atlântica é possível reconhecer a dependência direta entre quantidades de floresta, de usos humanos e de serviços hídricos em bacias hidrográficas e, por ela, valorar a oferta desses serviços e comparar paisagens. Para fortalecer esse argumento foram selecionadas 27 unidades territoriais da região do Vale do Paraíba (São Paulo, Br) a partir da aplicação de um modelo espacial baseado na extração de bacias hidrográficas originadas da intersecção de hexágonos com percentuais de floresta, campo antrópico e silvicultura. Em cada unidade foram obtidos dados de 13 parâmetros físico-químico-biológicos nas estações seca e chuvosa, que foram hierarquizados pelo *Random Forest* de forma a aferir suas relações com a quantidade de floresta e formular índices de sete serviços hídricos. Os parâmetros que se mostraram mais adequados para monitoramento dos serviços hídricos frente aos ganhos de floresta, com grande peso hierárquico na formulação dos índices, foram turbidez, condutividade e sólidos totais dissolvidos. Os índices obtidos permitiram apontar que para manter 50% do potencial total dos sete serviços hídricos em paisagens com campos antrópicos são necessárias mais de 40% de cobertura florestal, mas os melhores ganhos potenciais de serviços ocorreram a partir de 60%. Quando a unidade territorial é a combinação entre floresta e silvicultura há maior oferta de serviços hídricos com menor quantidade de floresta, porém o manejo da madeira e a presença de áreas degradadas mudaram completamente esse cenário favorável.

Palavras-chaves: serviços ecossistêmicos, serviços hídricos, planejamento ambiental, recursos hídricos, ecologia de paisagens

ABSTRACT

HACKBART, V.C.S. **Water ecosystem services in fragmented forest landscapes: a way for the Atlantic Forest conservation.** 2016. 130f. Tese (Doutorado) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016

The possibility of elaborate planning in forest areas from notion of ecosystem services, especially water services, expanded in a short time, mainly because this strategy shows how the loss of this natural system by human activities can cause losses irreparable to their own well-being. Working environmental planning under this approach requires the adoption of a strong theoretical basis for water services; a model for comparing landscapes under different conditions of use and conservation of forest; and insight about the type of valuation used in the identification of the limits of forest loss in order not to compromise the necessary supply of these services. This study argued that in the Atlantic Forest is possible to recognize the direct dependency between amounts of forest, human uses and water services in watersheds and, through it, assess the provision of these services and compare landscapes. In order to defend this argument were selected 27 territorial units of the Vale do Paraíba region (Sao Paulo, Brazil) from the application of a spatial model based on the extraction of river basins originating hexagons intersection with percentages of forest, anthropic field and forestry. In each unit were obtained data from 13 physical-chemical-biological parameters in two seasons, which were ranked by Random Forest in order to support its relations with the amount of forest as well as the index formulation for seven water services. The parameters more suitable for monitoring water in front of services to forest gains, and with large hierarchical influence the formulation of the indices, were turbidity, conductivity and total dissolved solids. The indices obtained allowed to point out that to keep 50% of the total potential of the seven water services in landscapes with anthropic fields (pasture) are required more than 40% forest cover, but the best service potential gains occurred from 60%. When the territorial unit is a combination of forest and forestry there is more supply of water services with less forest, but the management of timber and the presence of degraded areas completely changed this favorable scenario.

Keywords: ecosystem services, water services, environmental planning, water resources, landscape ecology

LISTA DE FIGURAS

Figure 1.1. Terms used and predominant in reference to ecosystem services	37
Figure 1.2. Percentage of publications by the six periodicals that publish most on ES and ESw	37
Figure 1.3. A. The solid black line represents the percentage of publications with the selected research terms over the designated years; the gray line represents the percentage of articles with the ESw theme; the red line represents the exponential trend line of the publications; the dotted stretches of black and gray lines represent projection data; MEA marks the year of publication of the Millennium Ecosystem Assessment. B. The percentage of articles concerning the valuation of ESw.	38
Figura 2.1. Detalhamento das duas fases do método de seleção de gradientes e réplicas de paisagens	48
Figura 2.2. Mapeamento da área de estudo	51
Figura 2.3. A. Malha de hexágonos de 5000ha. B. Percentuais por hexágono de floresta em estágio médio/avançado de sucessão. C. Percentuais por hexágono de campo antrópico. D. Percentuais por hexágono de silvicultura	52
Figura 2.4. Hexágonos contendo a soma dos percentuais de Floresta em estágio médio/avançado de sucessão, campo antrópico e silvicultura.	53
Figura 2.5. Bacias hidrográficas de 2ª e 3ª ordem delimitadas entre as Serras do Mar e da Mantiqueira.	54
Figura 2.6. Tipos de solo (A) e declividades da área de estudo (B).	54
Figura 2.7. Bacias hidrográficas com características semelhantes de solo, declividade e gradientes percentuais de uso e cobertura da terra.	55
Figura 2.8. Gradientes selecionados para as bacias hidrográficas. Linhas tracejadas indicam a relação linear entre os gradientes.	56
Figura 2.9. As 27 bacias selecionadas. Números iguais indicam as potenciais réplicas dentro de um mesmo intervalo percentual (1: 0-10%; 2: 11-30%; 3: 31-60%; 4: 61-80%; 5: bacias controle).	57
Figura 3.1. Localização da área de estudo	63
Figura 3.2. Esquema do delineamento amostral	64
Figura 3.3. Bacias hidrográficas selecionadas separadas pelo gradiente de floresta e tipo de uso para o estudo	72
Figura 3.4. Valores médios das vazões por estação seca (em vermelho) e chuvosa (em azul) e ainda a média anual para as bacias com as combinações de floresta/campo antrópico e floresta/silvicultura.	73
Figura 3.4. <i>Boxplot</i> dos parâmetros condutividade e sólidos totais dissolvidos de água nas 15 bacias hidrográficas cobertas com floresta e campo antrópico	75
Figura 3.5. <i>Boxplot</i> dos parâmetros turbidez e sólidos totais em suspensão de água nas 15 bacias hidrográficas cobertas com floresta e campo antrópico.	76
Figura 3.6. Curvas de tendência da condutividade, sólidos totais dissolvidos, turbidez e sólidos totais em suspensão para bacias com floresta e campo antrópico	77
Figura 3.7. <i>Boxplot</i> e curvas de tendência do nitrito nas 15 bacias hidrográficas cobertas com floresta e campo antrópico	78
Figura 3.9. Curvas de tendência do nitrito, turbidez e sólidos totais dissolvidos para as bacias com a combinação de floresta e silvicultura	81
Figura 3.10. Comportamento dos serviços ecossistêmicos hídricos para a combinação de floresta e campo antrópico e floresta e silvicultura, nos períodos secos (linha vermelha) e períodos chuvosos (linha azul).	84
Figura 3.11. Oferta dos serviços ecossistêmicos hídricos dos períodos secos e chuvosos para campo antrópico (A) e silvicultura (B). As setas verdes indicam as paisagens que apresentaram sub-bosque e as setas pretas indicam as paisagens que tiveram manejo de silvicultura durante os períodos de coletas.	85
Figura 3.12. Manejo da silvicultura em uma das bacias estudadas (<10% de floresta), sendo: 07/03/2014 – período anterior às coletas; 10/08/2014 – coleta durante o período seco; 25/02/2015 – coleta durante o período chuvoso. Em destaque a alteração visual na cor dos corpos hídricos. A linha vermelha continua representa o limite da bacia hidrográfica, em azul o rio e em vermelho pontilhado destaque do recurso hídrico.	88
Figura 3.13. Análise do serviço ecossistêmico de controle de erosão considerando os limites para os cenários ideal (linha verde), possível (linha marrom) e crítica (linha vermelha).	91

LISTA DE TABELAS

Table 1.1. Definition of valuation categories	33
Table 1.2. Principles and objectives of the ESw analysis	34
Table 1.3. Management actions proposed to increase the supply of ESw	36
Tabela 2.1. Legenda utilizada para o mapeamento e descrição do tipo de uso e cobertura florestal	60
Tabela 3.1. Descrição dos métodos de coleta de dados, amostras e análises de água.	66
Tabela 3.2. Parâmetros hídricos indicados para atividades ou controle ambiental que podem ser categorizados como serviços hídricos. EC: condutividade; OD: oxigênio dissolvido; TDS: sólidos totais dissolvidos; COLF: coliformes fecais; COLT: coliformes totais; Sol: sólidos totais em suspensão; Turb: turbidez; PT: fósforo total; Nit: nitrito; Nitra: nitrato; Am: nitrogênio amoniacal; T: temperatura. As setas e o "0" indicam se o parâmetro foi ou não, respectivamente, utilizado para o cálculo dos serviços hídricos.	68
Tabela 3.3. Conceitos dos serviços hídricos analisados	69
Tabela 3.4. Resultado do p-valor da análise MANOVA para identificar as variâncias entre as bacias hidrográficas e as estações	73
Tabela 3.5. Resultados da análise RF para os serviços ecossistêmicos hídricos nas bacias com floresta e campo antrópico. O PQA indica os parâmetros hídricos e o RF o valor do <i>Random Forest</i> .	82
Tabela 3.6. Resultados da análise RF para os serviços ecossistêmicos hídricos nas bacias com floresta e silvicultura. O PQA indica os parâmetros hídricos e o RF o valor do <i>Random Forest</i> .	82

SUMÁRIO

Apresentação	1
Capítulo 1. The theory and practice of water ecosystem services valuation: where are we going?	6
1. Introduction	7
2. Literature review	9
3. Results and Discussion	10
3.1 Terms and Concepts	10
3.2 The ESw and valuation	12
3.3 Datasets	14
3.4 Indicators and Indexes	14
3.5 Scale	15
3.6 Quality of WR	16
3.7 Quantity of WR	16
3.8 Habitat/Biodiversity	17
3.9 Landscape structure	18
3.10 Land use and land cover changes	18
3.11 Flows of matter and energy	19
3.12 Multifuncionalidade	19
3.13 Public participation	19
3.14 Scenarios	20
3.15 Management actions	21
3.16 Monitoring	21
4. Conclusion	21
5. Acknowledgements	23
6. References	23
Tables	33
Figures	37
Supplementary Material	39
Appendix 1	39
Appendix 2	40
Capítulo 2. Seleção de gradientes e réplicas de paisagens em amplas extensões territoriais: uma proposta metodológica	46
1. Introdução	46
2. Aplicação do modelo em um estudo de caso: O vale do Paraíba do Sul	49
2.1 Área de estudo	49
2.2 Mapeamento do uso da terra e cobertura vegetal	50
2.3 Delimitação e seleção de bacias hidrográficas	52
3. Considerações sobre o método	57
4. Referências	58
Material Suplementar	60
Capítulo 3. Oferta de serviços ecossistêmicos hídricos em paisagens fragmentadas	61
1. Introdução	61
2. Material e Métodos	62
2.1 Seleção e mapeamento da área de estudo	62
2.2 Seleção de bacias hidrográficas	64
2.3 Coleta de dados e amostras de água	65
2.4 Seleção dos serviços ecossistêmicos hídricos	67
2.5 Análises estatísticas	70
3. Resultados	71
4. Discussão	86
5. Referências	93
Material Suplementar	98

Anexo 1	98
Anexo 2	99
Anexo 3	105
Anexo 4	106
Anexo 5	110
Anexo 6	123

APRESENTAÇÃO

A sociedade sempre dependeu dos recursos naturais finitos para satisfazer suas necessidades mais básicas e promover seu bem-estar (Malthus, 1888) e esta consciência tem levado os pesquisadores a buscar diferentes maneiras de compreender a relação do homem com a natureza (Raymond *et al.*, 2013; Martim-Ortega *et al.*, 2016). O conceito de serviços ecossistêmicos é uma destas maneiras, que começou a ser desenvolvido por King (1966) e Helliwell (1969). Esses autores questionaram como as necessidades e o bem-estar humano interagem com a quantidade e qualidade dos recursos naturais, sendo esta uma questão fundamental para o desenvolvimento do conceito. Porém, foi apenas em 1983, com Ehrlich e Mooney, que o conceito de serviços ecossistêmicos foi definido como os benefícios que os ecossistemas proporcionam ao homem através de seus processos. Desde então, ficou clara a necessidade de se analisar os benefícios advindos das funções dos ecossistemas - e por contrapartida os danos - como forma de avaliar o próprio bem-estar humano (Costanza, 1997, Daily, 1997; de Groot, 2002; Kremen, 2005; MA, 2005). Em outras palavras, essa abordagem possibilita mostrar que os efeitos das ações humanas sobre o ambiente natural trazem consequências negativas (ou positivas) para os próprios agentes modificadores do meio.

Nos últimos 15 anos foram publicados cerca de 18.000 estudos que utilizaram “serviço ecossistêmico” como palavra-chave, demonstrando a importância que os pesquisadores ao redor do mundo estão dando para essa temática. Planejadores ambientais, por sua vez, preocupam-se em fazer um forte vínculo entre as paisagens resultantes das forças social-econômica-tecnológicas que direcionam as mudanças que ocorrem ao longo da história e a disponibilidade de serviços ecossistêmicos, como forma de apresentar para a sociedade as próprias perdas, seja de ordem econômica, ecológica ou social (Bürgi *et al.* 2004; Wu, 2014).

As características físicas e os tipos de uso e ocupação da terra geram composições específicas em cada porção do território, sendo necessários estudos que esclareçam o mecanismo das prováveis combinações entre sistemas naturais e sistemas antrópicos e os prováveis benefícios gerados para o homem (Daily, 1997, Kremen, 2005; Costanza e Kubiszewski, 2012). Este estudo objetiva demonstrar que essa situação é verdadeira principalmente quando se trata de florestas tropicais.

Em planejamentos ambientais, é preciso decidir sobre cenários futuros, bem como ações adequadas de manejo para promover adequadas combinações de usos da terra e sistemas florestais, de forma a garantir a conservação dos recursos florestais e seus serviços ecossistêmicos (Fürst *et al.*, 2007; Fürst *et al.*, 2014). Para tanto, é

conveniente que os serviços sejam valorados (Lima *et al.*, 2013; Lima *et al.*, 2016). A valoração de um serviço ecossistêmico depende da avaliação combinada dos processos e funções ecológicas que estão vinculados a paisagem que, por sua vez, podem ser traduzidos em indicadores que estabeleçam a contribuição dos elementos da paisagem para a oferta de serviços (Keeler *et al.*, 2012; Guswa *et al.*, 2014). Nessa linha, os valores obtidos respondem pelos reais benefícios que não podem ser confundidos com precificação (Novelli, 2016). Essas considerações são adequadas especialmente quando trata dos serviços ecossistêmicos relacionados à água, pois os recursos hídricos são sensíveis às mudanças da paisagem e respondem aos usos de seu entorno, alterando seus valores de qualidade (Wear *et al.* 1998; Brauman *et al.*, 2007; Lee *et al.*, 2009), que não podem ser observadas pelo preço, mas pelo seu significado como precioso indicador da sobrevivência humana em tempos futuros (M.A., 2005).

Um dos maiores desafios atuais para o planejamento ambiental é identificar um bom procedimento metodológico que permita valorar os serviços hídricos. Atualmente, existem trabalhos que visam identificar e medir como a composição da paisagem se relaciona aos processos hidrológicos e serviços, mas desde os anos 2000 os pesquisadores estão alertando que não há uma metodologia consolidada para ser utilizada em diversos tipos de território (Gergel *et al.*, 2002; Alberti *et al.*, 2007; Lee *et al.*, 2009; Bierman *et al.*, 2011; Martim-Ortega, 2015). É necessário obter valores palpáveis de perdas ou ganhos de serviços ecossistêmicos hídricos que envolvam tanto os sistemas naturais como as atividades humanas. Este trabalho defende que precisamos dar esse primeiro passo, compreendendo o papel da quantidade de recursos naturais em uma paisagem sobre a qualidade dos serviços hídricos provenientes deles. Para as florestas brasileiras, deve haver um limiar a partir do qual sua perda em uma paisagem engatilha um prejuízo irreparável. Por outro lado, Lima *et al.* (2016) e Hackbart *et al.* (2012), já evidenciaram que maiores quantidades de floresta não resultam automaticamente em disponibilidade de serviços ecossistêmicos hídricos.

Em síntese, a oferta de serviços hídricos responde não como uma contribuição pontual, mas pelo conjunto de ações que conduz a uma qualidade efetiva e mensurável para cada porção territorial com suas respectivas condições de elementos naturais, tipos e interações entre ocupações e usos humanos. Avaliar a capacidade da paisagem tolerar perturbações sem se deslocar a um estado qualitativamente inadequado é uma meta a ser atingida. O objetivo maior de um planejamento, ou seja, a indicação de cenários e manejos futuros da paisagem depende dessa compreensão,

de forma a poder, efetivamente, conduzir as condições desejadas de disponibilidade de serviços hídricos frente às novas trajetórias de uso.

A partir destes argumentos, este trabalho objetiva avaliar e valorar o comportamento da oferta de serviços ecossistêmicos hídricos em paisagens de Mata Atlântica frente a diferentes percentuais de combinação entre floresta e usos humanos. Parte-se da hipótese de que é possível reconhecer a dependência direta entre floresta e serviço ecossistêmico hídrico, que, no entanto, varia conforme os diferentes tipos de usos antrópicos em que essas florestas estão inseridas numa paisagem.

Referências

- Alberti, M., Booth, D., Hill, K., Coburn, B., Avolio, C., Coe, S., Spirandelli, D., 2007. The impact of urban patterns on aquatic ecosystems: An empirical analysis in Puget lowland sub-basins. *Landsc. Urban Plan.* 80, 345–361. doi:10.1016/j.landurbplan.2006.08.001
- Bertolo, L.S., de Lima, G.T., Santos, R.F. dos, 2010. Indexes of spatio-temporal change to reconstruct the historical evolution of a coastal region: case study: São Sebastião Island-SP. *Braz. J. Oceanogr.* 58, 37–47.
- Bierman, P., Lewis, M., Ostendorf, B., Tanner, J., 2011. A review of methods for analysing spatial and temporal patterns in coastal water quality. *Ecol. Indic.* 11, 103–114. doi:10.1016/j.ecolind.2009.11.001
- Brauman, K.A., Daily, G.C., Duarte, T.K., Mooney, H.A., 2007. The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 32, 67–98. doi:10.1146/annurev.energy.32.031306.102758
- Bürgi, M., Hersperger, A.M., Schneeberger, N., 2004. Driving forces of landscape change—current and new directions. *Landsc. Ecol.* 19, 857–868.
- Costanza, R.; D'Arge, R.; de Groot, R.; Farber, S.; Grasso, M.; Hannon, B.; Limburg, K.; Naeem, S.; O'Neill, R.; Paruelo, J.; Raskin, R.; Sutton, P.; Van Del Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and Natural capital. In *NATURE*, Vol 387.
- Costanza, R., Kubiszewski, I., 2012. The authorship structure of “ecosystem services” as a transdisciplinary field of scholarship. *Ecosyst. Serv.* 1, 16–25. doi:10.1016/j.ecoser.2012.06.002
- Daily, G.C. (Ed.), 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington, DC.
- De Groot, R.S., Wilson, M.A., Boumans, R.M., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecol. Econ.* 41, 393–408.
- Ehrlich, P.R., Mooney, H.A., 1983. Extinction, Substitution, and Ecosystem Services. *BioScience* 33, 248–254. doi:10.2307/1309037
- Fürst, C., Opdam, P., Inostroza, L., Luque, S., 2014. Evaluating the role of ecosystem services in participatory land use planning: proposing a balanced score card. *Landsc. Ecol.* 29, 1435–1446. doi:10.1007/s10980-014-0052-9

- Fürst, C., Vacik, H., Lorz, C., Makeschin, F., Podrazky, V., Janecek, V., 2007. Meeting the challenges of process-oriented forest management. *For. Ecol. Manag.* 248, 1–5. doi:10.1016/j.foreco.2007.02.031
- Gergel, S.E., Turner, M.G., Miller, J.R., Melack, J.M., Stanley, E.H., 2002. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquat. Sci.* 64, 118–128.
- Guswa, A.J., Brauman, K.A., Brown, C., Hamel, P., Keeler, B.L., Sayre, S.S., 2014. Ecosystem services: Challenges and opportunities for hydrologic modeling to support decision making. *Water Resour. Res.* 50, 4535–4544. doi:10.1002/2014WR015497
- Hackbart, V., Lima, G., Santos, R., 2012. Forest conservation index and historical evolution in a coastal region: The São Sebastião Island, São Paulo, Brazil. *Bosque Valdivia* 33, 41–42. doi:10.4067/S0717-92002012000300021
- Helliwell, D.R., 1969. Valuation of wildlife resources. *Reg. Stud.* 3, 41–47. doi:10.1080/09595236900185051
- Keeler, B.L., Polasky, S., Brauman, K.A., Johnson, K.A., Finlay, J.C., O'Neill, A., Kovacs, K., Dalzell, B., 2012. Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 109, 18619–18624. doi:10.1073/pnas.1215991109
- King, R.T. 1966. Wildlife and man. *NY Conservationist* 20 (6), 8–11.
- Kremen, C., 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology?: Ecology of ecosystem services. *Ecol. Lett.* 8, 468–479. doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00751.x
- Lee, S.-W., Hwang, S.-J., Lee, S.-B., Hwang, H.-S., Sung, H.-C., 2009. Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics. *Landsc. Urban Plan.* 92, 80–89. doi:10.1016/j.landurbplan.2009.02.008
- Lima, G., Bertolo, L.S., Santos, R.F. dos, Silva, J.S.V., 2013. Landscape elements, water resources and ecosystem services: their relations to losses and gains in a Pantanal region. *Geografia* 38, 207–222.
- Lima, Guilherme T.N.P de; Hackbart, V.C. dos S., Bertolo, L.S., Santos, R.F. dos, 2016. Identifying driving forces of landscape changes: Historical relationships and the availability of ecosystem services in the Atlantic forest. *Ecosyst. Serv.* 22, 11–17. doi:10.1016/j.ecoser.2016.09.009
- Malthus, T.R. 1888. *An essay on the principles of population*. 9th ed. London: Reeves and Turner
- Martin-Ortega, J., 2015. *Water ecosystem services: a global perspective*, International hydrology series. Cambridge University Press, New York.
- Millennium Ecosystem Assessment (Program), 2005. *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment*. Island Press, Washington, DC.
- Novelli, Y.S.. 2016 In Yara Schaeffer Novelli: No atoleiro do manguezal. Entrevista concedida a Maria Guimarães. *Revista FAPESP* ED 244. São Paulo.
- Raymond, C.M., Singh, G., Benessaiah, K., Bernhardt, J.R., Levine, J., Nelson, H., Turner, N., Norton, B., Tam, J., Chan, K.M.A., 2013. Ecosystem Services and Beyond: Using Multiple Metaphors to Understand Human–Environment Relationships. *BioScience* 63, 536–546. doi:10.1525/bio.2013.63.7.7
- Wear, D.N., Turner, M.G., Naiman, R.J., 1998. Land cover along an urban-rural gradient: implications for water quality. *Ecol. Appl.* 8, 619–630.

Wu, J., 2013. Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. *Landsc. Ecol.* 28, 999–1023.
doi:10.1007/s10980-013-9894-9

Capítulo 1

Theory and practice of water ecosystem services valuation: where are we going?

Paper submitted to Ecosystem Services Journal in February, 2016. Under Review

Authors: Hackbart, V.C.S.; Lima, G.T.N.P de; Santos, R.F.

Abstract:

Water resources have been widely cited as a prime example of ecosystem services (ES), especially when the issue is valuation. Because of the importance of water ecosystem services (ESw), they are being effectively evaluated in at least three aspects: clarity about the type of valuation employed; adoption of a strong theoretical basis guided by ecological knowledge; and the inclusion of analytical elements that ensure social control and direction in decision making. Our study sought to determine whether these prerogatives are actually relevant, by assessing the emphasis in the valuation of ESw among ES publications. From the literature, we define five types of valuation and five major theoretical principles that can be broken down into 14 indicators that we used in our analysis of ESw studies. Our results indicated that the current knowledge about ESw carry the false impression that the ecosystem services valuation is sufficiently consolidated to support decisions about payments for ESw.

Keywords: water, economic valuation, ecological valuation, and water sustainability

Highlights:

- This study is a review that aims to recognize trends and practices that are used for the valuation of ESw
- The studies of ESw are grouped by type: economic value, ecological, socio-economic, ethical and mixed; they are evaluated based on background knowledge, use of ecological principles related to water and factors related to social control.
- Approximately 34% of the studies on SE address ESw, among them, 31% address valuation, but only 3% use the theme as the sole focus or primary focus, and 70% address valuation indirectly.

- There are few studies that reflect the values of ESw using aquatic biodiversity, multifunctionality and flows on the landscape, or propose future management actions and monitoring.

1. INTRODUCTION

Increasing concern with the sustainability of natural resources and their finite availability has been the focus of numerous research studies (Costanza *et al.*, 2014; de Araujo Barbosa *et al.*, 2015). The substantial increase in the number of scientific publications about ecosystem services (ES) confirms this concern (de Araujo Barbosa *et al.*, 2015). This is a clear indication of the need for greater understanding, evaluation and measurement of different ecosystem services and denotes how ecosystem degradation interferes with resource availability and human well-being (Eigenbrod *et al.*, 2009).

The ES concept, defined by Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (2005) as the benefits that humans obtain from nature, besides being the most widely used ecosystem research topic, is seen as a promising approach to making the connection between ecological concepts and human well-being (Millennium Ecosystem Assessment (Program), 2005; Hermann *et al.*, 2011). The concept emphasizes the utilitarian character that humans attribute to processes and natural elements. This concept has been focused on anthropocentric and economic valuation (Schröter *et al.*, 2014), but it has not yet been refined, which generates concerns regarding its arbitrary application (Nahlik *et al.*, 2012; Seppelt *et al.*, 2011; van den Belt and Blake, 2014).

Since the 1960s, when King (1966) and Helliwell (1969) first presented the concept of natural benefits, there has been an interest among researchers to understand and describe how ecosystems internally maintain energy flows and nutrient cycling (De Groot *et al.*, 2002; Kremen, 2005; MEA, 2005). However, it was only in the 1990s that this concept caught the attention of economists, who began to engage in studies to estimate its monetary value (Costanza and Daly, 1992; Costanza *et al.*, 1997; Gómez-Baggethum *et al.*, 2010; Bennet *et al.*, 2014). Since then, researchers have made an effort to try to reach a conceptual agreement between the areas of economy and ecology to define the common essence of natural resource uses for humans, but different meanings have developed for terms used in common (Patterson and Coelho, 2009; Rocas-Díaz *et al.*, 2014).

In this respect, several research areas have intensively focused on different approaches to the valuation of ES: economic valuation-estimating the monetary losses and gains of ES (Maia *et al.*, 2004); ecological valuation-assessing ES losses and/or gains by measuring ecosystem or biophysical parameters (Farber *et al.*, 2002); socio-

cultural and economic valuation – valuing ES based on the attributes of different social and cultural groups observed under a cultural-social conservation perspective (Wilson and Howarth, 2002; Zander and Straton, 2010); and ethical valuation-valuing "moral sentiments" (Bowles, 2008).

According to the MEA (2005), approximately 40 ES have been described, which are divided between four categories: support, supply, regulation and culture. Among all of the ES, those related to water (ESw) are among the most important for human wellbeing (Brauman *et al.*, 2007; De Groot *et al.*, 2010; Keeler *et al.*, 2012; Seifert-Dähnn *et al.*, 2015). Therefore, it is important to identify the ESw at all levels of ecological-economic-social-cultural importance because these properties directly affect the amount and quality of service provided to society (Keeler *et al.*, 2012). Some authors treat the ESw from a transversal knowledge perspective because, unlike other natural benefits, ESw are found in all ES categories described by the MEA (2005), such as drinking water (supply ES), the use of rivers and lakes for recreational purposes and eco-tourism (cultural ES), water cycling (support ES) and climate regulation and water purification (regulation ES) (Pinto *et al.*, 2013). The need to know how to maintain and/or improve the supply of ESw, by determining the necessary focus of ESw studies, led to the development of strategies, methods and tools that can be incorporated into the valuation. Despite widespread recognition of the need to value water resources, existing strategies and methods often do not meet the expectations of planners and decision makers because important elements like data collection, analysis or the dynamics of ecosystems identification data are usually insufficient for real valuation of natural resources (Keeler *et al.*, 2012; Böck *et al.*, 2015; Naeem *et al.*, 2015). Overall, the researchers opt for a valuation approach, sometimes monetary, sometimes ecological or even a combination of both (Brauman *et al.*, 2007; Costanza *et al.*, 2014; La Notte *et al.*, 2015; Ojea *et al.*, 2012). Often this decision reduces the ES categories that can be evaluated. There is a consensus among authors that much still needs to be studied and debated so that professionals from various fields of knowledge can agree on concepts, categories, valuation methods and the correct use of ESw values (Lele, 2009; Doherty *et al.*, 2014; Böck *et al.*, 2015; Van Houtven *et al.*, 2014). As already suggested by Keeler *et al.* (2012), the great challenge is to integrate biophysical and economic models, which are commonly developed in isolation without considering how the output of one model can contribute to another.

Given this scenario, we believe it is important to recognize the trends and practices used to enrich current knowledge and the methodological approaches and ESw valuation practices, to show, through a literature review, the level of research interest in this subject, as well as the theoretical framework adopted by them when assigning

value. For this purpose, we evaluated studies with a central focus on freshwater ES from the perspective of environmental planning using five theoretical principles and 14 indicators presented in the literature review.

2. LITERATURE REVIEW

A literature search was used to investigate the use of the terms "ecosystem service" related to water resources. Research has shown that the term is relatively new and has significantly increased over the past 10 years; therefore, the use of only this term could lead to the loss of articles relevant to the literature review (Harrison *et al.*, 2014). Therefore, lists of synonyms were found in several studies (Costanza *et al.*, 1997; De Groot *et al.*, 2002; Lamarque *et al.*, 2011; Lele *et al.*, 2013) and were quantitated to identify the most used terms in the literature.

A literature search was performed on a datasets of indexed scientific data in ISI Web of Science and Scopus in three stages using query selectors: "ecosystem service*" OR "ecosystem good*" or "ecosystem benefit*" OR "nature* service*" OR "nature* good*" OR "nature* benefit*" OR "environmental service*" OR "environmental good*" OR "environmental benefit*" OR "ecological service*" ,OR "ecological good*" OR "ecological benefit*", and their the following combinations: "ecosystem good* and service*" OR "nature good* and service*" OR "environmental good* and service*" OR "ecological good* and service*". We searched for these terms in the titles, and/or as keywords, and/or in the abstracts of articles published in English and in peer-reviewed scientific journals. This strategy is based on the guidelines from Araujo Barbosa *et al.* (2015). Not included were books, book chapters, master's or doctoral thesis, extended abstracts and summaries of scientific events. The lists of selected scientific papers in both databases were compared to eliminate duplicate articles. The second step was to select, among these articles, those related to water resources. In order to achieve this, the keyword search included: "water*" OR "freshwater*" OR "river*" OR hydro* OR "stream*". The third and final step was to search among these articles, which dealt with the valuation of ESw, by adding the search term "valu*."

To refine the search, articles containing at least one combination of these terms in their titles and/or abstracts were included. To be included in the analysis, the articles met three basic requirements: (i) specific information on ESw value; (ii) methodological description about ESw evaluation; and (iii) freshwater focus. The articles selected at this stage were classified into five categories: (a) economic valuation; (b) ecological valuation; (c) socio-economic valuation; (d) ethical valuation; and (e) mixed valuation of ESw (economic and ecological) (Table 1.1).

The methodologies presented in the articles were evaluated using set of principles that were presented in the literature and were organized in such a way that the minimum requirements considered by the literature were essential for the analysis and valuation of SE. The principles were highlighted in studies of Albert *et al.*, (2014), Balmford *et al.*, (2008), Amiri and Nakane, (2009), Naeem *et al.* (2015) and Ojeda *et al.*, (2008) (Table 1.2).

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1. TERMS AND CONCEPTS

Our searches indicate that between January 1st, 1960 and October 31st, 2015, a total of 18,413 articles were published under the ES theme. Among these, at least 15 terms were used to reference the theme; the most commonly used were "ecosystem service*" (72%), "environmental benefit*" (11%) and "environmental service*" (9%) (Figure 1.1). All of the other terms amounted to 9% of all publications, which indicates a large heterogeneity of expressions and concepts being applied by different fields that perform ES research.

The literature about ES exhibited a dramatic increase with the publication of the Millennium Ecosystem Assessment (MEA) in 2005, which aimed to evaluate the consequences of ecosystem modifications on human wellbeing. The MEA intended to give a boost to actions necessary to guarantee the conservation and suitable use of ecosystems for human well-being. Although the MEA was a landmark moment in ES research, the theme has been developing for a long time, since the 1960s, and monetary valuation of ecosystem losses has followed the same approach because valuating an ecosystem loss can be demonstrated by expenses made to recover the same ecosystem (Townsend *et al.*, 2012).

In the 1980s, there was a large push to develop the concept when Ehrlich and Mooney introduced the term ecosystem services, defining it as the benefits that ecosystems provide to humans through their ecological processes. This approach highlighted the human damages to ecosystem functioning and the impacts that they make on human well-being (Costanza, 1997; Daily, 1997; De Groot *et al.*, 2002; MEA 2005; Tancoigne *et al.*, 2014). The concern with evaluating the water quality as losses in human benefits allowed that the hydric resources studies could follow the concept evolution (Brauman *et al.*, 2007). In 1989, the periodical "Ecological Economics" aimed to associate practitioners from different areas, especially ecology and economy, to integrate knowledge and concepts developed in ES research. A leader in this area, the journal had the highest number of publications on the ES subject, with 4.77% of the articles,

about half of which were dedicated to ESw research (Figure 1.2). We note that in most of these articles (90%), water resources (WR) were evaluated together with other ES, i.e., ESw are not the only focus or main focus of these publications. Studies of ESw are preferably associated with other ES, such as agriculture, vegetation, biodiversity and recreation, in that order (Balvanera *et al.*, 2006; Brauman *et al.*, 2014; Phaneuf *et al.*, 2008; Willaarts *et al.*, 2012).

The year 2014 was, so far, the most productive; 15% of the articles were published during 2014, and, among them, 5% were studies related to water resources (Figure 1.3A). Interest in this subject it is undeniable, with a clear focus on exponential growth, i.e., 96.1% at 14 years. The rapid increase in publications with ES and ESw themes over the last 10 years indicates that many authors have dedicated themselves to conceptualizing, measuring and understanding the dynamics of ES and ESw (Tancoigne *et al.*, 2014; de Araujo Barbosa *et al.*, 2015). However, the advancement of knowledge introduced a diversity of terms and concepts, generating conflicts of language and methodologies (Patterson and Coelho, 2009; Schröter *et al.*, 2014). Recently, some authors have dedicated themselves to describing the differences between the definitions and concepts of ES terms (Lamarque *et al.*, 2011; Koschke *et al.*, 2014; Schröter *et al.*, 2014). ESw are included in this dispute, as they have been assigned different concepts and different scales for similar ESw, and the use of terms such as ecosystem services of water, hydrological services (Brauman *et al.*, 2007) or the monetary valuation of local purification ESw have been calculated with regional data (Liquete *et al.*, 2011). This observation does not necessarily represent damage to the advancement of knowledge because this disparity of terms and concepts can be interpreted as a multidisciplinary theme (Koschke *et al.*, 2014; Nahlik *et al.*, 2012; Schröter *et al.*, 2014).

The debate about ESw has only stood out in the last six years, reflecting a continuing need to introduce new terms and concepts to respond to the assessed situation. Furthermore, they are the first steps to fulfilling the main goal, which is to assist planners and decision makers in defining the best scenarios for meeting water requirements.

Another important point, common to the various concepts, is the use of fundamental ecosystem processes and functions to define the ES, where a function becomes an ES only when it can be used by humans for their well-being; that is, enforcing the notion of anthropocentric usefulness of ES (Costanza *et al.*, 1997; de Groot *et al.*, 2002). In this anthropocentric sense, ESw can be good indicators of human disturbance because of the many uses of water to society (Keeler *et al.*, 2012; Ojeda *et al.*, 2012; La Notte *et al.*, 2015). WR and their ESw stand out in 34.55% of the literature related to ES; among

these, the valuation theme is the most cited, in 30.88% of papers, and mostly addresses the tools and models for valuing the different ES (Figure 1.3B).

The percentage of work on ESw indicates the special attention given to water theme because the other 65% of papers are divided between 28 other ES (Supplementary material, Appendix 1). Still, the issues are related to indirect valuation, other natural landscapes or human resources.

3.2. THE ESW AND VALUATION

Among the 1,688 articles dealing, at some point, with ESw, we selected and analyzed 295 articles that had keywords of interest in their titles and/or summaries and treated the ES from a valuation of water resources view. Among these, 49 were selected to compose a dataset being analyzed for three aspects: (a) by valuation methods (Appendix 2), (b) they have been highlighted as a central focus of ESw and (c) described the valuation methodology for assessing fresh water.

This limited number of publications (only 3% of 1,688 articles used water resources as ES) suggests that, on the one hand, there is broad international interest, or, on the other hand, the contribution is still insufficient to give support to society and decision makers face a diversity of landscapes and conditions of water resource uses around the world.

The results indicate that among the 49 selected articles, economic valuation is the focus of 61% of the articles, followed by ecological valuation, with 22%, and other forms of valuation, such as the socio-economic and mixed, with 16%. In this set, no articles were found incorporating the valuation of ethics (Bowles, 2008).

The economic valuation of ES was developed by Costanza *et al.* (1997), who published the estimated value (in US \$) of 17 ES in 16 biomes around the world and, since then, has encouraged the search for new methods and valuation tools. The article was criticized by many researchers, and the authors indicate that the valuation method used is controversial; nevertheless, it is considered to be a milestone for SE studies. Undoubtedly, the proposed economic valuation was consolidated in the works that address ESw because more than half of the studies adopted the method. In 2014, Costanza *et al.* presented an update of these figures, highlighting the loss of ES due to changes in land use. In this work, the authors make an important point about economic valuation, making it clear that monetary estimates are useful to highlight the magnitude of ES losses, but do not effectively assist decision-making, indicating the need to improve the methodological strategy.

The counter-argument is that the pricing helps the understanding of loss and the spending for recovering a lost ES, and it is easy for communities to understand (Loomis *et al.*, 2000; Doherty *et al.*, 2014.). On this issue, one can also infer that this methodological approach is quite close to the global economic paradigm that governs many developed countries. The language is common. On the other hand, this approach usually leads to payments proposed by ES (PES or PAS on common sense) because there is pricing involved.

The PES aims to promote land use practices that maintain or improve ES for the benefit of the landowner and others (Locatelli *et al.*, 2014). Most PES programs that are focused on ESw are for the provision of water quantity and quality or for electric utilities (Bennett *et al.*, 2014). However, these programs are not unique to countries with an economic paradigm or with higher per capita income. Conversely, Stanton *et al.* (2010) found a concentration of PES programs in Latin America, Asia and Africa, and one of the main objectives of these initiatives was to protect the water supply for direct consumption, along with poverty reduction. The link between reducing poverty and the provision of better water services is not new. In the 1980s, some researchers referred to this connection (Bookchin, 1980; Sachs and Reid 2006). The proposed PES has been widely used, but does not have enough theoretical basis to assert that "we are on track." There is no consistent agreement between the concept, method, politics and conservation among the results achieved. Gómez-Baggethun *et al.* (2010) had already highlighted this fact.

The large majority of articles about ESw make an indirect valuation (71%), i.e., the valuation is made of biomes (Costanza *et al.*, 1997 and 2014), ecosystems (Comino *et al.*, 2014) or some kind of use and occupation of land, such as reforestation and agriculture (Di Sabatino *et al.*, 2013; Chen *et al.*, 2014) or forest cover (Vincent *et al.*, 2015) and later translated these to a value of water resources. The extrapolated results often result in highly subjective measures. In 49 analyzed articles, we found 36 different ESw valued (supplementary material, Appendix 2) and, among these, water supply was the most studied (36%), followed by electricity generation and recreation (17%). The quality and quantity of water were treated separately in 14% of the articles about ESw provision and water supply, which is an unexpected result of the primary objective of PES programs, i.e., be capable of to increase simultaneous amount and quality of WR.

3.3. DATASETS

Databases, as relief, land use or vegetation, were the most common indicators among the 49 articles analyzed (61%). These databases were formed using secondary data obtained from the literature or from free databases available from specific websites. The databases were used in 40% of the articles to model the distribution, determine the quantification of ESw and build the likely scenarios in a region (Johnson *et al.*, 2012; Xie *et al.*, 2013; Di Sabatino *et al.*, 2013; Fanaian *et al.*, 2015). These studies used tools such as InVEST, which was developed specifically for modeling the ES, or GREEN, which was developed for modeling water quality data, or CORINE, which analyzes the different types of land use for the valuation of ecosystems in biomes. These tools help in mapping and evaluating ESw, as well in statistical analysis of the data generated (La-Notte *et al.*, 2015). The databases vary widely in their composition of indicators and associations between information, mostly due to the ESw analyzed. They are commonly used to indicate the consequences of land use (Bai *et al.*, 2013; Fu *et al.*, 2014), water quality, such as nitrogen and phosphorus in water retention (Johnson *et al.*, 2012; La Notte *et al.*, 2015) and precipitation (Fu *et al.*, 2014), with the objective of creating scenarios to the future.

The formation of databases from secondary data provides a valuable opportunity for analyzing a historical series, reducing the total cost of research, favoring the description of scenarios and helping robust statistical analysis from the amount of generated data. However, despite these advantages, secondary data should be used sparingly because the data surveys have been conducted for a particular purpose and end up being used for different purposes than their initial purposes. Another important consideration is that, the secondary data are obtained of different database sources, but the studies do not include a critical assessment of their collection and content. In other words, they do not consider their own limitations for interpreting the results.

3.4. INDICATORS AND INDEXES

Indicators are parameters used to reflect, in quality or quantity, the provision of a service (Hattam *et al.*, 2015) and, when analyzed in combination, indices are developed. These attributes are useful to support management activities and contribute to studies aimed at modeling and identifying the value of changes in the provision of ecosystem services (Niemeijer and De Groot, 2008).

In this sense, the results indicate that all of the selected items adopted some kind of indicator or index for the valuation of ESw, whether biophysical, economic or environmental. Biophysical indicators/indices were the most used (36%), such as the

concentration of nutrients in the water, rainfall, amount of evapotranspiration, or total area of different land use types (Terrado *et al.*, 2014; La Notte *et al.*, 2015). Among the economic indicators/indices used (26%), the market price, cost of water treatment, cost of recovery of vegetation and cost of electricity were the most used (Elsin *et al.*, 2009; Fu *et al.*, 2014; Polizzi *et al.*, 2015). A wide range of indicators/indices denotes that, with the exception of water quality, the theoretical assumptions that govern the analysis of ESw vary widely. On the other hand, one should consider that researchers are in the process of finding the best way to represent ESw, starting from the indicators that are more sensitive, directly related and representative of the WR status. In contrast, there is no single approach for selecting indicators/indices for each ESw, and they are often incompatible for the use in the monetary valuation (Seppelt *et al.*, 2011). Without consistent selection, there is a risk that the information contained in these attributes may not be validated and replicated, which makes them useless for management (Dale *et al.*, 2000).

3.5. SCALE

The spatial scale for the valuation of ESw was highlighted in 47% of the articles, and most of these studies signal a scale adopted by modeling tools and satellite images for mapping of its areas (51%). In general, the choice of scale for the analysis of ES is presented as adequate. It should be noted that the work of Costanza *et al.* (1997) and Watanabe and Ortega (2014) were the only ones to use a global spatial scale for the valuation of ESw. These authors emphasize the need for other assessments to complement and refine the results, such as survey data on local or regional scales to better understand the dynamics of land use change. According to Costanza *et al.* (2011), by using the values of biomes and ecosystems for valuation and extrapolation, the results at a global spatial scale may underestimate the real monetary value of ESw due to exclusion of biomes and ecosystems that could have high weights in the valuation.

On the other hand, the work done on a local scale (Fu *et al.*, 2014; Van Oort *et al.*, 2014) often cannot be generalized because the particularities found in these areas are not repeated at other scales. In order for this kind of result to be extrapolated, adjustments are needed and/or the coefficients of the results should be corrected according to the desired scale. A time scale was seen in 4% of the articles and used for the analyzing future scenarios. Reddy *et al.* (2015) used the time scale to assess the risk of future changes in ESw of water supply for industry. The authors concluded that the monetary value of ESw provisions should be added in the future due to the

increased provision of ESw for meeting industries demands. With this strategy, the best land use change solutions could be identified to prevent water scarcity. The authors did not consider the valuation of ESw in terms of the accumulation of the effects of these changes, which directly interferes in the ESw.

Articles that employ time-scale and develop scenarios can also identify the cumulative effects that human activities induce due to land use changes over time (Terra and Santos, 2012). These effects work directly on WR because land-use changes can cause a loss of ESw in terms of quality and quantity, or ESw gains can occur when the changes are related to the recovery of areas surrounding rivers, lakes or even watersheds.

There are still a few jobs using local and regional spatial scales that require analysis on time scales, indicating that the forces driving performance in determining the current landscape structure do not yet give due weight to the valuation of ESw.

3.6. QUALITY OF WR

Although the literature emphasizes that water quality should be regarded as one of the key attributes for assessing the quality of ESw, the results show that this indicator was reported in only 45% of the 49 examined articles. The use of parameters nitrate (Dodds *et al.*, 2013), nitrogenous compounds (La Notte *et al.*, 2015; Blumstein and Thompson, 2015) and turbidity (Van Houtven *et al.*, 2014) as biophysical indicators were used in only 5% of the articles.

The ESw that depend on water quality are highly valued by the community and of utmost importance for decision makers (Keeler *et al.*, 2012). However, there is no single function or index that has been developed in these studies to connect changes in water quality with changes in the supply of ESw. This problem limits the valuation of ESw, which may be underestimated or misinterpreted, not reaching a real valuation. Under this condition it is difficult to verify the water quality measured by both economic and ecological values, making it harder decision-making (Keeler *et al.*, 2012).

Water resources are sensitive to landscape changes and have been indicated as a good state indicator of landscape changes (Bates *et al.*, 2008). Therefore, it is crucial that the studies on ESw and water quality take into consideration both spatial and time scales.

3.7. QUANTITY OF WR

Water quantity was used as an indicator in 47% of articles for the valuation of ESw. Overall, this indicator was measured by the amount of rain or river water flowing on the

landscape and the modeling scenario was based on secondary data obtained through websites that provide local and regional weather data (Townsend *et al.*, 2012; Fu *et al.*, 2014; Fanaian *et al.*, 2015). The majority of the articles, 70% among those that mentioned the quantity of WR, used database for an indirect evaluation. The studies have employed indicators or indices that are extrapolated values and subjectively interpreted as ESw. A common example of indirect value is the type and conditions of the land use/land cover present in the vicinity of rivers and wetlands (Di Sabatino *et al.*, 2013; He *et al.*, 2015), subjectively translated as hydric service.

As expected, all of the research that incorporated the valuation of ESw, meaning the amount of water for supply or abundance of water to community, used the amount of river water as an indicator. The monetary valuation of the provision of ESw was carried out using different methods, such as modeling (Sánchez-Canales *et al.*, 2012), alternative cost analysis (Reddy *et al.*, 2015) and ecological valuation through hydrologic modeling, using recharge data and superficial drainage water (Byrd *et al.*, 2015). These works presented the quantity of WR as an indicator of economic development and analyzed scenarios of abundance and scarcity of ESw in terms of water provision to humans.

Another issue that stood out among the articles concerning the provision of ESw was its valuation in the generation of energy. The studies of Fu *et al.* (2014) and Reddy *et al.* (2015) discuss the importance of appreciating the ESw as filling the gap between the needs of industry and the environmental basic information generated by scientific research. These researchers claim there are few ESw valuation studies that meet the needs of the industrial sector. According to the authors, the water valuation only arises in this sector when there is a hydric scarcity. Furthermore, the studies make clear the need for adaptation of industries, municipalities, farmers and users to reduce the demand for water during periods when the provision of this resource is lower. Once again, we observed that the spatial and temporal scales are fundamental to a precise understanding of the analysis of ESw in different levels of spatial organization. The building of a database that considers the ES over different scales throws light on decision making for meeting the economic and social goals and the maintenance of ecological balance.

3.8. HABITAT/BIODIVERSITY

The habitat and biodiversity in waterways or wetlands was assessed in 24% of the articles using different indicators/indices, such as the quantity of native fish (Doods *et al.*, 2013; Li *et al.* 2014). Approximately 50% of these articles used habitat/biodiversity

to indirectly value ESw. In fact, these authors assume that the quality of habitat or biodiversity represents the ecosystems conservation condition (quality and quantity) and then they convert these assessments as ESw value (Ojeda *et al.*, 2008; Li *et al.*, 2014).

This way of extrapolation was used by most of the PES programs that use the amount of vegetation to pay landowners for conserving or recovering their riparian forests and springs, which produce water in bigger and better quantity (Stanton *et al.*, 2010). Extrapolations presented in these papers are not appraised.

In fact, the broad concept biodiversity and habitat involve the variety of life at different scales, directly influencing the magnitude, timing and continuity of matter and energy flows (Cardinale, 2012), which includes an understanding of the ecological functions that guarantee the permanence of a species. This complexity is much higher than what we can measure today in our studies on water services.

3.9. LANDSCAPE STRUCTURE

This was an important indicator used in 61% of the articles for the monetization of ecosystems and biomes. The papers that analyzed landscape structure related its value indirectly to the valuation of ESw through the use of indicators/indices such as agricultural area (Loomis *et al.* 2000), coverage of different successional stages of forest (Vincent *et al.*, 2015), and land use changes in the vicinity of the rivers (Brauman *et al.*, 2014). Most of the research that considered the landscape structure in the valuation of ESw also used the quantity (61%) and/or quality (39%) of water resources as an indicator (Comino *et al.*, 2014; De Groot *et al.*, 2012). No doubt, the valuation of ESw depends on the evaluation of types, quantity and configuration of land use/land cover which in turn can reply on the quality and quantity of resources (Brauman *et al.*, 2007). Thus, despite being a widely used principle, it is far from valuing all aspects of WR (Keeler *et al.*, 2012).

3.10. LAND USE AND LAND COVER CHANGES

The evolution of land use change was considered in only 6% of the 49 analyzed articles. In this context, there is the study of Feng *et al.* (2012), who analyzed the historical data of land use/land cover of the surrounding water bodies, and the research by La Notte *et al.* (2015), who studied nutrient retention in water. Su *et al.* (2012) developed a different way of evaluating changes over time through changes in biophysical indicators of water, inferring the "past of the water" to understand the present.

The contextualization of the performance of the driving forces throughout history to understand the recent landscape and outline the future is vital to value the ESw. We recognize that demands and WR provisions fluctuate over time. Without understanding variations that have occurred over the scale space-temporal, we can hardly predict future values.

3.11. FLOWS OF MATTER AND ENERGY

This attribute for the valuation of ESw was valued in 16% of the studies and was considered one of the most complex indicators to calculate. Research developed by Watanabe and Ortega (2011, 2014) is highlighted because they use biogeochemical flows for the valuation of water flow ESw. The calculations are complex because they include energy values at different scales, such as the global data stream in the atmosphere and the groundwater flow, which were converted to monetary values. The author's show that land use changes affect the recharge of aquifers and the groundwater flow and this indicator was utilized how land use factor (k_w) to calculate average annual soil loss for development of different scenarios for simulate monetary values of ESw. Thus, this can be an approach to valuing ESw, but it requires a survey of robust data in terms of space-time scale.

3.12. MULTIFUNCTIONALITY

ESw provided by various different landscape uses were evaluated in 37% of the articles. However, the ESw are treated individually without proper explanation of the multifunctionality among ESw. The studies do not present a state of balance among services either by taking into account of tradeoff, win-win (Howe *et al.*, 2014) or other forms of assessment. How different uses of a landscape could combine each other is a critical answer to properly evaluating ESW and can assist decision makers in defining actions for the planning of a particular area.

This attribute is an example of how the valuation of ESw should be judicious and careful. Analyzing the complex of the multifunctionality of a landscape and the multitude of ES in the valuation of the WH can avoid discrepancies with ESw valuation (Keeler *et al.*, 2012).

3.13. PUBLIC PARTICIPATION

Community participation in the valuation of ESw was observed in 22% of the articles in diverse forms of collaboration throughout the decision process. There were examples of participation of monetary valuation using a strategy of building scenarios (Van-

Houvtten *et al.*, 2014), model generation (Johnson *et al.*, 2012) and questionnaires (Tao *et al.*, 2012).

Identifying the most important ESw for a community can assist decision makers in defining strategies and actions for the recovery and/or conservation of WH (Loomis *et al.*, 2000), but this issue has not always been raised in the methodologies used for communities. Most of the ESw evaluated in the studies corresponds to services that the population can identify as useful for their lives, whether in quality or in quantity (Van-Houvtten *et al.* 2014), financial return as recreational ESw (Tao *et al.*, 2012), or agriculture (Andreopoulos *et al.*, 2015).

This approach is still a controversial topic due to importance of the values attributed to nature, which may influence decision-making and forge public policy (Loomis *et al.*, 2000; Ojea *et al.*, 2012; Keeler *et al.*, 2012), promoting undesirable consequences especially if the decision has focus on financial benefits. It is therefore crucial to clearly discuss the role of community and decision makers in the valuation of ESw, an issue not highlighted much in the selected articles. Therefore, to embrace the population, methodologies should be developed and applied based on scientific principles of natural science and must at least be replicable, flexible and primarily affordable (Bagstad *et al.*, 2013). To achieve these goals, the research must overcome the barriers imposed by variability of the human interest and uncertainties of valuation (Johnson *et al.*, 2012).

3.14. SCENARIOS

The construction of scenarios was used in 43% of the 49 articles analyzed; of these, 43% were constructed with the help of social actors. In most articles (58%) the scenario was developed by observing the current landscape structure and using the data to extrapolate future scenarios (Reddy *et al.*, 2014).

The scenarios can be used to identify possible losses or gains of ESw due to the effects of landscape changes (Keeler *et al.*, 2012). They help too the decision makers to select the best management actions for conservation or recovery of WR. This forecast also assists in indicating what actions are best and what investments are necessary, as well as where and when interferences should be carried out on the landscape to reduce changes to the supply of ESw. Thus, if the scenarios are developed properly, using proper tools and gauged data, this can be a way to connect ecological and economic values, to avoid losses and to identify the ecological gains of ESw. Despite recognizing the importance of these scenarios for environmental planning, the information available allow us to suggest that we do not have enough

knowledge to adopt, in practice, these scenarios and induce present or future valuation.

3.15. MANAGEMENT ACTIONS

Although this is a major theme for the recovery and conservation of ESw, management actions for WR were only identified in Loomis *et al.* (2000), who aimed to increase the supply of these services (Table 1.3).

The authors considered different scenarios using configurations of land use/land cover and applied questionnaires in the community to identify the best proposals, highlighting the importance of community-based decision-making. In this study, the management actions developed for ESw integrated ecological and socioeconomic systems to minimize risks and financial costs and to enhance environmental conservation. The definition of management actions in this study was extremely important in the analysis of quantity and quality of ESw. Set management actions based on scientific results may help decision-makers determine what can be done to recover, maintain and / or improve the production of ESw. Then, more studies are needed in this knowledge line.

3.16. MONITORING

There were no papers that presented monitoring proposals for any of the analyzed attributes. We expected to at least find proposals for monitoring the indicators/indices that were most commonly adopted, as parameters of quality water or amount of rainfall. The literature emphasizes that wherever scenarios are put into practice there will be the need to evaluate management actions - in quantity, in quality and periodicity, and the monitoring of HR will indicate the changes in the supply of ESw, both in speed and in intensity (Brauman *et al.*, 2008). If this monitoring does not happen, the ESw values could not be adjusted correctly in the near future.

4. CONCLUSION

There is no doubt about the growing interest of researchers in ES or the inclusion of water resources as a major area in ES valuation and exploration. The number of items and the variety of issues addressed by the international scientific literature aim at direction. However, a slightly more detailed analysis indicates that the number of research papers presents a false impression because there is still a major limitation in current knowledge. Few studies focus on WR as the main service to be measured and valued, and databases, although always available, mainly address secondary information at different scales. This fact may lead to an accumulation of errors due to

differences in sampling, methods, periodicity and type of analysis, reflecting the end value of the ESw, which, in most cases, is done with a payment incentive.

Furthermore, the proposed valuation of ESw still involves very different terminology, not presenting an axis where a robust and effective valuation methodology can converge, whether economic, ecological or ethical. Studies differ in their opinion of the conceptual scope of valuation, sometimes directly considering indicators/indices for WR measures, sometimes indirectly valuing them from indicators/indices of ecosystem structural characteristics where the WR is inserted, generating very distinct values. If there is not consensus on the methodological strategy, which gives value, there is no way to extrapolate fair values for society, as payment for ES aspires to do. Another remarkable feature of the current studies is the use of simplistic biophysical models that do not include in their content the main principles dictated by ES literature. There is a lack of historical context and analysis of the performance of the driving forces on the landscape, which could effectively explain the values of quality and quantity indicators for water in the databases. Evaluation and social participation, which determine the real conflicts and interests of the population, are restricted in most studies, a simple search query, to know how much the people would be willing to pay for the resource.

The models present results that are not tested and therefore cannot be assumed to be the "truth", which makes it difficult to reliably assign values. The tests in real time are reserved for PES models, but not for landscape modeling that expresses the complexity of processes and ecological functions pertaining to water.

There are few studies that reflect the values of ESw using aquatic biodiversity, multifunctionality or landscape flows that influence WR. With one exception among the evaluated studies, the results do not consider future management actions and monitoring, which could be used to evaluate the effectiveness of the values assigned to the ESw and which allow for long-term adjustments. Finally, the sum of these studies does not translate into strategies that toward a safe path to ESw valuation. They emphasize the water resources as key element of PES but the knowledge required to make a correct decision is still quite limited and immature. One may consider these studies to be the basis for dialogue between researchers, government and society, allowing comparative values, not necessarily monetary values. At present, values which show the importance of ensuring the ESw and of showing impact of water resources losses on human survival could be a more suitable way to be pursued.

5. ACKNOWLEDGMENTS

We would like to thank São Paulo Research Foundation (FAPESP) for the financial support to the project (Number 2013/08746-1). We are also grateful to researchers Dr. Jean Paul Metzger, Dr. Evandro Mateus Moretto and Leandro Reverberi Tambosi by contributions.

6. REFERENCES

- Albert, C., Aronson, J., Fürst, C., Opdam, P., 2014. Integrating ecosystem services in landscape planning: requirements, approaches, and impacts. *Landsc. Ecol.* 29, 1277–1285. doi:10.1007/s10980-014-0085-0
- Amiri, B.J., Nakane, K., 2009. Modeling the Linkage Between River Water Quality and Landscape Metrics in the Chugoku District of Japan. *Water Resour. Manag.* 23, 931–956. doi:10.1007/s11269-008-9307-z
- Andreopoulos, D., Damigos, D., Comiti, F., Fischer, C., 2015. Estimating the non-market benefits of climate change adaptation of river ecosystem services: A choice experiment application in the Aios basin, Greece. *Environ. Sci. Policy* 45, 92–103. doi:10.1016/j.envsci.2014.10.003
- Arias, M.E., Cochrane, T.A., Lawrence, K.S., Killeen, T.J., Farrell, T.A., 2011. Paying the forest for electricity: a modelling framework to market forest conservation as payment for ecosystem services benefiting hydropower generation. *Environ. Conserv.* 38, 473–484. doi:10.1017/S0376892911000464
- Bagstad, K.J., Semmens, D.J., Winthrop, R., 2013. Comparing approaches to spatially explicit ecosystem service modeling: A case study from the San Pedro River, Arizona. *Ecosyst. Serv.* 5, 40–50. doi:10.1016/j.ecoser.2013.07.007
- Bai, Y., Zheng, H., Ouyang, Z., Zhuang, C., Jiang, B., 2013. Modeling hydrological ecosystem services and tradeoffs: a case study in Baiyangdian watershed, China. *Environ. Earth Sci.* 70, 709–718. doi:10.1007/s12665-012-2154-5
- Balvanera, P., Pfisterer, A.B., Buchmann, N., He, J.-S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D., Schmid, B., 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services: Biodiversity and ecosystem functioning/services. *Ecol. Lett.* 9, 1146–1156. doi:10.1111/j.1461-0248.2006.00963.x
- Bates, B., Kundzewicz, Z.W., Intergovernmental Panel on Climate Change (Eds.), n.d. Climate change and water, IPCC Technical Paper; 6.
- Bennett, D.E., Gosnell, H., Lurie, S., Duncan, S., 2014. Utility engagement with payments for watershed services in the United States. *Ecosyst. Serv.* 8, 56–64. doi:10.1016/j.ecoser.2014.02.001

- Blumstein, M., Thompson, J.R., 2015. Land-use impacts on the quantity and configuration of ecosystem service provisioning in Massachusetts, USA. *J. Appl. Ecol.* 52, 1009–1019. doi:10.1111/1365-2664.12444
- Böck, K., Muhar, S., Muhar, A., Polt, R., 2015. The Ecosystem Services Concept: Gaps between Science and Practice in River Landscape Management. *GAIA - Ecol. Perspect. Sci. Soc.* 24, 32–40. doi:10.14512/gaia.24.1.8
- Bookchin, M., 1980. *Toward an Ecological Society*. Montreal: Black Rose Books.
- Bowles, S., 2008. Policies designed for self-interested citizens may undermine“ the moral sentiments”: Evidence from economic experiments. *science* 320, 1605–1609.
- Brauman, K.A., Daily, G.C., Duarte, T.K., Mooney, H.A., 2007. The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 32, 67–98. doi:10.1146/annurev.energy.32.031306.102758
- Brauman, K.A., Freyberg, D.L., Daily, G.C., 2014. Impacts of Land-Use Change on Groundwater Supply: Ecosystem Services Assessment in Kona, Hawaii. *J. Water Resour. Plan. Manag.*
- Byrd, K.B., Flint, L.E., Alvarez, P., Casey, C.F., Sleeter, B.M., Soulard, C.E., Flint, A.L., Sohl, T.L., 2015. Integrated climate and land use change scenarios for California rangeland ecosystem services: wildlife habitat, soil carbon, and water supply. *Landsc. Ecol.* 30, 729–750. doi:10.1007/s10980-015-0159-7
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D.S., Naeem, S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59–67. doi:10.1038/nature11148
- Chen, J., Sun, B.-M., Chen, D., Wu, X., Guo, L.-Z., Wang, G., 2014. Land Use Changes and Their Effects on the Value of Ecosystem Services in the Small Sanjiang Plain in China. *Sci. World J.* 2014, 1–7. doi:10.1155/2014/752846
- Comino, E., Bottero, M., Pomarico, S., Rosso, M., 2014. Exploring the environmental value of ecosystem services for a river basin through a spatial multicriteria analysis. *Land Use Policy* 36, 381–395. doi:10.1016/j.landusepol.2013.09.006
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital, 1997. *Nature*, 387, 253-260.

- Costanza, R., Daly, H., 1992. Natural capital and sustainable development. *Conservation Biology*, Vol. 6, No. 1. pp. 37-46.
- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S.J., Kubiszewski, I., Farber, S., Turner, R.K., 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Glob. Environ. Change* 26, 152–158.
doi:10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002
- Costanza, R., Kubiszewski, I., Ervin, D., Bluffstone, R., Boyd, J., Brown, D., Chang, H., Dujon, V., Granek, E., Polasky, S., others, 2011. Valuing ecological systems and services. *F1000 Biol. Rep.* 3.
- Dale, V.H., Brown, S., Haeuber, R.A., Hobbs, N.T., Huntly, N., Naiman, R.J., Riebsame, W.E., Turner, M.G., Valone, T.J., 2000. Ecological Principles and Guidelines for Managing the use of Land 1. *Ecol. Appl.* 10, 639–670.
- de Araujo Barbosa, C.C., Atkinson, P.M., Dearing, J.A., 2015. Remote sensing of ecosystem services: A systematic review. *Ecol. Indic.* 52, 430–443.
doi:10.1016/j.ecolind.2015.01.007
- De Groot, R., Brander, L., Van Der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., others, 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosyst. Serv.* 1, 50–61.
- de Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecol. Complex.* 7, 260–272.
doi:10.1016/j.ecocom.2009.10.006
- De Groot, R.S., Wilson, M.A., Boumans, R.M., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecol. Econ.* 41, 393–408.
- Di Sabatino, A., Coscieme, L., Vignini, P., Cicolani, B., 2013. Scale and ecological dependence of ecosystem services evaluation: Spatial extension and economic value of freshwater ecosystems in Italy. *Ecol. Indic.* 32, 259–263.
doi:10.1016/j.ecolind.2013.03.034
- Dodds, W.K., Perkin, J.S., Gerken, J.E., 2013. Human Impact on Freshwater Ecosystem Services: A Global Perspective. *Environ. Sci. Technol.* 47, 9061–9068. doi:10.1021/es4021052
- Doherty, E., Murphy, G., Hynes, S., Buckley, C., 2014. Valuing ecosystem services across water bodies: Results from a discrete choice experiment. *Ecosyst. Serv.* 7, 89–97. doi:10.1016/j.ecoser.2013.09.003

- Ehrlich, P.R., Mooney, H.A., 1983. Extinction, Substitution, and Ecosystem Services. *BioScience* 33, 248–254. doi:10.2307/1309037
- Eigenbrod, F., Anderson, B.J., Armsworth, P.R., Heinemeyer, A., Jackson, S.F., Parnell, M., Thomas, C.D., Gaston, K.J., 2009. Ecosystem service benefits of contrasting conservation strategies in a human-dominated region. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 276, 2903–2911. doi:10.1098/rspb.2009.0528
- Elsin, Y.K., Kramer, R.A., Jenkins, W.A., 2009. Valuing drinking water provision as an ecosystem service in the Neuse River Basin. *J. Water Resour. Plan. Manag.* 136, 474–482.
- Fanaian, S., Graas, S., Jiang, Y., van der Zaag, P., 2015. An ecological economic assessment of flow regimes in a hydropower dominated river basin: The case of the lower Zambezi River, Mozambique. *Sci. Total Environ.* 505, 464–473. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.10.033
- Fan, M., Shibata, H., 2014. Spatial and Temporal Analysis of Hydrological Provision Ecosystem Services for Watershed Conservation Planning of Water Resources. *Water Resour. Manag.* 28, 3619–3636. doi:10.1007/s11269-014-0691-2
- Farber, S.C., Costanza, R., Wilson, M.A., 2002. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecol. Econ.* 41, 375–392.
- Feng, X.Y., Luo, G.P., Li, C.F., Dai, L., Lu, L., 2012. Dynamics of ecosystem service value caused by land use changes in Manas River of Xinjiang, China. *Int. J. Environ. Res.* 6, 499–508.
- Fu, B., Wang, Y.K., Xu, P., Yan, K., Li, M., 2014. Value of ecosystem hydropower service and its impact on the payment for ecosystem services. *Sci. Total Environ.* 472, 338–346. doi:10.1016/j.scitotenv.2013.11.015
- Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P.L., Montes, C., 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecol. Econ.* 69, 1209–1218. doi:10.1016/j.ecolecon.2009.11.007
- Harrison, P.A., Berry, P.M., Simpson, G., Haslett, J.R., Blicharska, M., Bucur, M., Dunford, R., Egoh, B., Garcia-Llorente, M., Geamănă, N., Geertsema, W., Lommelen, E., Meiresonne, L., Turkelboom, F., 2014. Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. *Ecosyst. Serv.* 9, 191–203. doi:10.1016/j.ecoser.2014.05.006
- Harmáčková, Z., Vačkář, D. Modelling regulating ecosystem services trade-offs across landscape scenarios in Třeboňsko Wetlands Biosphere Reserve, Czech Republic. *Ecological Modelling*, 295, 207-215.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.10.003>

- Hattam, C., Atkins, J.P., Beaumont, N., Börger, T., Böhnke-Henrichs, A., Burdon, D., Groot, R. de, Hoefnagel, E., Nunes, P.A.L.D., Piwowarczyk, J., Sastre, S., Austen, M.C., 2015. Marine ecosystem services: Linking indicators to their classification. *Ecol. Indic.* 49, 61–75. doi:10.1016/j.ecolind.2014.09.026
- Häyhä, T., Franzese, P.P., Paletto, A., Fath, B.D., 2015. Assessing, valuing, and mapping ecosystem services in Alpine forests. *Ecosyst. Serv.* 14, 12–23. doi:10.1016/j.ecoser.2015.03.001
- He, J., Moffette, F., Fournier, R., Revéret, J.-P., Théau, J., Dupras, J., Boyer, J.-P., Varin, M., 2015. Meta-analysis for the transfer of economic benefits of ecosystem services provided by wetlands within two watersheds in Quebec, Canada. *Wetl. Ecol. Manag.* doi:10.1007/s11273-015-9414-6
- Helliwell, D.R., 1969. Valuation of wildlife resources. *Reg. Stud.* 3, 41–47. doi:10.1080/09595236900185051
- Hermann, A., Schleifer, S., Wrba, T., 2011. The concept of ecosystem services regarding landscape research: a review. *Living Rev Landsc. Res.* 5, 1–37.
- Howe, C., Suich, H., Vira, B., Mace, G.M., 2014. Creating win-wins from trade-offs? Ecosystem services for human well-being: A meta-analysis of ecosystem service trade-offs and synergies in the real world. *Glob. Environ. Change* 28, 263–275. doi:10.1016/j.gloenvcha.2014.07.005
- Hoyer, R., Chang, H., 2014. Assessment of freshwater ecosystem services in the Tualatin and Yamhill basins under climate change and urbanization. *Appl. Geogr.* 53, 402–416. doi:10.1016/j.apgeog.2014.06.023
- Johnson, K.A., Polasky, S., Nelson, E., Pennington, D., 2012. Uncertainty in ecosystem services valuation and implications for assessing land use tradeoffs: An agricultural case study in the Minnesota River Basin. *Ecol. Econ.* 79, 71–79. doi:10.1016/j.ecolecon.2012.04.020
- Keeler, B.L., Polasky, S., Brauman, K.A., Johnson, K.A., Finlay, J.C., O'Neill, A., Kovacs, K., Dalzell, B., 2012. Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 109, 18619–18624. doi:10.1073/pnas.1215991109
- King, R.: 1966, *Wildlife and man*, New York Conservationist 20, 8–11.
- Koschke, L., Van der Meulen, S., Frank, S., Schneidergruber, A., Kruse, M., Fürst, C., Neubert, E., Ohnesorge, B., Schröder, C., Müller, F., Bastian, O., 2014. Do You Have 5 Minutes To Spare? – The Challenges Of Stakeholder Processes In Ecosystem Services Studies. *Landsc. Online* 1–25. doi:10.3097/LO.201437

- Kremen, C., 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology?: Ecology of ecosystem services. *Ecol. Lett.* 8, 468–479.
doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00751.x
- Kosak, J., Iant, C., Shaik, S. Wang, G., 2011. The geography of ecosystem service value: The case of the Des Plaines and Cache River wetlands, Illinois. *Applied Geography*, 31, 303–311.
- Lamarque, P., Quétier, F., Lavorel, S., 2011. The diversity of the ecosystem services concept and its implications for their assessment and management. *C. R. Biol.* 334, 441–449. doi:10.1016/j.crv.2010.11.007
- La Notte, A., Liqueste, C., Grizzetti, B., Maes, J., Egoh, B.N., Paracchini, M.L., 2015. An ecological-economic approach to the valuation of ecosystem services to support biodiversity policy. A case study for nitrogen retention by Mediterranean rivers and lakes. *Ecol. Indic.* 48, 292–302. doi:10.1016/j.ecolind.2014.08.006
- Lele, S., 2009. Watershed services of tropical forests: from hydrology to economic valuation to integrated analysis. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 1, 148–155.
doi:10.1016/j.cosust.2009.10.007
- Lele, S., Springate-Baginski, O., Lakerveld, R., Deb, D., Dash, P., 2013. Ecosystem Services: Origins, Contributions, Pitfalls, and Alternatives. *Conserv. Soc.* 11, 343.
doi:10.4103/0972-4923.125752
- Liqueste, C., Maes, J., La Notte, A., Bidoglio, G., 2011. Securing water as a resource for society: an ecosystem services perspective. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 11, 247–259.
doi:10.2478/v10104-011-0044-1
- Li, X., Yu, X., Jiang, L., Li, W., Liu, Y., Hou, X., 2014. How important are the wetlands in the middle-lower Yangtze River region: An ecosystem service valuation approach. *Ecosyst. Serv.* 10, 54–60. doi:10.1016/j.ecoser.2014.09.004
- Locatelli, B., Imbach, P., Wunder, S., 2014. Synergies and trade-offs between ecosystem services in Costa Rica. *Environ. Conserv.* 41, 27–36.
doi:10.1017/S0376892913000234
- Loomis, J., Kent, P., Strange, L., Fausch, K., Covich, A., 2000. Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in an impaired river basin: results from a contingent valuation survey. *Ecol. Econ.* 33, 103–117.
- Maia, A.G., Romeiro, A.R., Reydon, B.P., 2004. Valoração de recursos ambientais—metodologias e recomendações. *Texto Para Discussão Inst. Econ.*
- Millennium Ecosystem Assessment (Program), 2003. *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment*. Island Press, Washington, DC.
- Montaña, I.O., Hevia, J.N., Gómez-Ramos, A., 2015. Restoration of badlands and natural

- capital: an application in Saldaña (Palencia, northern Spain). *Journal of Land Use Science*. doi: 10.1080/1747423X.2014.993340
- Naeem, S., Ingram, J.C., Varga, A., Agardy, T., Barten, P., Bennett, G., Bloomgarden, E., Bremer, L.L., Burkill, P., Cattau, M., Ching, C., Colby, M., Cook, D.C., Costanza, R., DeClerck, F., Freund, C., Gartner, T., Goldman-Benner, R., Gunderson, J., Jarrett, D., Kinzig, A.P., Kiss, A., Koontz, A., Kumar, P., Lasky, J.R., Masozera, M., Meyers, D., Milano, F., Naughton-Treves, L., Nichols, E., Olander, L., Olmsted, P., Perge, E., Perrings, C., Polasky, S., Potent, J., Prager, C., Quetier, F., Redford, K., Saterson, K., Thoumi, G., Vargas, M.T., Vickerman, S., Weisser, W., Wilkie, D., Wunder, S., 2015. Get the science right when paying for nature's services. *Science* 347, 1206–1207. doi:10.1126/science.aaa1403
- Nahlik, A.M., Kentula, M.E., Fennessy, M.S., Landers, D.H., 2012. Where is the consensus? A proposed foundation for moving ecosystem service concepts into practice. *Ecol. Econ.* 77, 27–35. doi:10.1016/j.ecolecon.2012.01.001
- Niemeijer, D., de Groot, R.S., 2008. A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecol. Indic.* 8, 14–25. doi:10.1016/j.ecolind.2006.11.012
- Ojea, E., Martin-Ortega, J., Chiabai, A., 2012. Defining and classifying ecosystem services for economic valuation: the case of forest water services. *Environ. Sci. Policy* 19-20, 1–15. doi:10.1016/j.envsci.2012.02.002
- Ojeda, M.I., Mayer, A.S., Solomon, B.D., 2008. Economic valuation of environmental services sustained by water flows in the Yaqui River Delta. *Ecol. Econ.* 65, 155–166. doi:10.1016/j.ecolecon.2007.06.006
- Patterson, T.M., Coelho, D.L., 2009. Ecosystem services: Foundations, opportunities, and challenges for the forest products sector. *For. Ecol. Manag.* 257, 1637–1646. doi:10.1016/j.foreco.2008.11.010
- Phaneuf, D.J., Smith, V.K., Palmquist, R.B., Pope, J.C., 2008. Integrating property value and local recreation models to value ecosystem services in urban watersheds. *Land Econ.* 84, 361–381.
- Pinto, R., de Jonge, V.N., Neto, J.M., Domingos, T., Marques, J.C., Patrício, J., 2013. Towards a DPSIR driven integration of ecological value, water uses and ecosystem services for estuarine systems. *Ocean Coast. Manag.* 72, 64–79. doi:10.1016/j.ocecoaman.2011.06.016
- Polizzi, C., Simonetto, M., Barausse, A., Chaniotou, N., Känkänen, R., Keränen, S., Manzardo, A., Mustajärvi, K., Palmeri, L., Scipioni, A., 2015. Is ecosystem restoration worth the effort? The rehabilitation of a Finnish river affects

- recreational ecosystem services. *Ecosyst. Serv.*
doi:10.1016/j.ecoser.2015.01.001
- Reddy, S.M.W., McDonald, R.I., S. Maas, A., Rogers, A., Girvetz, E.H., North, J., Molnar, J., Finley, T., Leathers, G., L. DiMuro, J., 2015. Finding solutions to water scarcity: Incorporating ecosystem service values into business planning at The Dow Chemical Company's Freeport, TX facility. *Ecosyst. Serv.*
doi:10.1016/j.ecoser.2014.12.001
- Roces-Díaz, J.V., Díaz-Varela, E.R., Álvarez-Álvarez, P., 2014. Analysis of spatial scales for ecosystem services: Application of the lacunarity concept at landscape level in Galicia (NW Spain). *Ecol. Indic.* 36, 495–507.
doi:10.1016/j.ecolind.2013.09.010
- Rodríguez, N., Armenteras, D., Retana, J., 2015. National ecosystems services priorities for planning carbon and water resource management in Colombia. *Land Use Policy* 42, 609–618. doi:10.1016/j.landusepol.2014.09.013
- Sachs, J.D., 2006. ENVIRONMENT: Investments Toward Sustainable Development. *Science* 312, 1002–1002. doi:10.1126/science.1124822
- Sánchez-Canales, M., López Benito, A., Passuello, A., Terrado, M., Ziv, G., Acuña, V., Schuhmacher, M., Elorza, F.J., 2012. Sensitivity analysis of ecosystem service valuation in a Mediterranean watershed. *Sci. Total Environ.* 440, 140–153.
doi:10.1016/j.scitotenv.2012.07.071
- Schröter, M., van der Zanden, E.H., van Oudenhoven, A.P.E., Remme, R.P., Serna-Chavez, H.M., de Groot, R.S., Opdam, P., 2014. Ecosystem Services as a Contested Concept: a Synthesis of Critique and Counter-Arguments: Ecosystem services as a contested concept. *Conserv. Lett.* 7, 514–523.
doi:10.1111/conl.12091
- Seifert-Dähnn, I., Barkved, L.J., Interwies, E., 2015. Implementation of the ecosystem service concept in water management – Challenges and ways forward. *Sustain. Water Qual. Ecol.* doi:10.1016/j.swaqe.2015.01.007
- Seppelt, R., Dormann, C.F., Eppink, F.V., Lautenbach, S., Schmidt, S., 2011. A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead: Priorities for ecosystem service studies. *J. Appl. Ecol.* 48, 630–636. doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01952.x
- Stanton, T., Echavarria, M., Hamilton, K., Ott, C., 2010. State of watershed payments: an emerging marketplace.
- Su, C., Fu, B.-J., He, C.-S., Lü, Y.-H., 2012. Variation of ecosystem services and human activities: A case study in the Yanhe Watershed of China. *Acta Oecologica* 44, 46–57. doi:10.1016/j.actao.2011.11.006

- Tancoigne, E., Barbier, M., Cointet, J.-P., Richard, G., 2014. The place of agricultural sciences in the literature on ecosystem services. *Ecosyst. Serv.* 10, 35–48. doi:10.1016/j.ecoser.2014.07.004
- Tao, Z., Yan, H., Zhan, J., 2012. Economic Valuation of Forest Ecosystem Services in Heshui Watershed using Contingent Valuation Method. *Procedia Environ. Sci.* 13, 2445–2450. doi:10.1016/j.proenv.2012.01.233
- Terra, T., Santos, R., 2012. Measuring cumulative effects in a fragmented landscape. *Ecol. Model.* 228, 89–95. doi:10.1016/j.ecolmodel.2012.01.001
- Terrado, M., Acuña, V., Ennaanay, D., Tallis, H., Sabater, S., 2014. Impact of climate extremes on hydrological ecosystem services in a heavily humanized Mediterranean basin. *Ecol. Indic.* 37, 199–209. doi:10.1016/j.ecolind.2013.01.016
- Townsend, P.V., Harper, R.J., Brennan, P.D., Dean, C., Wu, S., Smettem, K.R.J., Cook, S.E., 2012. Multiple environmental services as an opportunity for watershed restoration. *For. Policy Econ.* 17, 45–58. doi:10.1016/j.forpol.2011.06.008
- van den Belt, M., Blake, D., 2014. Ecosystem services in new Zealand agro-ecosystems: A literature review. *Ecosyst. Serv.* 9, 115–132. doi:10.1016/j.ecoser.2014.05.005
- Van Houtven, G., Mansfield, C., Phaneuf, D.J., von Haefen, R., Milstead, B., Kenney, M.A., Reckhow, K.H., 2014. Combining expert elicitation and stated preference methods to value ecosystem services from improved lake water quality. *Ecol. Econ.* 99, 40–52. doi:10.1016/j.ecolecon.2013.12.018
- van Oort, B., Bhatta, L.D., Baral, H., Rai, R.K., Dhakal, M., Rucevska, I., Adhikari, R., 2014. Assessing community values to support mapping of ecosystem services in the Koshi river basin, Nepal. *Ecosyst. Serv.* doi:10.1016/j.ecoser.2014.11.004
- Vidal-Abarca Gutiérrez, M.R., Suárez Alonso, M.L., 2013. Which are, what is their status and what can we expect from ecosystem services provided by Spanish rivers and riparian areas? *Biodivers. Conserv.* 22, 2469–2503. doi:10.1007/s10531-013-0532-2
- Vincent, J.R., Ahmad, I., Adnan, N., Burwell, W.B., Pattanayak, S.K., Tan-Soo, J.-S., Thomas, K., 2015. Valuing Water Purification by Forests: An Analysis of Malaysian Panel Data. *Environ. Resour. Econ.* doi:10.1007/s10640-015-9934-9
- Wang, G., Fang, Q., Zhang, L., Chen, W., Chen, Z., Hong, H., 2010. Valuing the effects of hydropower development on watershed ecosystem services: Case studies in the Jiulong River Watershed, Fujian Province, China. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 86, 363–368. doi:10.1016/j.ecss.2009.03.022

- Watanabe, M.D.B., Ortega, E., 2014. Dynamic emergy accounting of water and carbon ecosystem services: A model to simulate the impacts of land-use change. *Ecol. Model.* 271, 113–131. doi:10.1016/j.ecolmodel.2013.03.006
- Watanabe, M.D.B., Ortega, E., 2011. Ecosystem services and biogeochemical cycles on a global scale: valuation of water, carbon and nitrogen processes. *Environ. Sci. Policy* 14, 594–604. doi:10.1016/j.envsci.2011.05.013
- Willaarts, B.A., Volk, M., Aguilera, P.A., 2012. Assessing the ecosystem services supplied by freshwater flows in Mediterranean agroecosystems. *Agric. Water Manag.* 105, 21–31. doi:10.1016/j.agwat.2011.12.019
- Wilson, M.A., Howarth, R.B., 2002. Discourse-based valuation of ecosystem services: establishing fair outcomes through group deliberation. *Ecol. Econ.* 41, 431–443.
- Zander, K.K., Straton, A., 2010. An economic assessment of the value of tropical river ecosystem services: Heterogeneous preferences among Aboriginal and non-Aboriginal Australians. *Ecol. Econ.* 69, 2417–2426. doi:10.1016/j.ecolecon.2010.07.010
- Zhao, D., Liu, J., 2015. A new approach to assessing the water footprint of hydroelectric power based on allocation of water footprints among reservoir ecosystem services. *Phys. Chem. Earth Parts ABC* 79-82, 40–46. doi:10.1016/j.pce.2015.03.005

Tables

Table 1.1. Definition of valuation categories

Categories	Definition
Economic valuation	The monetization and trading of ESw from an economic perspective (Gómez-Baggethun <i>et al.</i> , 2010)
Ecological valuation	The valuation of ESw based on ecosystem or biophysical attributes of water resources (Farber <i>et al.</i> , 2002)
Socio-economic valuation	The valuation of ESw based on attributes of different social and cultural groups observed based on a cultural-social conservation perspective (Wilson and Howarth, 2002)
Ethical valuation	The valuation of ESw with the inclusion of the "moral sentiments" of the population (Bowles, 2008).
Mixed valuation	The valuation of more than one category in the final value of ESw.

Table 1.2. Principles and objectives of the ESw analysis

Principles	Indicators that reflect the principles of ESw valuation	Goals
Background knowledge	Datasets	Organize and document the collections of data to value ESw
	Indicators and indices	Select variables based on relevant scientific principles that have a close connection with ESw, i.e., that are sensitive to their status, indicate their quality, and illuminate the reasons for changes and future trends; furthermore, they should be able to summarize, simplify and facilitate the interpretation, access and communication about researcher opinions.
	Scale	Identify appropriate spatial and temporal scales for representing the ESw that are consistent with their ecosystem functions.
Conditions of water resources	Quality of water resources	Ensure that the ESw contains in its evaluation, the quality status of water resources, considering the fluctuations of that quality over time.
	Quantity of water resources	Ensure that the ESw contains in its evaluation the amount of water resource changes over time.
	Habitat/biodiversity	Evaluate the presence and quality of habitats and biodiversity of aquatic fauna and flora, relating them to the quality of water resources (WR).
Structure and landscape dynamics	Landscape structure	Ensure that the types of land use and the landscape configuration are considered as elements that guide the final ESw value.
	Continue	

	History	Assess the type and speed of changes in landscape structure to include them as support elements in the assessment of the current ESw situation.
	Flows of matter and energy	Identify the types and speed of matter and energy flows and assess its influence on the direct availability of WR.
	Multifunctionality	Identify possible multiple uses that come from functional landscape diversity and types of interaction with the ESw.
Intervening factors for decision making	Public participation (or social control)	Investigating whether the ESw of the most interest to communities are being included in the ES valuation and whether there is community participation in the decision-making process.
	Scenario building	Define the ideal scenario or the best possible scenarios obtained from the highest values of ecosystem of ESw, exploring land use options in a spatial analysis and future consequences for water resources.
	Management actions	Define effective alternatives to improve and/or to conserve water resources and their ES.
Control and management	Monitoring	Define WR monitoring strategies to identify the results of improvements on the quality of ESw and enable the adjustment of changing actions.

Table 1.3. Management actions proposed to increase the supply of ESw

Actions	Goals
Create a "conservation easement" area of 45 miles (or 300,000 hectares) along the river	Expand the area of recovery and conservation surrounding the river
Restore native vegetation along the river in the form of protective buffers	Reduce erosion; increase natural water purification with vegetation; improve the water and habitat quality; increase the populations of native fish; provide public access to natural areas restored to wildlife viewing, including five miles of hiking trails
Eliminate agricultural and livestock land in the vegetation protection area	Reduce the river water consumption and decrease grazing area for cattle
Reduce water diversions for agriculture by 50%	Increase the water flow from 17 to 42%

Figures

Figure 1.1. Terms used and predominance in reference to ecosystem services

Figure 1.2. Percentage of publications by the six periodicals that publish most on ES and ESw

Figure 1.3. A. The solid black line represents the percentage of publications with the selected research terms over the designated years; the gray line represents the percentage of articles with the ESw theme; the red line represents the exponential trend line of the publications; the dotted stretches of black and gray lines represent projection data; MEA marks the year of publication of the Millennium Ecosystem Assessment. B. The percentage of articles concerning the valuation of ESw.

Supplementary material

Appendix 1

ES list based on De Groot *et al.* (2002), MEA (2005)

Categories and Services Related

Function
<ul style="list-style-type: none"> •Soil formation (function responsible for providing ecosystem services related to soil productivity and maintaining your balance) •Cycling of nutrients (nutrient flow through ecosystems; this function is related to the processes of mineralization and decomposition) •Primary production (formation of biological material through photosynthesis by plants and assimilation of nutrients ;in aquatic environments is related to the production of algae, on the ground can be related to productivity above ground) •Water cycle (water flow through ecosystems in its solid, liquid and gaseous forms)

Regulation	<ul style="list-style-type: none"> •Erosion control / soil retention and sediment •Pollination •Regulation of disease / biological control •Regulation of soil quality •Regulatory disorders •Water purification (self-purification of rivers) •Water regulation (maintenance of hydrological flow)
<ul style="list-style-type: none"> •Climate regulation •Disease regulation/ biological control •Disturbance prevention •Control of erosion and retention of soil and sediments •Effluent treatment (includes detoxification and decomposition of waste services) •Gas regulation •Genetic resources 	

Provision	<ul style="list-style-type: none"> •Food - hunting •Food - pasture •Raw material – fiber •Raw material - for manufactured •Raw material - fuel (biomass or mineral) •Raw material – leather •Raw material - resins 	<ul style="list-style-type: none"> •Raw material – sand •Raw material - wood •Raw materials - biochemical and drugs •Refuge •Water supply (quantity) •Water supply (water quality)
<ul style="list-style-type: none"> •Export organic matter •Food – hunting •Food - agriculture •Food - aquaculture •Food - crops •Food - fishing •Food - grassland 		

Cultural	<ul style="list-style-type: none"> •Education/ scientific research •Existence •Inspiring •Recreational and ecotourism •Spiritual and religious
<ul style="list-style-type: none"> •Aesthetic •Belonging (feeling of belonging to somewhere) •Cultural heritage 	

Appendix 2

Appendix 2					
	Authors	Valuation categories	Type valuation	ESw	Valuation tools/valuation methods
1	Loomis et al., 2000	Economic valuation	Indirect valuation	dilution of wastewater natural purification of water erosion control habitat recreation use	contingent valuation method
2	Johnson et al., 2012	Economic valuation	Indirect valuation	provision of clean water	InVEST
3	La Notte et al., 2015	Mixed valuation	Indirect valuation	purification of water	GREEN - in-stream nitrogen retention
4	Doherty et al., 2014	Economic valuation	Indirect valuation	water health water quality recreation use	non-market valuation willingness to pay
5	Reddy et al., 2015	Economic valuation	Indirect valuation	provision of water	alternative cost methods cost-benefit analysis water availability model
6	Van Houtven et al., 2014	Economic valuation	Indirect valuation	water quality	water quality modeling experts validation
7	Li et al., 2014	Mixed valuation	Indirect valuation	water supply sailing flood control water quality improvement recreation and tourism cultural	market value method market value method shadow project method avoided cost method travel cost method benefit transfer method
8	Comino et al., 2014	Economic valuation	Indirect valuation	provision of water	willingness to pay
9	Tao et al., 2012	Economic valuation	Direct valuation	protection of water resources	contingent valuation method
10	De Groot et al., 2012	Economic valuation	Indirect valuation	provision of water water flow regulation	monetary valuation

Continue

	Authors	Valuation categories	Type valuation	ESw	Valuation tools/valuation methods
11	Kosak et al., 2011	Economic valuation	Indirect valuation	water regulation water supply	distance decay functions meta-analysis
12	Ojeda et al., 2008	Economic valuation	Direct valuation	habitat recreation use	contingent valuation method willingness to pay
13	Elsin et al., 2009	Economic valuation		drinking water provision	benefit transfer method
14	Di Sabatino et al., 2013	Economic valuation	Indirect valuation	freshwater	CORINE
15	He et al., 2015	Economic valuation	Indirect valuation	goods and services flow	meta-analysis benefit transfer method
16	Fu et al., 2014	Economic valuation	Indirect valuation	hydropower	Tradeoffs-InVEST
17	Zander e Straton, 2010	Economic valuation	Indirect valuation	cultural recreation use	questionnaires willingness to pay
18	Xie et al., 2013	Mixed valuation	Indirect valuation	water conservation	CSLE, others
19	Willaarts et al., 2012	Ecologic valuation	Indirect valuation	recreation use aquatic biodiversity freshwater hydropower water flow regulation	Balance MED interviews
20	Watanabe e Ortega, 2014	Economic valuation	Direct valuation	groundwater recharge evapotranspiration	hydro-carbon model
21	Watanabe e Ortega, 2011	Economic valuation	Direct valuation	water flow	emergy-based valuation of biogeochemical flows
22	Wang 2010	Economic valuation	Direct valuation	water supply hydroelectric power flood regulation water regulation sailing	shadow project method market value method shadow price method opportunity cost approach market value method
23	Gutiérrez e Alonso, 2013	Ecologic valuation	Direct valuation	freshwater water regulation water quality	rank of importance
24	Van-Oort et al., 2014	Socio-economic valuation	Direct valuation	water quality water quantity irrigation	questionnaires mapping

Continue

	Authors	Valuation categories	Type valuation	ESw	Valuation tools/valuation methods
25	Townsend et al., 2012	Economic valuation	Indirect valuation	freshwater	hydrological-land-use-economic
26	Terrado et al., 2014	Ecologic valuation	Indirect valuation	water provisioning - drinking water water purification - NP retention water provisioning - hydropower production erosion control	InVEST
27	Su et al., 2012	Ecologic valuation	Indirect valuation	water conservation	Amount of water conserved by water intercepted by vegetation canopy, water absorption by litter and water stored by soil under vegetation
28	Sánchez-Canales et al., 2012	Economic valuation	Indirect valuation	provision of water	InVEST
29	Rodríguez et al., 2015	Ecologic valuation	Direct valuation	provision of water water flow regulation	modelling
30	Andreopoulos et al., 2015	Socio-economic valuation	Indirect valuation	irrigation recreation use hydropower	willingness to pay
31	Arias et al., 2011	Economic valuation	Indirect valuation	hydropower	FOR-POWER framework
32	Bagstad et al., 2013	Socio-economic valuation	Indirect valuation	provision of water	ARIES INVEST
33	Bai et al., 2013	Economic valuation	Indirect valuation	hydropower	InVEST
34	Brauman et al., 2014	Mixed valuation	Indirect valuation	provision of water	biophysics models economic models INVEST
35	Byrd et al., 2015	Ecologic valuation	Direct valuation	provision of water	average recharge and runoff
36	Costanza et al., 2014	Economic valuation	Indirect valuation	water regulation provision of water	monetary valuation
37	Doods et al., 2013	Ecologic valuation	Direct valuation	water quality water supply	human freshwater impact
38	Fan and Shibata, 2014	Ecologic valuation	Direct valuation	provision of water irrigation hydropower domestic use	hydrological models cost zonation models economic assessment
39	Feng et al., 2012	Economic valuation	Indirect valuation	provision of water	market valuation
40	Hoyer et al., 2014	Ecologic valuation	Indirect valuation	provision of water	InVEST

Continue

	Authors	Valuation categories	Type valuation	ESw	Valuation tools/valuation methods
41	Liquete et al., 2011	Mixed valuation	Indirect valuation	purification of water	replacement cost biophysics assessment
42	Montaña et al., 2015	Economic valuation	Indirect valuation	water quality	método de custo evitado
43	Blumstein e Thompson, 2015	Ecologic valuation	Direct valuation	hidrologic regulation purification of water	InVEST
44	Böck et al., 2015	Economic valuation	Indirect valuation	provision of water	interviews
45	Fanaian et al., 2015	Economic valuation	Indirect valuation	hydropower irrigated agriculture fisheries tourism flood regulation	adjusted market price cost avoided
46	Harmáckova e Vackár, 2015	Ecologic valuation	Indirect valuation	water quality	InVest
47	Hayha et al., 2015	Mixed valuation	Indirect valuation	fresh water	biophysical assessment market value of domestic water
48	Zhao e Liu, 2015	Economic valuation	Direct valuation	hydroelectricity water supply aquaculture navigation flood control recreation use	market valuation market valuation market valuation market valuation damage cost avoided travel cost method
49	Vicent et al., 2015	Economic valuation	Direct valuation	purification of water	econometric analysis

Continue

Continuation Appendix 2

	Background knowledge			Conditions of water resources			Structure and landscape dynamics				Intervening factors for decision making			Control and management
	Datasets	Indicator and indices	Scale	Quality of water resources	Quantity of water resources	Habitat/biodiversity	Landscape structure	History	Flows of matter and energy	Multifunctionality	Public participation (or social control)	Scenario building	Management actions	Monitoring of water resources
1	X	X	X							X	X	X	X	
2	X	X		X			X				X	X		
3	X	X	X	X				X				X		
4	X	X		X						X		X		
5	X	X			X							X		
6		X	X	X		X					X	X		
7	X	X	X	X	X	X	X			X				
8		X	X	X	X		X							
9	X	X		X							X	X		
10	X	X		X	X		X			X	X			
11		X	X							X		X		
12	X	X				X				X	X	X		
13	X	X		X	X									
14	X	X	X		X		X							
15	X		X			X	X		X					
16	X	X	X		X		X							
17		X		X		X				X				
18	X	X		X	X		X					X		
19		X	X		X		X		X	X				
20	X	X	X		X		X		X	X		X		

Continue

Continuation Appendix 2

	Background knowledge			Conditions of water resources			Structure and landscape dynamics				Intervening factors for decision making			Control and management
	Datasets	Indicator and indices	Scale	Quality of water resources	Quantity of water resources	Habitat/biodiversity	Landscape structure	History	Flows of matter and energy	Multifunctionality	Public participation (or social control)	Scenario building	Management actions	Monitoring of water resources
21		X	X						X					
22	X	X	X		X				X	X				
23	X	X				X	X			X				
24	X	X	X	X	X	X	X			X	X	X		
25	X			X	X		X							
26	X	X	X	X	X	X	X		X	X				
27		X		X	X		X	X						
28	X	X	X		X						X	X		
29	X	X	X				X			X				
30	X						X			X	X	X		
31		X					X			X				
32	X	X	X	X	X							X		
33	X	X	X	X								X		
34		X			X		X		X		X	X		
35		X	X		X		X					X		
36		X	X			X								
37	X	X	X	X	X					X				
38		X			X		X			X				
39							X	X						
40	X	X			X		X					X		
41		X	X				X							
42		X		X										
43		X		X		X	X		X					
44	X	X									X			
45	X	X			X	X	X					X		
46		X	X	X			X					X		
47		X												
48		X		X		X								
49	X	X				X	X							

Capítulo 2

Seleção de gradientes e réplicas de paisagens em amplas extensões territoriais: uma proposta metodológica

Autores: Hackbart, V.C.S.; Castilho, C.S. e Santos, R.F.

1. Introdução

Bacias hidrográficas têm sido utilizadas amplamente como unidades de planejamento ambiental, pois são sistemas naturais bem definidos, onde, com os impulsos de chuva, ocorre o balanço entre entradas e saídas de água (Carmo e Silva, 2010). Como consequência, ocorre também o balanço dos fluxos químicos e biológicos, que carregam a maior parte das informações sobre a conservação ou a degradação da superfície contidas em seus limites (Santos, 2004; Coelho Netto e Avelar, 2007; Porto e Porto, 2008).

Muitos pesquisadores têm usado sistemas de informações geográficas (SIG) numa tentativa de tentar reproduzir a complexidade das interações de usos da terra em bacias hidrográficas, de forma a avaliar as consequências das mudanças dos usos de terra (Coelho Netto 2005; Kiehle, 2006; Coelho Netto *et al.* 2007; Bertolo *et al.*, 2009). Para tanto, metodologicamente, costuma ser necessário definir bacias hidrográficas como unidades espaciais amostrais replicadas, ou seja, conjuntos que assegurem controle sobre variáveis físicas, mas que contenham um gradiente de uso e ocupação da terra. Esse tem sido um dos principais desafios, parte fundamental do processo de planejamento ambiental, mas de difícil obtenção já que escalas mais amplas de trabalho costumam conduzir os estudos para menor adequabilidade amostral, em número e réplicas, com menores possibilidades de testar hipóteses e maior generalização de resultados. No entanto, é comum que os planejamentos observem a bacia hidrográfica como uma unidade isolada, sem paralelos com controles e réplicas, não permitindo efetivas comparações, estatisticamente comprovadas. São apresentadas, desta forma, unidades como configurações únicas dos tipos de usos, desprezando-se a necessidade de haver reprodutividade amostral, pelo menos para a quantidade de tipos de usos, de forma a garantir a repetitividade e confiabilidade das respostas observadas (McGarigal e Cushman 2002; Teixeira *et al.*, 2009).

As réplicas e controles são essenciais, principalmente quando precisamos reconhecer gradientes de usos que possam representar e comparar condições presentes em locais distintos, de paisagens totalmente preservadas até o total uso humano de um território (Bowers e Doodley, 1999; Ims, 2005).

Desta forma, defendemos que para o sucesso de um plano ambiental, se faz necessário superar metodologicamente essas limitações, de forma a avaliar e comparar múltiplas condições de paisagens, cada qual com sua complexidade de interações entre usos humanos e sistemas naturais. Planejamentos de paisagem que necessitam interpretar esses gradientes entre uso e conservação necessitam trabalhar com um grande esforço amostral, devidamente delineado para a confiabilidade dos resultados que conduzem a tomada de decisão.

Nessa direção, este estudo objetivou desenvolver um método espacial que possa indicar, em amplas regiões, gradientes e réplicas experimentais de paisagens, considerando sua fácil aplicabilidade para planejadores e fácil compreensão pelos agentes sociais.

a. Objetivo: desenvolver um modelo que permita selecionar bacias hidrográficas dentro de gradientes de uso e ocupação da terra e em condições controladas do meio físico, para que possam ser utilizadas como unidades amostrais comparáveis, como controles e réplicas, de forma a testar relações teóricas em experimentos sob amplas escalas.

b. Objeto: grandes extensões territoriais de estrutura heterogênea.

c. Proposta conceitual: Uma importante questão para o planejamento é entender como as mudanças do uso da terra conduzem a perda de funções e interações ecológicas. Além disso, deve pressupor as consequências dessas mudanças em cenários futuros. O quadro de alterações das funções ecológicas ou de interações entre elementos da paisagem pode ser hipoteticamente idealizado se for possível construir gradientes de situações de usos dentro de uma região que mantém características comuns, ou seja, com controle de variáveis. No entanto, a confiabilidade das extrapolações dadas pela comparação entre paisagens exige adequação amostral, em número e réplicas de cada faixa do gradiente avaliado. Esse é o caminho adequado para testar hipóteses e generalizar os resultados em análises espaciais, fornecendo interpretações seguras de cenários prováveis e orientando tomadas de decisão sobre futuras condições de usos para as paisagens planejadas.

d. Estrutura: O método apresenta duas fases, conforme esquematizado na Figura 2.1. Inicialmente é necessário construir o recorte metodológico que servirá como fonte de controle das amostras da paisagem. Neste modelo pressupõem-se três critérios: (i) seleção da ordem da bacia hidrográfica dada pela composição da rede de drenagem; (ii) seleção dos tipos de uso que serão combinados com o gradiente dado pelas quantidades de sistemas naturais; (iii) variáveis do meio físico que deverão ser constantes para todo o gradiente dado pelos sistemas naturais e usos.

Figura 2.1. Detalhamento das duas fases do método de seleção de gradientes e réplicas de paisagens

Na fase 1 do método mapeia-se em SIG a área de estudo de acordo com a legenda pré-definida e de acordo com o objetivo do estudo. A esse mapeamento deve ser adicionado, por intersecção (*Insert*, ArcGis 10.2), um *layer* de hexágonos construído por meio da ferramenta *patch analyst* (Rempel *et al.*, 2012), de forma a definir unidades no território que possam ser identificadas por tipos de usos e pelas quantias relativas (hectares e percentagens) de cada uso. O tamanho dos hexágonos utilizados depende da extensão territorial, resolução das imagens trabalhadas e grau de generalização esperado pelo planejamento. Assim, nesta malha de hexágonos intersectados são identificados os percentuais dos tipos de uso e cobertura da terra definidos na legenda do mapeamento (*patch analyst_spatial statistics*). Aqueles hexágonos que possuem a combinação esperada de usos, pelo tipo e percentagem, devem ser destacados no banco de dados, assim tanto o gradiente quanto as réplicas hexagonais podem ser identificadas.

A fase 2 é executada com o objetivo de identificar o sentido do fluxo de água através da ferramenta *Hydrology* do SIG ArcGis 10 (*flow direction*) e de extrair a rede de drenagem da área total de estudo a partir de imagens com dados de altimetria, como do *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM, Rabus et al., 2003). A sequência de comandos em SIG para obtenção da rede é: *Hydrology _Fill* (produção de *grid*); *Hydrology _Flow Direction* (que identifica a direção do fluxo da água); *Hydrology _Flow accumulation* (cria um *raster* com a informação do fluxo de água acumulado); *Hydrology _Conditional* (fixa o tamanho do pixel). Quanto menor o valor dos *pixels*, maior a quantidade de feições de drenagens geradas. O passo seguinte consiste em gerar um *shape* de drenagens (*Hydrology _Stream to feature*) a partir do *raster* da etapa anterior, criando um *shape* de pontos (pontos adicionados na foz de cada curso de água de interesse da pesquisa). A ferramenta *Hydrology _Watershed* delimita as bacias hidrográficas para cada ponto demarcado. A conversão do *raster* das bacias em polígonos é feita pela ferramenta *Hydrology _Conversion tools*. Caso seja necessário refazer a delimitação de novas bacias hidrográficas, retorna-se ao *shape* de pontos, no modo *Editor*, para inserção de novos pontos, retomando o procedimento (*Loop*, Figura 2.2).

A etapa seguinte é produzir uma intersecção entre o mapa da malha de hexágonos com as bacias hidrográficas e as variáveis de controle, como relevo ou solo (comando *Insert*), dois a dois, gerando as réplicas que formam o gradiente.

2. Aplicação do modelo em um estudo de caso: O vale do Paraíba do Sul

2.1 Área de estudo

O Vale do Paraíba do Sul foi escolhido para aferir o método porque é uma ampla região (cerca de 1.500mil hectares) de suma importância econômica e ambiental para o país, com um intenso processo de uso humano que causa a degradação ambiental pelo uso exacerbado dos recursos naturais (Marengo e Alves 2005; Castilho *et al.*, 2015). A área de estudo localiza-se dentro do bioma Mata Atlântica, em altitudes médias entre 700 a 1300m, com solos, predominantemente, dos tipos Podzólico Vermelho-Amarelo álico e Latassolo Vermelho-Amarelo álico (Radam Brasil, 1983).

Ela está inserida dentro de um dos cinco *hotspots* de biodiversidade do mundo, mas seus fragmentos florestais vêm sendo extremamente ameaçados (Silva e Casteleti 2003; Myers *et al.* 2013; Rezende *et al.* 2015). As forças de mudança nos últimos anos atuaram semelhantemente ao longo das cadeias montanhosas, reproduzindo combinações repetidas de mesmos usos nas mais diferentes configurações.

2.2 Mapeamento do uso da terra e cobertura vegetal

Definiu-se uma legenda (Material suplementar, Tabela 2.1) cujas classes representassem, pelo menos cobertura florestal e dois tipos predominantes de uso da terra: reflorestamento e campo antrópico. O mapeamento utilizou imagens orbitais digitais multiespectrais SPOT 2007/2009 obtidas através da Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo, em formato GEOTIFF, composição colorida RGB. As imagens foram ortorretificadas com resolução espacial de 2,5m no sistema de projeção Universal Transversa de Mercator (UTM) e Datum SIRGAS2000. Foi realizada interpretação visual em SIG ArcGis 10.2 (ESRI, 2014), escala 1:50.000. A confiabilidade do mapeamento (Figura 2.2) foi obtida através da aferição de 25 pontos aleatórios em campo (92%).

Dados espaciais da malha hidrográfica (*SRTM*) foram obtidas no Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)¹, e os tipos de solo e declividade foram obtidos no Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE)². Todos os dados foram reprojatados para o Datum SIRGAS 2000, sistema de coordenadas UTM zona 23S.

¹ <http://www.dsr.inpe.br/topodata/>

² ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapeamento_sistematico/topograficos/escala_50mil

Figura 2.2. Mapeamento da área de estudo

2.3 Delimitação e seleção das bacias hidrográficas

Para a delimitação e seleção de bacias hidrográficas foi criado um *shape* de hexágonos de 5.000 ha (Figura 2.3A) e, com a ferramenta *Insert*, o mapa de uso da terra (Figura 2.2) foi inserido na malha de hexágonos. O *shape* resultante foi utilizado para calcular o percentual de Floresta Ombrófila em estágio sucessional médio/avançado de sucessão (Figura 2.3B), campo antrópico (Figura 2.3C) e silvicultura (Figura 2.3D) em cada hexágono (*Patch Analyst*).

Figura 2.3. A. Malha de hexágonos de 5000ha. B. Percentuais por hexágono de floresta em estágio médio/avançado de sucessão. C. Percentuais por hexágono de campo antrópico. D. Percentuais por hexágono de silvicultura

Para identificar áreas potenciais a formação de um gradiente entre conservação florestal e tipos de uso foram somados os valores percentuais em cada hexágono (floresta+campo antrópico; floresta+silvicultura), gerando um novo *shape* (Figura 2.4).

Foi possível identificar que, entre os 339 hexágonos da área de estudo, 39,5% contemplavam os três tipos de uso e cobertura da terra em diversas combinações percentuais de cobertura. Essa somatória apresentada no banco de dados foi utilizada como base para a seleção de bacias hidrográficas que representassem o gradiente pré-determinado (Figura 2.2).

Figura 2.4. Hexágonos contendo a soma dos percentuais de Floresta em estágio médio/avançado de sucessão, campo antrópico e silvicultura.

Na etapa seguinte foi aplicada toda a seqüência de comandos descritos para a ferramenta *Hydrology* de forma a obter o *shape* de bacias hidrográficas. Foi fixado o valor de cada pixel em (25), de maneira que a rede de drenagem fosse detalhada, já que o propósito era expressar bacias de segunda e terceira ordem. Foram delimitadas 550 bacias hidrográficas (Figura 2.5).

Figura 2.5. Bacias hidrográficas de 2ª e 3ª ordem delimitadas entre as Serras do Mar e da Mantiqueira.

Foram sobrepostos por *Intersect* os *shapes* de hexágonos (Figura 2.4), de bacias hidrográficas (Figura 2.5), e de tipos de solo e declividade (Figura 2.6A e B). Entre as 550 bacias hidrográficas, somente 113 bacias apresentaram repetições randômicas do gradiente de tipos de usos, interpretadas como amostras potenciais para controle e réplicas (Figura 2.7).

Figura 2.6. Tipos de solo (A) e declividades da área de estudo (B).

Figura 2.7. Bacias hidrográficas com características semelhantes de solo, declividade e gradientes percentuais de uso e cobertura da terra.

As 113 bacias foram aferidas por imagem de satélite e confirmação de campo. Elas foram ordenadas por contribuição quantitativa de classes somadas e selecionadas de forma a fornecer uma distribuição linear entre floresta e usos (Figura 2.8). Esse procedimento definiu 27 bacias hidrográficas, consideradas potenciais repetições de intervalos percentuais de tipo de cobertura (réplicas) e de áreas com valores de floresta acima de 80% (controle) (Figura 2.9).

Figura 2.8. Gradientes selecionados para as bacias hidrográficas. Linhas tracejadas indicam a relação linear entre os gradientes.

Figura 2.9. As 27 bacias selecionadas. Números iguais indicam as potenciais réplicas dentro de um mesmo intervalo percentual (1: 0-10%; 2: 11-30%; 3: 31-60%; 4: 61-80%; 5: bacias controle).

3. Considerações sobre o método

A utilização de hexágonos em grandes áreas se mostrou eficiente na busca de áreas potenciais de interesse com características específicas, como os três tipos de uso utilizados neste estudo. Esta técnica já foi parcialmente utilizada em outros trabalhos com diferentes objetivos, mas sempre visando a criação de uma malha que criasse uma maior interconexão entre as unidades de análise (Bertolo *et al.*, 2009; Birch *et al.*, 2007; Mateucci e Silva, 2005). Bertolo *et al.* (2009) também utilizou *shapes* de hexágonos para avaliar as mudanças de uso da terra na Ilha de São Sebastião entre os anos de 1962 e 2001, mostrando ser um método eficiente para esse tipo de análise. A intersecção da técnica de hexágonos com a ferramenta de extração de bacias hidrográficas, já sabidamente eficiente e ágil, quando comparado com os métodos manuais de extração de bacias hidrográficas (Georgen *et al.*, 2012), favoreceu a seleção de paisagens em grande extensão territorial, permitindo otimizar o tempo de busca de áreas amostrais e de aferição em campo, assim podendo reduzir custos.

Estas vantagens metodológicas não descartam a tarefa de mapear e aferir todo o território de interesse. Além disso, envolve pacotes de softwares, um robusto hardware para processar os dados e exige familiaridade com sistemas de informação geográfica.

Uma boa vantagem dessa proposta metodológica é o fato dele poder ser ajustado para os mais diversos propósitos, auxiliando tomadores de decisão. Essa potencialidade do método, aliada a sua fácil aplicabilidade, possibilita seu uso para avaliar paisagens, modelar e simular cenários, manejar bacias hidrográficas entre outras aplicabilidades.

Pressupondo que as desvantagens aqui apresentadas sejam superadas pelo aplicador, esse método assegura a possibilidade de se ter réplicas de análise, crítica central para aqueles que trabalham em amplas escalas territoriais.

4. Referências

- BERTOLO, L.S.; LIMA, G.T.N.P.; SANTOS, R.F. 2010. Spatiotemporal change indexes to identify the historical evolution in a coastal region – case study: São Sebastião Island– SP. *Brazilian Journal of Oceanography*.
- BIRCH, c., OOM, S. E BEECHAM, J.A. 2007. Retangular and hexagonal grids used for observation, experiment and simulation in ecology. *Ecological Modelling*: 206(3): 347-359.
- BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Departamento Nacional de Produção Mineral. Projeto RADAM. 1983. Geologia, geomorfologia, solos, vegetação e uso potencial da terra. *Rio de Janeiro*, 1973. (Levantamento de recursos naturais)
- ESRI. 2013. ArcGis Desktop: Release 10. Redlands, CA: Invironmental System Research Institute.
- BOWERS, M.A. e DOOLEY Jr, J.L. A controlled, hierarchical study of habitat fragmentation: responses at the individual, patch, and landscape scale *Landscape Ecology*. v14 1999
- CARMO, J.P.A. e SILVA, P.D.D. 2010. A bacia hidrográfica como unidade de estudo, planejamento e gestão. In: *Anais XVI Encontro dos Geógrafos, Porto Alegre-RS*. De 25 a 31 de julho.
- CASTILHO, C.S., HACKBART, VCS, PIVELLO, VR, SANTOS, RF. 2015. Evaluating Landscape Connectivity for Puma concolor and Panthera onca Among Atlantic Forest Protected Areas. *Environmental Management*: 55(6): 1377-1389.
- COELHO NETTO, AL. 2005. A interface florestal-urbana e os desastres naturais relacionados à água no maciço da Tijuca: desafios ao planejamento urbano

- numa perspectiva sócio-ambiental. Revista do Departamento de Geografia: 16: 46-60.
- COELHO NETTO, A. L.; AVELAR, A. S. 2007. Geo-hydroecological responses to historical and present day land use changes in the middle Paraíba do Sul river valley: challenges for a sustainable landscape. In: IALE VII WORLD CONGRESS. Wageningen - Holanda.
- GEORGEN, LCG; SCHUH, MS; PEREIRA, RS. 2012. Comparação entre a delimitação manual e automática da bacia do rio Corupá, RS, Brasil. Rev. Elet. em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental: 8(8): 1777-1784.
- IMS, R.A. The Role of Experiments in Landscape. 2005. In: Wiens, J. & Moss, M. (Ed) Issues and Perspectives in Landscape Ecology. UK: Cambridge University Press, pp70 – 78.
- KIEHLE, C. 2006. Business logic for geoprocessing of distributed geodata. Computers & Geosciences, 32: 1746-1757.
- MATTEUCCI, S.D. e SILVA, M. 2005. Selección de métricas de configuración espacial para La regionalización de um território antropizado. GeoFocus (Artículos), 5: 180-202.
- McGARIGAL, K., CUSHMAN, SA. 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. Ecological Applications: 12(2): 335-345.
- MYERS SS, GAFFIKIN L, GOLDEN CD, OSTFELD RS, H. REDFORD K, H. RICKETTS T, TURNER WR, Osofsky SA. 2013. Human health impacts of ecosystem alteration. Proc Natl Acad Sci. 110:18753–18760.
- PORTO, M.F.A. e PORTO, R.R. Gestão de bacias Hidrográficas. Estudos Avançados: 22(63): 43-60.
- REMPEL, R.S., D. KAUKINEN., AND A.P. CARR. 2012. Patch Analyst and Patch Grid. Ontario Ministry of Natural Resources. Centre for Northern
- REZENDE CL, UEZU A, SCARANO FR, ARAUJO DSD. 2015. Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale. Biodivers Conserv. 24:2255–2272.
- SANTOS, R. F. 2004. Planejamento Ambiental: teoria e prática. São Paulo: Oficina de Textos.
- SILVA JMC DA S, CASTELETTI CHM. 2003. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: Atl For S Am Biodivers Status Trends Outlook. Washington, DC: Center for Applied Biodiversity Science and Island Press; p. 43–59.

Material Suplementar

Tabela 2.1. Legenda utilizada para o mapeamento e descrição do tipo de uso e cobertura florestal

Tipo de uso e cobertura da terra	Descrição
Floresta em estágio sucessional médio/avançado	Fragmentos florestais de dossel contínuo, alto porte
Floresta estágio sucessional inicial	Fragmentos florestais de dossel descontínuo, médio porte
Áreas úmidas	Áreas associadas aos cursos d'água que apresentam vegetação herbácea
Silvicultura	Áreas com monocultura de <i>Eucalyptus sp</i> ou <i>Pinus sp.</i>
Agricultura	Áreas com cultivos agrícolas
Campo antrópico	Áreas com gramíneas, para pastagem ou áreas desmatadas ou agrícolas abandonadas
Conglomerado urbano	Áreas adensadas, com edificações residenciais, comerciais e industriais
Conglomerado rural	Áreas com edificações residenciais e/ou com edificações de apoio as atividades de solo rural
Mineração	campos de extração mineral
Corpos d'água de 51 a 200m	Rios e/ou represas que contêm entre 51 e 200 metros de largura
Corpos d'água > 200m	Rios e/ou represas que contêm mais de 200 metros de largura
Afloramento rochoso	Áreas com rochas expostas sem cobertura vegetal em áreas de altas declividade e altitude
Outros tipos de uso e ocupação e cobertura da terra	Áreas que não apresentam nenhuma das características dos tipos de uso e ocupação e cobertura da terra selecionadas para o estudo

Capítulo 3

Oferta de serviços ecossistêmicos hídricos em paisagens florestais fragmentadas

Hackbart, V.C.S.; Lima, G.T.N.P. de; Brentan, B.; Tambosi, L.R.; Pompêo, M.L.M.; Santos, R.F.

1. Introdução

Ehrlich e Mooney, em 1983, introduziram o conceito de “serviços ecossistêmicos”, como benefícios que os ecossistemas proporcionam ao homem através de seus processos. Desde então, ficou clara a necessidade de analisar os danos causados ao funcionamento dos ecossistemas como forma de avaliar o prejuízo que isso trás ao bem-estar humano (Daily, 1997; Costanza *et al.*, 1997; de Groot, 2002; Kremen, 2005; MA, 2005; Haines-Young e Potschin, 2010). Essa abordagem possibilita mostrar que os efeitos das ações humanas sobre o ambiente natural trazem conseqüências negativas (ou positivas) para os próprios agentes modificadores do meio, já que as características físicas e os tipos de uso e ocupação da terra geram configurações específicas em cada porção do território (Tallis e Polasky, 2009).

As considerações apontadas são especialmente válidas quando se trata dos serviços ecossistêmicos relacionados à água, pois os recursos hídricos são sensíveis às mudanças da paisagem e respondem a fragmentação de florestas, alterando seus valores de qualidade (Wear *et al.* 1998; Ranzini e Lima, 2002; Brauman *et al.*, 2007; Lee *et al.*, 2009; Amiri e Nakane, 2009; Lima *et al.*, 2016). A água destaca-se não só por suas características de bom indicador, mas também por ser um dos mais preciosos benefícios para o bem-estar humano (M.A., 2005; Martin-Ortega *et al.*, 2015). Os trabalhos que visam identificar e medir os ganhos e/ou perdas de serviços hídricos (Keeler *et al.*, 2012; Guswa *et al.*, 2014; Ojea e Martin-Ortega, 2015; La Notte *et al.*, 2015) não apresentam uma metodologia única e consolidada para ser utilizada em qualquer território. Neste sentido, muitos trabalhos apresentam a valoração monetária como forma de identificar essas perdas e ganhos de serviços hídricos (Ojea *et al.*, 2008; Di Sabatino *et al.*, 2013; La Notte *et al.*, 2015). Por outro lado, os trabalhos que fazem uma valoração ecológica utilizam-se de índices de qualidade de água (IQA) como forma de difundir uma informação clara sobre a qualidade da água e deduzir sobre a qualidade do serviço hídrico oferecido (Pesce e Wunderline, 2000; Keeler *et al.*, 2012). Porém, a valoração de um serviço ecossistêmico depende de uma avaliação combinada dos processos e funções ecológicas que estão vinculados à

composição do meio (Hu *et al.* 2008; Hermann *et al.*, 2011; Turner, 2013). Para valorar sob essa perspectiva é necessário fazer uso de indicadores que estabelecem a contribuição dos elementos da paisagem para a oferta de serviços (Maes *et al.* 2012), pois, como enfatizado por Uriarte *et al.* (2011), são ainda poucos os estudos que tratam da relação entre a qualidade de água e os elementos antrópicos e naturais combinados. Avaliar, projetar e gerenciar os fluxos de serviços dos ecossistemas em paisagens espacialmente heterogêneas ainda representam desafios da ciência da sustentabilidade (Turner *et al.* 2013).

Para compreender o papel da quantidade de recursos naturais em uma paisagem sobre a quantidade e qualidade dos serviços hídricos provenientes deles, especialmente em áreas florestadas, é essencial identificar os limites a partir do qual sua perda engatilha um prejuízo irreparável para os recursos hídricos. Assim, a identificação dos limites de perdas dos serviços hídricos em paisagens que apresentam múltiplos tipos de uso fronteiros às florestas é vital para planejadores, pois muitas decisões são tomadas em função da observação e julgamento da estrutura espacial da paisagem. Avaliar a capacidade de uma estrutura heterogênea tolerar perturbação sem se deslocar a um estado qualitativamente inadequado é uma meta a ser atingida. O objetivo maior de um planejamento, ou seja, a indicação de cenários e manejos futuros da paisagem depende dessa compreensão, de forma a poder, efetivamente, conduzir as condições desejadas de disponibilidade de serviços ecossistêmicos frente às novas trajetórias de uso. Nesse contexto, este capítulo defende que em paisagens de Mata Atlântica é possível reconhecer a dependência direta entre quantidade de floresta madura e serviços ecossistêmicos hídricos, cuja relação possivelmente apresenta limiares dependentes da associação que essa vegetação natural tem com diferentes tipos e dimensões de usos humanos. Para tanto, este trabalho teve como objetivo avaliar, valorar e definir os limites sobre a oferta de sete serviços ecossistêmicos hídricos em paisagens de Mata Atlântica frente a diferentes percentuais de cobertura florestal e com interfaces de dois tipos de uso humano - reflorestamentos e campos antrópicos.

2. Material e métodos

2.1 Seleção e mapeamento da área de estudo

A avaliação da oferta de serviços hídricos foi realizada na região do Vale do Paraíba do Sul (São Paulo), entre duas grandes cadeias montanhosas (Serra do Mar e Serra da Mantiqueira), onde se encontra o Rio Paraíba do Sul (Figura 3.1). A área de estudo, com 1.428.194 hectares, encontra-se em altitudes médias entre 700 a 1.700m,

Os *shapes* de hidrografia, topografia, solos e declividade foram obtidos através do site do IBGE³ e reprojitados para o Datum SIRGAS 2000, sistema de coordenadas UTM, zona 23S.

2.2. Seleção das bacias hidrográficas

A seleção das bacias hidrográficas foi realizada de acordo com o método apresentado em detalhes no Capítulo 2. Foram selecionadas 27 bacias hidrográficas de forma que contemplassem um gradiente entre 0 e 92% de floresta, complementado principalmente com campo antrópico e silvicultura, com uma margem máxima de 30% para outros tipos de usos. O delineamento amostral considerou um gradiente que apresentasse, obrigatoriamente, ao menos três bacias para cada faixa percentual de cobertura florestal, ou seja, entre 10 e 30%, 30 e 60%, 60 e 80% e maior que 80%, de forma a garantir réplicas dentro de uma continuidade amostral. As três bacias com os percentuais acima de 80% de floresta foram consideradas áreas de referência (ou bacias de controle) e as seis bacias com mais de 80% de campo antrópico e silvicultura serviram de referência para usos humanos (Figura 3.2).

Figura 3.2. Esquema do delineamento amostral

2.3. Coleta de dados e amostras de água

Foram realizadas seis coletas em campo de dados físico-químicos e de amostras de água superficial para análise de parâmetros químicos e biológicos de água das 27 bacias hidrográficas, sendo três coletas realizadas no período chuvoso e três no período seco. No total, foram coletados 6.453 dados brutos divididos entre os parâmetros condutividade (EC), pH, temperatura, sólidos totais dissolvidos (TDS), oxigênio dissolvido (OD), sólidos totais em suspensão (ST), turbidez (Turb), fósforo total (PT), nitrito (Ni), nitrato (Nitra), amônia (Am) e coliformes fecais (ColF) e totais (ColT). A Tabela 3.1 apresenta uma síntese dos métodos utilizados para as amostragens e análises. Além destes, foram coletados dados de vazão e pluviosidade da região. A descrição pormenorizada dos procedimentos adotados em campo encontra-se no Material Suplementar (Anexo 2).

Além dos parâmetros hídricos, foram obtidos dados de vazão dos rios pelo método do flutuador (Palhares *et al.*, 2007). A vazão foi calculada a partir da área (A) do rio, obtida a partir das medidas de profundidade de pelo menos três pontos do curso de água (duas margens e no meio do rio), do comprimento da área de medição (L) e do tempo que o flutuador levou para se deslocar no comprimento L. Em cada rio, foram feitas pelo menos 3 medidas de tempo e foi utilizado o valor médio para o cálculo da vazão (equação 1).

$$\text{Vazão} = (A \times L \times C) / T \quad \text{Equação 1}$$

Tabela 3.1. Descrição dos métodos de coleta de dados, amostras e análises de água.

Parâmetro Analisado	Método	Quantidade de amostra	Método de preservação	Método de armazenamento	Metodologia de análise
Condutividade	Sonda	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica	Aparelho Combo HI 98129, Faixas de leitura: (i) condutividade: 0 a 3999 $\mu\text{S/cm}$, com resolução de 1 $\mu\text{S/cm}$;
pH	Sonda	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica	Aparelho Combo HI 98129, Faixas de leitura: 0.00 a 14.00, com resolução de 0.01
Temperatura	Sonda	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica	Sonda HI 98186, Faixas de leitura: de -20°C a 120°C
Sólidos totais dissolvidos	Sonda	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica	Aparelho Combo HI 98129, Faixa de leitura: 0.00 a 10.00 ppm, com resolução de 0.01ppm
Oxigênio dissolvido	Sonda	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica	Sonda HI 98186, Faixa de leitura: 0.00 a 50.00 mg/L, com resolução de 0.01 mg/L
Turbidez	Sonda	3x 10ml	Não se aplica	Não se aplica	Turbidímetro HI 98703 portátil concordante com a EPA, com tecnologia Fast Tracker™. Faixas de leitura: (i) 0.00 a 9.99 NTU, com resolução de 0.01 NTU; (ii) 10.0 a 99.9 NTU, com faixa de resolução de 0.1 NTU e (iii) 100 a 1000 NTU, com faixa de resolução de 1 NTU.
Coliformes fecais e totais	Kit microbiológico	10 ml	Não se aplica	Não se aplica	Kits microbiológicos com cartelas de Colipaper para identificar a presença e/ou ausência de coliformes totais e/ou fecais nas amostras de água; microestufas microbiológicas para incubar as cartelas Colipaper
Sólidos em Suspensão	Amostra de água	2x 2000 ml	Refrigeração imediata em gelo	Amostra processada no mesmo dia	Filtragem da amostra de água em filtros milipore 0.45 μm (Baumgarten <i>et al.</i> , 1996).
Nitrogênio amoniacal	Amostra de água	3x 200 ml	1 ml de ácido clorídrico a 10% (pH <2)	Resfriamento até o momento das análises	Determinação de acordo com Standart Method 4.500-NH3 D e E
Nitrito	Amostra de água	3x 200 ml	1 ml de ácido clorídrico a 10% (pH <2)	Resfriamento até o momento das análises	Determinado pelo método descrito por Mackereth <i>et al.</i> (1978)
Nitrato	Amostra de água	3x 200 ml	1 ml de ácido clorídrico a 10% (pH <2)	Resfriamento até o momento das análises	Kit da marca HACH contendo dois reagentes, NitriVer 3 e Nitriver 6 (cf. U.S. EPA, 2011).
Fósforo Total	Amostra de água	3x 200 ml	1 ml de ácido clorídrico a 10% (pH <2)	Resfriamento até o momento das análises	Determinado pelo método descrito por Valderrama (1981)

2.4. Seleção dos serviços ecossistêmicos hídricos

Foram selecionados sete serviços ecossistêmicos que se enquadravam nas categorias de provisão, regulação e cultural. Para tanto, foi conduzido uma pesquisa bibliográfica pautada na literatura acadêmica, associada à índices de qualidade de água e serviços ecossistêmicos hídricos. A pesquisa foi realizada nas principais bases de dados eletrônicos, nos bancos de dados científicos indexados na *ISI Web of Science*, *Scielo* e *Scopus*, com o *query selector*: "index*" OR "índice*" AND "water quality*" OR "water inde*" OR "hidric* quality*" OR "hidrologic* quality" OR "river quality" OR "stream quality". Os termos foram localizados nos títulos, palavras-chaves e resumos dos artigos revisados por pares em revistas científicas, de 2000 até 2016. Essa estratégia está baseada nas orientações de Araujo Barbosa *et al.* (2015). O resultado dessa análise permitiu identificar os índices de qualidade que pudessem ser relacionados a oferta potencial de sete serviços hídricos, conforme resumido na Tabela 3.2 e definido na Tabela 3.3.

Tabela 3.2. Parâmetros hídricos indicados para atividades ou controle ambiental que podem ser categorizados como serviços hídricos. EC: condutividade; OD: oxigênio dissolvido; TDS: sólidos totais dissolvidos; COLF: coliformes fecais; COLT: coliformes totais; Sol: sólidos totais em suspensão; Turb: turbidez; PT: fósforo total; Nit: nitrito; Nitra: nitrato; Am: nitrogênio amoniacal; T: temperatura. As setas e o "0" indicam se o parâmetro foi ou não, respectivamente, utilizado para o cálculo dos serviços hídricos.

Classificação	Serviços hídricos*	pH	EC	OD	TDS	CoIF	CoIT	Sol	Turb	PT	Nit	Nitra	Am	T	Referências adotadas para seleção dos parâmetros indicativos de qualidade
Provisão	Pesca	↑	↑	↑	0	0	↑	0	↑	0	↑	↑	↑	↑	Bascaron 1979; Koçer e Sevgili, 2014; Xu <i>et al.</i> 2010; Sutadian <i>et al.</i> 2016
	Água para uso humano	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	0	0	↑	0	Mojahedi e Attari, 2009; Sutadian <i>et al.</i> 2016
	Agricultura	↑	0	↑	↑	↑	0	↑	↑	0	0	0	0	↑	Xu <i>et al.</i> , 2010; Sutadian <i>et al.</i> 2016
Regulação e manutenção	Potabilidade da água	↑	0	↑	↑	↑	0	↑	↑	0	0	↑	↑	↑	Mojahedi e Attari, 2009; Sutadian <i>et al.</i> 2016
	Controle de erosão	0	↑	↑	↑	0	0	↑	↑	0	0	0	0	0	Sutadian <i>et al.</i> , 2016
	Controle de doenças	↑	↑	↑	↑	0	↑	0	↑	↑	↑	↑	↑	0	Avigliano e Schenome, 2016
Cultural	Recreação	0	0	↑	↑	↑	0	↑	↑	0	↑	0	0	↑	Nemerow e Sumitomo, 1970; Sutadian <i>et al.</i> 2016

* Classificação dos SEH baseada no TEEB (2008).

Tabela 3.3. Conceitos dos serviços hídricos analisados

Categoria	Conceito	Serviços ecossistêmicos hídricos	Conceitos
Provisão	Incluem todos os produtos dos ecossistemas que os humanos fazem uso direto, como, por exemplo, para nutrição e energia. Estes produtos podem ser comercializados, consumidos ou utilizados diretamente (Haines-Young e Potschin, 2010).	Pesca	Capacidade em contribuir, através da manutenção natural da qualidade da água, para a presença de peixes nos rios.
		Água para uso humano	Capacidade em fornecer água, em qualidade, para os diferentes usos humanos, como doméstico e industrial, não necessariamente potável.
		Agricultura	Capacidade em fornecer água, em qualidade, para a produção agrícola.
Regulação e manutenção	São os benefícios que as pessoas obtêm da natureza devido à regulação dos processos naturais (Kandziora <i>et al.</i> , 2013; Fu <i>et al.</i> , 2013; Dale e Polasky <i>et al.</i> , 2007).	Potabilidade da água	Capacidade de potabilização da água, ou seja, de manter uma condição de qualidade que permita o consumo humano.
		Controle de erosão	A erosão das áreas do entorno dos rios pode estar expressa no aumento de materiais em suspensão na água, o que interfere diretamente na sua qualidade.
		Controle de doenças	Evidenciar condições que sejam menos susceptíveis a transmissão de doenças
Cultural	Refere-se aos benefícios intangíveis que as pessoas recebem dos ecossistemas em forma de experiência espiritual, religiosa, contemplativa e educacional (Kandziora <i>et al.</i> , 2013).	Recreação	Capacidade de fornecer condições para contato direto e prolongado com a água.

Todos os autores definem o índice de qualidade voltado à atividade pela simples somatória entre os parâmetros, a maior parte deles usando os dados normalizados (Abbasi e Abbasi, 2011; 2012) ou multiplicados por pesos específicos, referentes à importância do parâmetro para a localidade do estudo (Said *et al.*, 2004). Este estudo respeita a relação de parâmetros apresentados pelos autores, mas propõe uma diferenciação de cálculo, conforme descrito a seguir.

2.5 Análises estatísticas

- *Análises exploratórias*

Foi realizada uma avaliação prévia para identificar, primariamente, o comportamento dos parâmetros físico-químicos no que tange a: (a) comportamento dos dados em período seco e chuvoso; (b) dispersão e identificação dos principais *outliers* e tratamento desses dados na amostra total; e (c) indicação preliminar dos parâmetros de água que respondem, efetivamente, as variações de quantidade de floresta nas paisagens ocupadas por campos antrópicos ou silvicultura.

Para a aplicação dos testes e análises estatísticas, os dados foram normalizados entre valores próximos a zero e 1 através do maior valor de cada parâmetro hídrico, de forma que os dados com diferentes grandezas pudessem ser comparados entre si.

Esta fase exploratória utilizou os testes multivariados para avaliar a normalidade dos dados, por meio do teste de Mardia (Past, 2016), e a variância entre as bacias hidrográficas, por meio da MANOVA (Análise de variância multivariada; Past, 2016) para entender o comportamento dos dados. MANOVA foi aplicada porque, além de sua robustez para dados multivariados, em caso de violação da premissa de normalidade esta análise apresenta pouco ou nenhum efeito quando utilizada para um grande número de dados (Sharma, 1996; Garson, 2007; Hair *et al.* ; 2009).

Além destes testes, foram utilizados os gráficos estatísticos de *boxplot* a partir dos dados médios obtidos para os períodos seco e chuvoso para a identificação dos *outlier*. A dispersão dos dados e a identificação dos *outliers* foram verificadas por meio do coeficiente de variação dos valores médios anuais e para cada período. Os *outliers* foram subtraídos e substituídos pelo valor médio amostral, de forma a evitar anormalidades na distribuição dos dados e não prejudicar a interpretação dos testes estatísticos utilizados na análise dos resultados (Material Suplementar, Anexo 3). A análise de regressão simples foi aplicada para identificar os parâmetros apresentaram uma maior relação com a variação na quantidade de floresta.

- *Cálculo dos serviços ecossistêmicos hídricos*

Para avaliar a oferta dos sete serviços hídricos foi desenvolvido um índice para cada um deles. O primeiro passo foi identificar no conjunto específico de parâmetros de cada serviço a importância individual, ou seja, a contribuição relativa de cada parâmetro na expressão da perda de floresta na paisagem. Para tanto, foi selecionada a análise *Random Forest* (Breiman, 2001), um método hierárquico, devido a sua eficiência para dados comprovadamente não-lineares e sua capacidade de relacionar parâmetros de diferentes naturezas. Esse método utilizou os dados médios das estações secas e chuvosas para cada combinação de quantidade de floresta com campo antrópico e floresta com silvicultura. Esta é uma análise de classificação e regressão entre a variável preditora (quantidade de floresta) e as variáveis de resposta (parâmetros físico-químicos). Os resultados obtidos desta análise forneceram a classificação por meio dos valores normalizados da regressão entre a quantidade de floresta e cada um dos parâmetros de qualidade de água, de zero a um.

Num segundo momento, os dados médios das seis coletas, para cada período e em cada combinação de quantidade de floresta com campo antrópico e com silvicultura (ou seja, para as 27 bacias hidrográficas) foram normalizados através do valor máximo (Gotelli, 2004). Em ordem crescente de valor, todos os parâmetros indicavam a perda de qualidade dos recursos hídricos, com exceção do oxigênio dissolvido. Desta forma, esse parâmetro foi ajustado para que seus valores expressassem o mesmo sentido negativo dos outros (1-valor normalizado), ou seja, a perda da qualidade da água ou a perda potencial de serviços hídricos.

Para obter o índice de cada serviço hídrico, os parâmetros normalizados (pqa) foram multiplicados pelos respectivos valores de relevância (RF, entre 0 e 1) identificados por meio do *Random Forest* e tratados pela somatória simples, de acordo com a tabela 2 e equação 2.

$$\text{Índice do SEH} = \sum(\text{pqa} \times \text{RF}) \quad \text{Equação 2}$$

3. Resultados

As informações de base para a seleção das bacias hidrográficas no gradiente de cobertura de floresta já foram apresentados no Capítulo 2 (mapeamento com os usos e cobertura da terra da região de estudo, mapas do meio físico), as 27 bacias hidrográficas e quantificação de cobertura florestal e outros usos selecionadas estão apresentadas na Figura 3.3. Para cada bacia hidrográfica foram obtidos valores

médios anuais e dos períodos seco e chuvoso em relação aos 13 parâmetros hídricos (Material Suplementar, Anexo 4 (A e B)).

Figura 3.3. Bacias hidrográficas selecionadas separadas pelo gradiente de floresta e tipo de uso para o estudo

(a) quanto a vazão e o comportamento dos parâmetros hídricos

A vazão dos rios foi calculada para se obter os valores de volume de água da seção do rio em que foram coletados dados e amostras de água. Pode-se observar que todas as bacias registraram o maior volume de água no período chuvoso, com exceção das bacias com 11,4% e 14,0% da combinação de floresta e campo antrópico e das bacias com 31,2% e 60,5% da combinação de floresta e silvicultura, e ainda a bacia com 90,5% de floresta, considerada neste estudo como uma das bacias controle (Figura 3.4). Estas bacias com valores maiores de vazão no período seco se devem, provavelmente, devido a chuvas atípicas nas cabeceiras dos rios no período seco, mas que não foram registradas durante o período de coleta. Os dados dos parâmetros

nitrito, nitrato, amônia e fósforo total foram corrigidos pelos valores das vazões antes de serem realizadas as análises estatísticas.

Figura 3.4. Valores médios das vazões por estação seca (em vermelho) e chuvosa (em azul) e ainda a média anual para as bacias com as combinações de floresta/campo antrópico e floresta/silvicultura.

O teste de Mardia (Past, 2016), utilizado para testar a normalidade de dados multivariados para as combinações de floresta e campo antrópico e floresta e silvicultura mostrou que os parâmetros hídricos, sejam para dados anuais ou estações secas e chuvosas, não apresentaram normalidade ($p < 0,05$). No entanto, de acordo com a análise MANOVA, as bacias hidrográficas com as composições de floresta e campo antrópico e floresta e silvicultura, para os dados anuais e de ambas as estações, são significativamente diferentes ($p < 0,05$). As bacias com as composições de floresta e campo e floresta e silvicultura também são estatisticamente diferentes ($p < 0,05$) (Tabela 3.4).

Tabela 3.4. Resultado do p-valor da análise MANOVA para identificar as variâncias entre as bacias hidrográficas e as estações

	Anual	Estação chuvosa	Estação seca
Floresta/Campo antrópico	2,87E-30	1,97E-12	1,71E-5
Floresta/Silvicultura	1,27E-19	3,62E-9	2,46E-9
Floresta/Campo/Silvicultura	9,63E-43	1,8E-19	1,97E-20

(b) quanto ao comportamento dos parâmetros hídricos em relação ao percentual de floresta

De forma geral, os *boxplots* e as curvas de tendência evidenciaram que ocorre uma perda de qualidade dos recursos hídricos a medida que a floresta foi substituída por campos antrópicos ou silvicultura (Figuras 3.4 a 3.9). Para a composição floresta e campos antrópicos, os parâmetros condutividade, sólidos totais dissolvidos, turbidez, sólidos totais em suspensão e nitrito foram os elementos que apresentaram as melhores relações em função do aumento do percentual de floresta, tanto para a estação seca quanto para a estação chuvosa, mostrando que a amplitude dos dados destes elementos nas bacias com os maiores percentuais de floresta é menor (Figuras 3.4, 3.5 e 3.7). Estas evidências se confirmam pelas curvas de tendência da condutividade e sólidos totais dissolvidos que apresentaram R^2 maiores de 0,7 em relação aos percentuais de floresta quando analisados os comportamentos das estações secas e chuvosas separadamente (Figura 3.6). Os parâmetros turbidez e os sólidos totais em suspensão apresentaram a mesma tendência, ou seja, diminuem na medida em que o percentual de floresta é maior, porém, com grande amplitude e assimetria dos valores nas bacias com os percentuais entre 10 e 60% (Figura 3.5), sugerindo maior sensibilidade ou instabilidade nessas paisagens, principalmente quando observadas as suas relações com as florestas nos períodos secos ($R^2 > 0,8$) e chuvosos ($R^2 > 0,7$) separadamente (Figura 3.6). O nitrito teve um comportamento semelhante e foi a única forma de nitrogênio que expressou alguma relação com a quantidade de floresta (Figura 3.7). Os outros elementos avaliados (pH, oxigênio dissolvido, fósforo total, nitrato, amônia e coliformes fecais e totais) não apresentaram relações com os percentuais de floresta e campo que pudessem ser destacadas neste estudo (Material Suplementar, Anexo 5 (A e B)).

Figura 3.4. *Boxplot* dos parâmetros condutividade e sólidos totais dissolvidos de água nas 15 bacias hidrográficas cobertas com floresta e campo antrópico

Figura 3.5. *Boxplot* dos parâmetros turbidez e sólidos totais em suspensão de água nas 15 bacias hidrográficas cobertas com floresta e campo antrópico.

Figura 3.6. Curvas de tendência da condutividade, sólidos totais dissolvidos, turbidez e sólidos totais em suspensão para bacias com floresta e campo antrópico

Figura 3.7. *Boxplot* e curvas de tendência do nitrito nas 15 bacias hidrográficas cobertas com floresta e campo antrópico

Quando a floresta se soma a silvicultura a variabilidade e tendências de comportamento dos parâmetros hídricos em relação às quantidades de floresta são menos expressivas, se comparadas com os resultados do campo antrópico (Figuras 3.8 e 3.9). Em geral, os parâmetros hídricos se expressam melhor no período chuvoso, especialmente o nitrito, a turbidez e os sólidos totais dissolvidos, com R^2 superiores a 0,8 (Figura 3.9). Pode-se supor que, apesar de menos expressivos, a amplitude destes dados diminuiu à medida que aumentou o percentual de floresta, sendo alguns descontínuos na faixa entre 10 e 60% de floresta. Os outros elementos avaliados (pH, condutividade, oxigênio dissolvido, sólidos totais em suspensão, fósforo total, nitrato, amônia e coliformes fecais e totais) não apresentaram relações com os percentuais de floresta e silvicultura que pudessem ser destacadas neste estudo (Material Suplementar, Anexo 5 (C e D)).

Em síntese, pode-se inferir que as análises mostraram que os parâmetros condutividade, sólidos totais dissolvidos e em suspensão, turbidez e o nitrito formam o conjunto de indicadores mais adequado para avaliar o reflexo das diferentes quantidades de floresta na água dos rios das bacias. Além da sensibilidade às alterações da quantidade de florestas, estes parâmetros hídricos também apresentaram alguns dos requisitos importantes que se deve considerar para selecionar indicadores, como a interdependência entre eles e a possibilidade de inferir sobre o gradiente de paisagens e a sazonalidade (Rossi *et al.*, 2006; Schmalz *et al.*, 2016).

Figura 3.8. *Boxplot* dos parâmetros turbidez, nitrato e sólidos totais dissolvidos nas 15 bacias hidrográficas cobertas com floresta e silvicultura.

Figura 3.9. Curvas de tendência do nitrito, turbidez e sólidos totais dissolvidos para as bacias com a combinação de floresta e silvicultura

(c) quanto e categorização dos parâmetros hídricos em relação ao percentual de floresta e aos serviços ecossistêmicos hídricos

Os parâmetros hídricos foram hierarquizados e classificados pelo *Random Forest* (RF) de forma a revelar cada um dos serviços hídricos selecionados para este estudo (Tabela 3.2) e, ao mesmo tempo, representar indicadores eficientes das quantidades de floresta. Os resultados do RF para cada um dos serviços estão apresentados nas tabelas 3.5 e 3.6, que indicam a ordem de importância dos parâmetros específicos aos serviços de acordo com os resultados da relação entre os elementos e os percentuais de floresta, para as combinações de floresta/campo antrópico e floresta/silvicultura.

De forma geral, parâmetros sólidos totais dissolvidos, turbidez, condutividade e sólidos totais em suspensão apresentaram as melhores relações com o percentual de floresta, para ambas as combinações de tipo de uso, mostrando que estes elementos podem ser determinantes para a avaliação da oferta de diferentes serviços hídricos. Para a

combinação de floresta/campo antrópico o parâmetro pH também se destaca em cinco dos sete serviços, com RF superiores a 0,7 (Tabela 3.5).

Tabela 3.5. Resultados da análise RF para os serviços ecossistêmicos hídricos nas bacias com floresta e campo antrópico. O PQA indica os parâmetros hídricos e o RF o valor do *Random Forest*.

Pesca		Água para uso humano		Agricultura		Potabilidade da água		Controle de erosão		Controle de doenças		Recreação	
PQA	RF	PQA	RF	PQA	RF	PQA	RF	PQA	RF	PQA	RF	PQA	RF
EC	1,00	EC	1,00	TDS	1,00	TDS	1,00	TDS	1,00	TDS	1,00	TDS	1,00
Tur	0,93	TDS	0,92	pH	0,78	pH	0,81	EC	0,99	EC	0,89	Tur	0,84
pH	0,75	pH	0,73	Tur	0,74	Tur	0,71	Tur	0,75	Tur	0,76	OD	0,68
OD	0,72	Tur	0,67	Sol	0,59	OD	0,61	Sol	0,57	pH	0,75	Sol	0,65
Nit	0,38	OD	0,51	OD	0,51	Sol	0,59	OD	0,45	OD	0,55	CF	0,44
Am	0,36	Sol	0,47	CF	0,36	CF	0,41			CT	0,35	Tem	0,26
Nta	0,32	CF	0,28	Tem	0,23	Am	0,3			Nit	0,33	PT	0,16
Tem	0,24	CT	0,24			Tem	0,28			Am	0,28		
CT	0,15	PT	0,12			Nta	0,21			Nta	0,21		
		Am	0,11							PT	0,09		

EC: condutividade; Tur: turbidez; OD: oxigênio dissolvido; Nit: nitrito; Am: amônia; Nta: nitrato; Tem: temperatura; CT: coliformes totais; CF: coliformes fecais; TDS: sólidos totais dissolvidos; Sol: sólidos totais em suspensão; PT: fósforo total

Para a combinação de floresta e silvicultura, além dos mesmos elementos destacados para o campo antrópico, destacam-se ainda o nitrito, que apresentou uma alta relação para os serviços de pesca e controle de doenças, e o nitrato, que se destacou no serviço de purificação de água (Tabela 3.6).

Tabela 3.6. Resultados da análise RF para os serviços ecossistêmicos hídricos nas bacias com floresta e silvicultura. O PQA indica os parâmetros hídricos e o RF o valor do *Random Forest*.

Pesca		Água para uso humano		Agricultura		Potabilidade da água		Controle de erosão		Controle de doenças		Recreação	
PQA	RF	PQA	RF	PQA	RF	PQA	RF	PQA	RF	PQA	RF	PQA	RF
Tur	1,00	Tur	1,00	Turb	1,00	Tur	1,00	EC	1,00	Nit	1,00	TDS	1,00
EC	0,95	Sol	0,97	TDS	0,86	TDS	0,87	Tur	0,97	TDS	0,96	Tur	0,99
Nit	0,76	OD	0,79	OD	0,82	Sol	0,78	OD	0,80	EC	0,88	Sol	0,75
OD	0,65	EC	0,77	Sol	0,74	Nta	0,69	Sol	0,72	Tur	0,82	OD	0,64
pH	0,32	TDS	0,77	pH	0,37	OD	0,58	TDS	0,69	OD	0,77	CF	0,37
Am	0,25	pH	0,38	CF	0,33	pH	0,33			pH	0,42	Tem	0,3
Tem	0,22	CF	0,36	Tem	0,28	CF	0,31			CT	0,37	PT	0,23
CT	0,21	CT	0,25			Tem	0,30			Am	0,28		
Nta	0,21	PT	0,19			Am	0,21			PT	0,27		
		Am	0,12							Nta	0,27		

EC: condutividade; Tur: turbidez; OD: oxigênio dissolvido; Nit: nitrito; Am: amônia; Nta: nitrato; Tem: temperatura; CT: coliformes totais; CF: coliformes fecais; TDS: sólidos totais dissolvidos; Sol: sólidos totais em suspensão; PT: fósforo total

(d) quanto à oferta de serviços hídricos

As ofertas dos serviços ecossistêmicos hídricos para as combinações entre floresta e campo antrópico e floresta e silvicultura, tanto nos períodos secos como nos períodos chuvosos, estão apresentadas na Figura 3.10. Os valores de oferta estão expressos por índices que representam cada serviço avaliado (cf. tabela 2 e a equação 1). Os resultados mostraram que a oferta de serviços é diferente tanto para as combinações entre floresta/campo antrópico e floresta/ silvicultura, quanto para os períodos secos e chuvosos.

Figura 3.10. Comportamento dos serviços ecossistêmicos hídricos para a combinação de floresta e campo antrópico e floresta e silvicultura, nos períodos secos (linha vermelha) e períodos chuvosos (linha azul).

Todos os serviços hídricos apresentaram um comportamento polinomial de ganho de serviços em relação ao aumento do percentual de floresta.

Os índices apresentaram um comportamento muito distinto entre as estações chuvosas e secas. Para a combinação de floresta e campo antrópico, o período seco se caracterizou por apresentar uma oferta maior dos serviços, diferentemente do comportamento da combinação de floresta e silvicultura, que no período seco, apresentou um ganho entre os percentuais 10 e 30% de floresta e uma perda entre os percentuais 40 e 60%. Esta variação da oferta pode estar relacionada a fatores como a presença de sub-bosque em bacias com baixos percentuais de floresta, e com o manejo da silvicultura durante os períodos de coleta.

A Figura 3.11 apresenta a oferta dos serviços hídricos anual, através da soma dos valores dos serviços do período chuvoso e seco, para ambas as combinações. No campo antrópico, houve o ganho contínuo da oferta de serviços, conforme aumentou o percentual de floresta, diferentemente da silvicultura, que apresentou ganhos na oferta de serviços quando o percentual de floresta variou entre 30 e 50% e perda na oferta de serviços entre 55 e 65% de floresta.

Figura 3.11. Oferta dos serviços ecossistêmicos hídricos dos períodos secos e chuvosos para campo antrópico (A) e silvicultura (B). As setas verdes indicam as paisagens que apresentaram sub-bosque e as setas pretas indicam as paisagens que tiveram manejo de silvicultura durante os períodos de coletas.

4. Discussão

Em regiões de floresta atlântica, onde reside a zona rural, as principais atividades humanas modificadoras da paisagem são basicamente representadas por campo antrópico, pela criação de gado de leite e de corte e grandes áreas de silvicultura, voltadas ao abastecimento da indústria papeleira. Mesclados a essas atividades, o turismo e a pesca compõem o maior conjunto de atividades usuárias de serviços ecossistêmicos. Por outro lado, são nessas regiões que estão localizadas as áreas ambientalmente protegidas, com muitos e extensos fragmentos remanescentes de vegetação nativa, que possibilitam a oferta necessária de múltiplos serviços ecossistêmicos. Reconhecer o quanto essas paisagens e seus rios são sensíveis por essas ações humanas ou quanto e de que forma alguns destes serviços ecossistêmicos são perdidos é imprescindível para garantir a própria sobrevivência do homem e de suas atividades no lugar. Os resultados deste estudo reforçam esse argumento, evidenciando o quanto e de que forma a floresta é importante para a manutenção de, pelo menos, sete serviços.

Os treze parâmetros hídricos aqui analisados, mesmo não apresentando uma distribuição normal e linearidade, mostraram-se eficazes para avaliar oferta dos serviços hídricos. Beven (2001), Von Sperling (2014) e Schmalz *et al* (2016) discutem que a não linearidade, a singularidade e a equifinalidade são apenas algumas das características singulares de dados hidrológicos e para que os dados representem o comportamento hidrológico de uma bacia hidrográfica são necessárias coletas periódicas por pelo menos um ciclo climático (seco e chuvoso). De fato, as coletas em diferentes estações mostraram padrões de comportamento de parâmetros e oferta de serviços bastante distintos, independentemente do tipo de combinação entre floresta e uso. Então, a resolução temporal é um fator importante quando se trata de serviços hídricos. Esse alerta advém do fato de que, em muitos estudos, utilizam-se valores médios anuais que, no entanto, podem camuflar esta variabilidade sazonal (Kandziora *et al*, 2013; Schmalz *et al*, 2016), generalizando informações relevantes para o controle e manejo de serviços ecossistêmicos.

Para floresta e campo antrópico, a condutividade e sólidos totais dissolvidos são os elementos indicados para monitorar as variações de estado da água, com uma relação acima de 65% em função da quantidade de floresta quando analisados os dados anuais e acima de 80% na estação seca (Figura 3.4). Os campos antrópicos, formados por espécies forrageiras em áreas originalmente cobertas por floresta (CONAMA 423, 2010), apresentam-se mais susceptíveis às intempéries do clima, e isso acaba por se

refletir na qualidade da água dos rios que permeiam as bacias hidrográficas (Cramer *et al.*, 2008). Esta premissa se evidencia através dos elementos turbidez, sólidos em suspensão e o nitrito, que refletiram a fragilidade destas áreas, pois além de apresentarem uma alta relação com os percentuais de floresta, também se destacaram por apresentarem uma grande amplitude dos dados nas bacias com percentuais entre 10 e 60% de floresta. Isto demonstra que a grande fragmentação observada nestas bacias (Figura 3.3) podem estar causando a perda de filtros naturais e, conseqüentemente, levando uma maior sensibilidade e instabilidade da paisagem (Lele, 2009; Uriarte *et al.* 2011; Schmalz *et al.*, 2016).

Para a combinação de floresta e silvicultura, além da turbidez e dos sólidos totais em suspensão, destacou-se também o nitrito, com uma relação mais expressiva com os percentuais de floresta no período chuvoso (acima de 79% para estes três elementos), provavelmente trazidos pelas chuvas (Foelkel, 2005; Acker *et al.*, 2008) ou devido ao manejo das áreas (Figura 3.12). A extração e transporte de madeira pode ter gerado mudanças na bacia hidrográfica: o solo pode estar mais susceptível a erosão e perda de qualidade (Vital, 2007; Fu *et al.*, 2011; Álvares-Cambria *et al.*, 2016); a biomassa tem grande capacidade de retenção de nitrogênio, que fica depositada in loco após corte da madeira, sofrendo ação de decomposição (Vitousek *et al.*, 1997; Filoso *et al.*, 2003; Esteves *et al.*, 2015); a serapilheira acumulada e totalmente exposta pode sofrer mais lixiviação, decomposição e/ou ser carregada para o curso hídrico (Almeida e Soares, 2003; Dickow *et al.*, 2008); ou pode ter ocorrido adição de nitrogênio após corte para enriquecimento para rebrota, tornando a estrutura ecossistêmica da bacia mais frágil e instável (Moore e Richardson, 2012). Essas condições podem levar a mudanças significativas das funções hidrológicas, alterando o processo de escoamento, regulação do fluxo, controle de cheias, recarga de água subterrânea e qualidade da água (Lele, 2009; Ojea e Martin-Ortega, 2015).

Figura 3.12. Manejo da silvicultura em uma das bacias estudadas (<10% de floresta), sendo: 07/03/2014 – período anterior às coletas; 10/08/2014 – coleta durante o período seco; 25/02/2015 – coleta durante o período chuvoso. Em destaque a alteração visual na cor dos corpos hídricos. A linha vermelha contínua representa o limite da bacia hidrográfica, em azul o rio e em vermelho pontilhado destaque do recurso hídrico.

Um resultado inesperado foram os baixos valores ou ausência de detecção dos elementos químicos e biológicos em todo o gradiente de floresta, principalmente para a combinação de floresta e campo antrópico, pois outros estudos apontam que esses parâmetros são bons indicadores da quantidade de cobertura florestal e de pastagens (Amiri e Nakane, 2009; Terrado *et al.*, 2010; Esteves *et al.* 2015). No entanto, essa diferença de resultados pode ser devido às características das áreas selecionadas neste estudo, de pequenas bacias hidrográficas (rios de segunda ou terceira ordem), já que os autores citados trabalharam rios de maior ordem, com influências de maiores extensões territoriais, recebendo o insumo de vários afluentes e englobando amplas planícies. São, então, receptores do material carreado pelas bacias de menor ordem.

A relação entre a qualidade dos recursos hídricos e o tipo de uso da terra tem sido amplamente utilizada como forma de entender os processos ec hidrológicos (Amiri e Nakane, 2009; Sutadian *et al.*, 2016; Avigliano e Schenone, 2016), mas ainda são poucos os estudos que identificam os parâmetros hídricos que melhor representam as quantidades de vegetação nativa e usos em bacias hidrográficas, bem como suas

configurações (Peters *et al.*, 2007; Flanagan e Richardson, 2010; Hackbart, 2012). A análise estatística (*Random Forest* - RF) permitiu indicar que os parâmetros sólidos totais dissolvidos e em suspensão, turbidez, condutividade e pH podem ser utilizados como elementos de referência para analisar a oferta de serviços hídricos, pois têm altos valores de correlação com a floresta. Esse resultado valida aqueles obtidos através das análises exploratórias. Apesar disso, os resultados do RF mostram que não há um conjunto único de parâmetros hídricos que respondem, com o mesmo grau de importância, para os gradientes de floresta e uso e entre serviços ecossistêmicos. No entanto, para prática de planejamento, é mais factível trabalhar com informações agregadas, na forma de índices, que facilitam a comunicação pela tradução dos resultados em unidades facilmente comparáveis (Santos, 2004; Kandziora *et al.*, 2013; Schmalz *et al.*, 2016).

Os índices calculados para expressar a oferta dos serviços hídricos nas combinações apontadas pelo RF continuaram expressando os comportamentos dos parâmetros hídricos entre os gradientes de floresta, usos e sazonalidade, ou seja, a agregação específica do RF não descaracterizou os processos observados. Quando essa análise é elaborada a partir da soma simples dos parâmetros envolvidos nos índices, como comumente calculados (Van Houtven *et al.*, 2014; Sutadian *et al.*, 2016), as tendências se mantêm (Material Suplementar, Anexo 6), porém com coeficientes de determinação muito baixos, ou seja, o ajuste dos dados à função “quantidade de floresta versus serviços hídricos potenciais” é menor, trazendo incertezas sobre essa relação e maior dificuldades para processos decisórios.

É evidente a tendência de acúmulo de serviços com maiores quantidade de floresta na paisagem. No entanto, em paisagens que associam floresta e campo antrópico, para alcançar 50% de oferta dos sete serviços são necessários, pelo menos, 40% de cobertura florestal (Figura 3.10). As melhores ofertas de serviços começam a ser apresentadas em cerca de 60% de floresta. Em termos de manejo, pode-se inferir que abaixo de 30% de floresta, a condição da bacia hidrográfica é insustentável quanto aos serviços hídricos. Porém, de forma geral, pequenos investimentos em recuperação talvez possam oferecer uma melhora substancial para os serviços, de 3:1 (serviços:área de restauro) com acréscimos nas bacias com até 20% de área de floresta; de 2:1 em bacias entre 20% e 40% e de 1:1 acima de 40%. Para a oferta de serviços no período chuvoso o comportamento é um pouco diferente, apesar de ainda ter uma expressão polinomial. Os acréscimos de área de floresta devem ser maiores para se obter a mesma quantidade de serviços que o período seco. Obviamente, a decisão de quais paisagens manterem ou o quanto de incremento de área por restauro

deve ser implementado em detrimento do campo depende dos tomadores de decisão. A contribuição deste trabalho é evidenciar que os dados devem ser observados, separadamente, em um ciclo hidrológico (Schmalz *et al.*, 2016).

A tomada de decisão em relação às paisagens que associavam floresta e silvicultura deve ser mais cuidadosa, em virtude da complexidade das respostas, que envolvem variáveis de outras naturezas, não incluídas nos cálculos dos índices. Nessa combinação, a oferta de cerca de 50% dos sete serviços, em períodos secos, ocorreu mais precocemente do que com floresta/campo antrópico, em torno de 10% a 20% de área com floresta nativa. Nessas bacias, a silvicultura atuou como elemento funcional dominante, de cobertura uniforme (Figura 3.11). Porém, as paisagens entre 20% e 60% de área florestal, apesar dessa maior cobertura arbórea tinham desempenhos inferiores de oferta, provavelmente devido a dois fatos: uma porção das áreas que eram de silvicultura sofreram corte raso logo antes ou durante as coletas; e os campos antrópicos existentes, antes ou durante as coletas, apresentavam sinais de degradação, como pouca ou nenhuma cobertura por gramíneas e linhas de erosão em relevo declivoso (Santos, 2007). É provável que esses fatos também tenham atingido a oferta de serviços no período chuvoso, mais restritivo do que observado nas paisagens floresta/campo, resultando em um tempo de recuperação bem maior, próximo a 80% de floresta para 80% de serviços oferecidos. Por outro lado, foi observado um aumento da oferta de serviços nas bacias com baixo percentual de floresta mas com a presença de sub-bosque no reflorestamento e sem manejo nos últimos 15 anos, caracterizando *outliers* que, claramente, indicam a recuperação natural da floresta.

Para toda a amostra avaliada, o oferecimento potencial de serviços é menor na época chuvosa do que na seca, em valores crescentes a medida que aumenta a quantidade de floresta nas bacias. Este resultado era esperado, uma vez que previa-se maior carreamento dos componentes do solo e da serapilheira para os cursos de água (Dickow *et al.*, 2008; Rodrigues *et al.*, 2015).

Esses resultados podem ser de muito valia para tomadores de decisão. Assim, por exemplo, considerando um cenário ideal para a oferta de serviço ecossistêmico de controle de erosão (100%), pode-se determinar que há necessidade de que a paisagem possua uma cobertura florestal de, pelo menos, 70% para ambos os tipos de usos avaliados neste trabalho (Figura 3.13). Este cenário, apesar de extremamente desejável, é de difícil aplicação, dada a comum reivindicação de proprietários para maior uso de terras. Por outro lado, este estudo demonstra, de forma objetiva, que apenas 10% de áreas florestadas em bacias hidrográficas não garantem a oferta

adequada do serviço de controle de erosão. Com esse cenário, a degradação do serviço e do curso d'água pode trazer prejuízos à própria atividade e à população que necessita do recurso, em direção ao rio principal, no qual estas bacias são afluentes. A retirada de floresta nestas bacias poderá causar o assoreamento dos corpos hídricos à jusante, uma baixa penetração de luz na coluna d'água prejudicando a fotossíntese e, conseqüentemente, toda a cadeia trófica, além de aumentar os custos de tratamento de água no rio principal (Moore e Richardson, 2012). Esse efeito em cascata pode causar não apenas perdas do serviço de controle de erosão, mas também de outros serviços, como potabilidade de água e água para uso humano. Essas considerações devem levar a decisão de não aceitar este cenário e sugerir sua recuperação.

Figura 3.13. Análise do serviço ecossistêmico de controle de erosão considerando os limites para os cenários ideal (linha verde), possível (linha marrom) e crítica (linha vermelha).

Este estudo não tem a pretensão de fixar um único limiar para ser respeitado em todo bioma de Mata Atlântica. Sua importância está em espelhar as prováveis conseqüências das decisões que, porventura, sejam tomadas em um processo participativo. O quanto deve ser preservado depende muito dos objetivos dos tomadores de decisão, ou seja, quais e quanto de cada serviço se quer manter para a sustentabilidade de suas atividades (Figura 3.13). A estratégia aqui adotada tem a habilidade de fornecer uma interpretação rápida e comparável entre os serviços hídricos, podendo conduzir as ações de manejo. Por outro lado, esse caminho não foi testado em paisagens de grande complexidade ou em bacias hidrográficas maiores do que terceira ordem, o que limita a transposição das respostas locais para outros territórios. No entanto, as evidências fornecidas pelos resultados são robustas e poderiam ser ampliadas de acordo com os interesses e capacidade técnica dos tomadores de decisão (Bertolo *et al.*, 2015).

Considerações finais: como aplicar os resultados deste estudo em planos de manejo?

Este estudo mostrou que existe uma dependência direta entre quantidades de floresta e sete serviços hídricos em bacias hidrográficas, principalmente se a combinação na paisagem for entre floresta e campo antrópico. Pressupondo que os tomadores de decisão desejam garantir todos esses serviços, alguns limites devem ser destacados. Assim, deve se considerar que cerca de 50% do potencial total dos serviços foram obtidos somente em bacias que tiveram cobertura com mais de 40% de floresta e os melhores ganhos de serviços potenciais ocorreram a partir de 60%. A valoração dos serviços indicou que há pouca oferta quando a floresta cobre abaixo de 30% do território, sugerindo que este pode ser considerado o limite crítico para obter a recuperação dos serviços através de alternativas de manejo, provavelmente, dispendiosas em tempo e custo. Por esses dados, este estudo sugeriu que em paisagens com floresta/campo os planos de manejo que visam recuperar serviços hídricos poderiam trabalhar com a perspectiva de ter bacias com valores mínimos de 40% de área florestada e, preferencialmente, acima de 60%.

Em relação as bacias com cobertura de floresta e silvicultura as conclusões são semelhantes em termos de comportamento geral, mas divergem em termos de oferta de serviços hídricos. A princípio, elas ofereceram maior quantidade de serviços com pouca cobertura florestal (50% de oferta com 10-20% de floresta), porém o manejo através do corte raso e a presença de pequenas percentagens de campos degradados mudaram completamente o cenário. Paisagens cobertas por 20% a 60% de florestas apresentaram muito baixo desempenho, muito menor que as paisagens com menos de 20% porque foram manejadas durante ou logo antes da obtenção dos dados. Desta forma, recomendável que o planejamento dessas bacias, diferentemente da floresta/campo, considere os limites de oferta em períodos de manejo da floresta e do solo.

Outro resultado que merece atenção dos planejadores é o comportamento dos parâmetros hídricos em relação a interação dos diferentes usos antrópicos e a floresta. O estudo indicou que os parâmetros de turbidez, condutividade e sólidos totais dissolvidos são eficientes para o monitoramento em campo, não apenas por serem mais simples e rápidos de serem obtidos, mas também porque refletiram de forma confiável as variações de estado da água frente as quantidades de cobertura florestal. Parâmetros como as formas de nitrogênio, oxigênio dissolvido, coliformes, pH, entre outros podem também ser utilizados para detalhar as especificidades dos ambientes monitorados, mas recomenda-se que qualquer que sejam os parâmetros utilizados,

eles sejam avaliados nas diferentes estações do ano, pois as respostas são distintas e, muitas vezes mais evidentes em períodos secos do que aquelas obtidas por médias anuais. Os planos de manejo que trabalham serviços hídricos devem ainda atentar para outra questão - a agregação dos parâmetros hídricos na forma de índices, que facilitam a sua comunicação para a sociedade. Os índices calculados neste estudo para os sete serviços, quando hierarquizados pelo seu desempenho em representar as quantidades de florestas, foram mais expressivos quando comparados com a formulação usual dada em bibliografia científica, que os define pela simples soma.

Sem dúvida, os resultados aqui apresentados não são definitivos e não têm a pretensão de impor regras para planejamentos de serviços hídricos. Muito ainda há de ser pesquisado para se ter respostas concretas para os tomadores de decisão. No entanto, supõe-se que este estudo sugere uma série de cenários e as prováveis consequências para a oferta de serviços hídricos em virtude da substituição da floresta por campo antrópico ou silvicultura. Finalmente, uma contribuição maior é oferecer a possibilidade dos agentes sociais discutirem, em um planejamento participativo, o real valor da conservação florestal e suas águas, ao invés de sua precificação.

5. Referências

- Abbasi, T., & Abbasi, S. A. 2011. Water quality indices based on bioassessment: the biotic indices. *Journal of Water and Health*, 9(2), 330-348
- Abbasi, T., Abbasi, S.A., 2012. Water quality indices. Elsevier Science, Amsterdam.
- Acker, K.; Beysens, D e Möller, D. 2008. Nitrite in dew, cloud and rain water: na indicator for heterogeneous processes on surfaces. *Atmospheric Research*, 87 (3-4): 200-212
- Almeida, A.C. & Soares, J.V. 2003. Comparação entre uso de água em plantações de *Eucalyptus grandis* e floresta ombrófila densa (Mata Atlântica). *Revista Árvore*, Viçosa, 27(2).
- Álvarez-Cabria, M., Barquín, J., Peñas, F.J., 2016. Modelling the spatial and seasonal variability of water quality for entire river networks: Relationships with natural and anthropogenic factors. *Sci. Total Environ.* 545–546, 152–162. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.12.109
- Amiri, B.J., Nakane, K., 2009. Modeling the Linkage Between River Water Quality and Landscape Metrics in the Chugoku District of Japan. *Water Resour. Manag.* 23, 931–956. doi:10.1007/s11269-008-9307-z
- Avigliano, E., Schenone, N., 2016. Water quality in Atlantic rainforest mountain rivers (South America): quality indices assessment, nutrients distribution, and consumption effect. *Environ. Sci. Pollut. Res.* doi:10.1007/s11356-016-6646-9
- Bascarón, M. 1979. Establishment of a methodology for the determination of water quality. *Boletín Informativo del Medio Ambiente*, 9,30–51
- Bertolo, L.S.; Santos, R.F.; Agar, Pilar M.; Pablo, C.T.L. 2015. Land-use changes assessed by overlay or mosaic methods: wich method is best for management planning? *Ecological Indicators*, 55: 32-43.
- Beven, K. 2001. How far can we go in distributed hydrological modelling? *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 5 (1), 1–12

- BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Departamento Nacional de Produção Mineral. Projeto RADAM. 1983. Geologia, geomorfologia, solos, vegetação e uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 1973. (Levantamento de recursos naturais)
- Brauman, K.A., Daily, G.C., Duarte, T.K., Mooney, H.A., 2007. The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 32, 67–98.
doi:10.1146/annurev.energy.32.031306.102758
- Breiman, L., 2001. Random forests. *Mach. Learn.* 45, 5–32.
- Castilho, C.S., Hackbart, V.C.S., Pivello, V.R., dos Santos, R.F., 2015. Evaluating Landscape Connectivity for Puma concolor and Panthera onca Among Atlantic Forest Protected Areas. *Environ. Manage.* 55, 1377–1389. doi:10.1007/s00267-015-0463-7
- Cramer, V., Hobbs, R., Standish, R., 2008. What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. *Trends Ecol. Evol.* 23, 104–112.
doi:10.1016/j.tree.2007.10.005
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital, 1997. *Nature*, 387, 253-260.
- Dale, V.H. & Polasky, S. 2007. Measures of the effects of agricultural practices on ecosystem services. *Ecological Economics* 64, 286-296.
- Daily, G.C. (Ed.), 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington, DC.
- de Araujo Barbosa, C.C., Atkinson, P.M., Dearing, J.A., 2015. Remote sensing of ecosystem services: A systematic review. *Ecol. Indic.* 52, 430–443.
doi:10.1016/j.ecolind.2015.01.007
- De Groot, R.S., Wilson, M.A., Boumans, R.M., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecol. Econ.* 41, 393–408.
- Dickow, K.M.C.; Marques, R.; Pinto, C.B. 2008. Lixiviação de nutrientes da serapilheira recém-depositada em sucessão ecológica na floresta Atlântica, Litoral do Paraná. *Floresta*, 39(1): 145-156.
- Di Sabatino, A., Coscieme, L., Vignini, P., Cicolani, B., 2013. Scale and ecological dependence of ecosystem services evaluation: Spatial extension and economic value of freshwater ecosystems in Italy. *Ecol. Indic.* 32, 259–263.
doi:10.1016/j.ecolind.2013.03.034
- Ehrlich, P.R., Mooney, H.A., 1983. Extinction, Substitution, and Ecosystem Services. *BioScience* 33, 248–254. doi:10.2307/1309037
- ESRI. 2013. ArcGis Desktop: Release 10. Redlands, CA: Invironmental System Research Institute.
- Esteves, K.E., Lôbo, A.V.P., Hilsdorf, A.W.S., 2015. Abiotic features of a river from the Upper Tietê River Basin (SP, Brazil) along an environmental gradient. *Acta Limnol. Bras.* 27, 228–237. doi:10.1590/S2179-975X5914
- Flanagan, N.E., Richardson, C.J., 2010. A multi-scale approach to prioritize wetland restoration for watershed-level water quality improvement. *Wetl. Ecol. Manag.* 18, 695–706. doi:10.1007/s11273-010-9188-9
- Foelkel, C. 2005. Minerais e nutrientes das árvores dos eucaliptos: Aspectos ambientais, árvores. nas presentes fisiológicos, silviculturais e industriais acerca dos elementos inorgânicos Newsletter, *Eucalyptus* n. 2, out
- Fu, B., Liu, Y., Lu, Y., Chansheng, H., Zeng, Y., Bingfang, W., 2011. Assessing the soil erosion control service of ecosystems change in the Loess Plateau of China. *Ecol. Complex.* 8, 284–293
- Garson, G.D. MANOVA, from StatNotes. Topics in Multivariate Analysis. Acessado em 20/09/2016 em <http://www2.chass.ncsu.edu/garson/pa765.statnote.html>

- Gotelli, N.J. e A.M. Ellison. 2004. *A Primer of Ecological Statistics*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, MA
- Guswa, A.J., Brauman, K.A., Brown, C., Hamel, P., Keeler, B.L., Sayre, S.S., 2014. Ecosystem services: Challenges and opportunities for hydrologic modeling to support decision making. *Water Resour. Res.* 50, 4535–4544. doi:10.1002/2014WR015497
- Hackbart, V., Lima, G., Santos, R., 2012. Forest conservation index and historical evolution in a coastal region: The São Sebastião Island, São Paulo, Brazil. *Bosque Valdivia* 33, 41–42. doi:10.4067/S0717-92002012000300021
- Haines-Young, R., Potschin, M., 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli, D.G., Frid, C.L.J. (Eds.), *Ecosystem Ecology: A New Synthesis*. Cambridge University Press, pp. 110–139.
- Hair, J.F.; Black, W.C.; Babin, B.J.; Anderson, R.E.; Tatham, R.L. *Análise Multivariada de dados*. 6. ed. Porto Alegre: Bookman, 2009. 688p.
- Hermann, A., Schleifer, S., Wrba, T., 2011. The concept of ecosystem services regarding landscape research: a review. *Living Rev Landsc. Res* 5, 1–37.
- Hollister, J.W., Milstead, W.B., Kreakie, B.J., 2016. Modeling lake trophic state: a random forest approach. *Ecosphere* 7, e01321. doi:10.1002/ecs2.1321
- Hu, H.; Liu, W.; Cao, M. 2008. Impact of land use and land cover changes on ecosystem services in Menglun, Xishuangbanna, Southwest China. *Environmental Monitoring and Assessment* 142, 147–156.
- Kandziora, M., Burkhard, B., Müller, F., 2013. Mapping provisioning ecosystem services at the local scale using data of varying spatial and temporal resolution. *Ecosyst. Serv.* 4, 47–59. doi:10.1016/j.ecoser.2013.04.001
- Keeler, B.L., Polasky, S., Brauman, K.A., Johnson, K.A., Finlay, J.C., O'Neill, A., Kovacs, K., Dalzell, B., 2012. Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 109, 18619–18624. doi:10.1073/pnas.1215991109
- Koçer, M.A.T., Sevgili, H., 2014. Parameters selection for water quality index in the assessment of the environmental impacts of land-based trout farms. *Ecol. Indic.* 36, 672–681. doi:10.1016/j.ecolind.2013.09.034
- Kremen, C., 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology?: *Ecology of ecosystem services*. *Ecol. Lett.* 8, 468–479. doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00751.x
- La Notte, A., Liqueste, C., Grizzetti, B., Maes, J., Egoh, B.N., Paracchini, M.L., 2015. An ecological-economic approach to the valuation of ecosystem services to support biodiversity policy. A case study for nitrogen retention by Mediterranean rivers and lakes. *Ecol. Indic.* 48, 292–302. doi:10.1016/j.ecolind.2014.08.006
- Lee, S.-W., Hwang, S.-J., Lee, S.-B., Hwang, H.-S., Sung, H.-C., 2009. Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics. *Landsc. Urban Plan.* 92, 80–89. doi:10.1016/j.landurbplan.2009.02.008
- Lima, Guilherme T.N.P.; Hackbart, V.C. dos S., Bertolo, L.S., Santos, R.F. dos, 2016. Identifying driving forces of landscape changes: Historical relationships and the availability of ecosystem services in the Atlantic forest. *Ecosyst. Serv.* 22, 11–17. doi:10.1016/j.ecoser.2016.09.009
- Maes, J., Paracchini, M.L., Zulian, G., Dunbar, M.B., Alkemade, R., 2012. Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe. *Biol. Conserv.* 155, 1–12. doi:10.1016/j.biocon.2012.06.016
- Martin-Ortega, J., 2015. *Water ecosystem services: a global perspective*, International hydrology series. Cambridge University Press, New York.
- Martin-Ortega, J., Perni, A., Jackson-Blake, L., Balana, B.B., McKee, A., Dunn, S., Helliwell, R., Psaltopoulos, D., Skuras, D., Cooksley, S., Slee, B., 2015. A

- transdisciplinary approach to the economic analysis of the European Water Framework Directive. *Ecol. Econ.* 116, 34–45.
doi:10.1016/j.ecolecon.2015.03.026
- Millennium Ecosystem Assessment (Program), 2005. Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. Island Press, Washington, DC
- Mittermeier, RA; Gil, PR; Hoffman, M; Pilgrim, J; Brooks, T; Mittermeier, CG; Lamoreux, J; Fonseca, GAB. 2005. Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Conservation International. 392p.
- Mojahedi, S. A., & Attari, J. (2009). A comparative study of water quality indices for Karun River. *World Environmental and Water Resources Congress*, 2009, 1–9
- Moore, R.D; Richardson, J.S. 2012. Natural disturbance and forest management in riparian zones: comparison of effects at reach, catchment, and landscape scales. *Freshwater Science*, 31(1):239-247.
- Nemerow, N.L. and Sumitomo, H. (1970), Benefits of water quality enhancement, Syracuse University, Syracuse, N.Y., Report No. 16110 DA
- Ojea, E., Martin-Ortega, J., 2015. Understanding the economic value of water ecosystem services from tropical forests: A systematic review for South and Central America. *J. For. Econ.* doi:10.1016/j.jfe.2015.02.001
- Ojeda, M.I., Mayer, A.S., Solomon, B.D., 2008. Economic valuation of environmental services sustained by water flows in the Yaqui River Delta. *Ecol. Econ.* 65, 155–166. doi:10.1016/j.ecolecon.2007.06.006
- Paleontological Statistics (PAST). 2016. Natural History Museum, University of Oslo. Version 3.13.
- Palhares, J.C.P.; Ramos, C.; Klein, J.B.; Lima, J.M.M.; Muller, S.; Cestonaro, T. 2007. Medição da vazão em rios pelo método do flutuador. Comunicado técnico 455, Concórdia, SC, EMBRAPA.
- Pesce, S.F., Wunderlin, D.A., 2000. Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba city Argentina on Suquia river. *Water Res.* 34, 2915–2926.
- Peters, J., Baets, B.D., Verhoest, N.E.C., Samson, R., Degroove, S., Becker, P.D., Huybrechts, W., 2007. Random forests as a tool for ecohydrological distribution modelling. *Ecol. Model.* 207, 304–318. doi:10.1016/j.ecolmodel.2007.05.011
- Ranzini, M. e Lima, W.P. 2002. Comportamento hidrológico, balanço de nutrientes e perdas em duas microbacias reflorestadas com Eucalyptus, no Vale do Paraíba, SP. *Scientia Forestalis*, 61: 144-159.
- Rodrigues, D.B.B., Gupta, H.V., Mendiondo, E.M., Oliveira, P.T.S., 2015. Assessing uncertainties in surface water security: An empirical multimodel approach: ASSESSING UNCERTAINTIES IN SURFACE WATER SECURITY. *Water Resour. Res.* 51, 9013–9028. doi:10.1002/2014WR016691
- Rossi, L., Fankhauser, R., Chèvre, N., 2006. Water quality criteria for total suspended solids (TSS) in urban wet-weather discharges. *Water Sci. Technol.* 54, 355. doi:10.2166/wst.2006.623
- Said, A., Stevens, D.K., Sehlke, G., 2004. An Innovative Index for Evaluating Water Quality in Streams. *Environ. Manage.* 34, 406–414. doi:10.1007/s00267-004-0210-y
- Santos, R.F. (Org.). 2007. Vulnerabilidade ambiental. Brasília: MMA. 192p.
- Santos, R.F. 2004. Planejamento Ambiental: teoria e prática. São Paulo: Oficina de textos. 184p.
- Schmalz, B., Kruse, M., Kiesel, J., Müller, F., Fohrer, N., 2016. Water-related ecosystem services in Western Siberian lowland basins—Analysing and mapping spatial and seasonal effects on regulating services based on ecohydrological modelling results. *Ecol. Indic.* 71, 55–65. doi:10.1016/j.ecolind.2016.06.050
- Sharma, S. *Applied Multivariate Techniques*, Wiley, New York, 1996.
- Sutadian, A.D., Muttill, N., Yilmaz, A.G., Perera, B.J.C., 2016. Development of river water quality indices—a review. *Environ. Monit. Assess.* 188. doi:10.1007/s10661-015-5050-0

- Tallis, H., Polasky, S., 2009. Mapping and Valuing Ecosystem Services as an Approach for Conservation and Natural-Resource Management. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1162, 265–283. doi:10.1111/j.1749-6632.2009.04152.x
- TEEB, 2008. The Economics of Ecosystems and Biodiversity—An Interim Report. (http://www.teebweb.org/media/2008/05/TEEB-Interim-Report_English.pdf/)
- Terrado, M., Barceló, D., Tauler, R., Borrell, E., Campos, S. de, Barceló, D., 2010. Surface-water-quality indices for the analysis of data generated by automated sampling networks. *TrAC Trends Anal. Chem.* 29, 40–52. doi:10.1016/j.trac.2009.10.001
- Turner, M.G., Donato, D.C., Romme, W.H., 2013. Consequences of spatial heterogeneity for ecosystem services in changing forest landscapes: priorities for future research. *Landsc. Ecol.* 28, 1081–1097. doi:10.1007/s10980-012-9741-4
- Uriarte, M., Yackulic, C.B., Lim, Y., Arce-Nazario, J.A., 2011. Influence of land use on water quality in a tropical landscape: a multi-scale analysis. *Landsc. Ecol.* 26, 1151–1164. doi:10.1007/s10980-011-9642-y
- Valderrama, J.C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. *Mar. Chem.*, v. 10, p.109-122.
- Van Houtven, G., Mansfield, C., Phaneuf, D.J., von Haefen, R., Milstead, B., Kenney, M.A., Reckhow, K.H., 2014. Combining expert elicitation and stated preference methods to value ecosystem services from improved lake water quality. *Ecol. Econ.* 99, 40–52. doi:10.1016/j.ecolecon.2013.12.018
- Vital, M.H., 2007. Impacto ambiental de florestas de eucalipto. *Rev. BNDES Rio Jan.* 14, 235–276.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, J.M., 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277, 494–499.
- Von Sperling, M. 2014. Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. 2ªed. Belo Horizonte: Editora UFMG. 592p.
- Wear, D.N., Turner, M.G., Naiman, R.J., 1998. Land cover along an urban-rural gradient: implications for water quality. *Ecol. Appl.* 8, 619–630.
- Xu, G., Xie, J., Zhang, Y., Zhao, C., & Wu, Q. 2010. Application of Nemerow pollution index in landscape river water quality assessment of Tianjin. Paper presented at the 2010 4th International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering, iCBBE 2010.

MATERIAL SUPLEMENTAR

Anexo 1: Legenda do mapeamento da área de estudo

Tipo de uso e cobertura da terra	Descrição
Floresta em estágio sucessional médio/avançado	Fragmentos florestais de dossel contínuo, alto porte
Floresta estágio sucessional inicial	Fragmentos florestais de dossel descontínuo, médio porte
Áreas úmidas	Áreas associadas aos cursos d'água que apresentam vegetação herbácea
Silvicultura	Áreas com monocultura de <i>Eucalyptus sp</i> ou <i>Pinus sp.</i>
Agricultura	Áreas com cultivos agrícolas
Campo antrópico	Áreas com gramíneas, para pastagem ou áreas desmatadas ou agrícolas abandonadas
Conglomerado urbano	Áreas adensadas, com edificações residenciais, comerciais e industriais
Conglomerado rural	Áreas com edificações residenciais e/ou com edificações de apoio as atividades de solo rural
Mineração	Campos de extração mineral
Corpos d'água de 51 a 200m	Rios e/ou represas que contêm entre 51 e 200 metros de largura
Corpos d'água > 200m	Rios e/ou represas que contêm mais de 200 metros de largura
Afloramento rochoso	Áreas com rochas expostas sem cobertura vegetal em áreas de altas declividade e altitude
Outros tipos de uso e ocupação e cobertura da terra	Áreas que não apresentam nenhuma das características dos tipos de uso e ocupação e cobertura da terra selecionadas para o estudo

Anexo 2. Procedimentos adotados em campo

Para assegurar a qualidade dos dados obtidos a partir das coletas de amostras de água em campo foi utilizado o Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (ANA, 2011), que orienta desde a lavagem dos frascos até o acondicionamento das amostras.

1. Amostragem e trabalhos de campo

Após a seleção dos pontos de amostragem (Capítulo 2), foi elaborado um roteiro diário para as coletas, de forma que a cidade de São Luis do Paraitinga/SP fosse o ponto de partida e retorno após as coletas (Figura 1). As 27 bacias selecionadas para estudo foram agrupadas em etapas de coleta.

Figura 1. Localização das bacias selecionadas para o estudo. Os círculos representam o agrupamento das bacias por etapa de coleta

Para as coletas, foi elaborado um check-list com o material necessário e uma ficha individual por bacia, conforme apresentados, na Figura 2 (A e B).

A.	B.
GPS	Bacia:
3 frascos 500 ml para os Nitrogênios	Data da amostragem:
3 frascos 500 ml para fósforo	Hora da amostragem:
2 frascos de vidro 200 ml para orgânicos	Latlong:
2 garrafas de 2 litros para sólidos	Medidas
Sonda de condutividade	pH
Sonda do Oxigênio dissolvido	EC
Sonda pH/Eh/Temperatura/TDS	TDS
Prancheta	ORP
Lápis	Temperatura
Caneta	Oxigênio Dissolvido
Borracha	Check list
Caneta permanente	Amostra para Nitrogênio
Fichas para anotar resultados das sondas	Amostra para Fósforo
Sacos plásticos	Amostra para Sólidos
Isopores	Amostra para coliformes
gelo	Fotos:
Fita crepe	OBS
	Turbidez:
	NTU
	Sólidos totais em Suspensão
	Amostra 1
	Amostra 2
	Amostra 3
	Coliformes
	Colonias azuis
	Colonias violetas
	Total

Figura 2. A. Check-list do material necessário para as coletas. B. Ficha para anotação de dados para cada bacia

As sondas utilizadas para a obtenção dos dados de condutividade, pH, sólidos totais dissolvidos, temperatura, oxigênio dissolvido e turbidímetro foram devidamente calibradas. Os frascos de polietileno (324 para cada período de amostragem em campo) foram lavados com Extran (10%), enxaguados em água corrente, lavados com HNO₂ (ácido nítrico) a 10% e por último enxaguados com água destilada.

Para a análise dos sólidos em suspensão (SS) foram utilizados de fibra de vidro GF-1 47mm, que foram preparados para as coletas. Os filtros foram lavados em água destilada, secos em estufa a 60°C por uma hora e após este período, mantidos em um dessecador por duas horas. Após esta etapa, os filtros foram pesados em uma balança de precisão para a obtenção do Peso 1 (P1) e acondicionados em um envelope individual.

2. Amostras de água e coleta de dados em campo

Foram realizadas seis coletas de dados e de amostras de água nas 27 bacias hidrográficas selecionadas para o estudo. Em cada ponto amostral foram coletados dados de condutividade, pH, temperatura, sólidos totais dissolvidos e oxigênio dissolvido na água e amostras para as análises de coliformes fecais e totais, fósforo total, nitrito, nitrato, amônia, sólidos em suspensão e turbidez (Figura 3).

Figura 3. A - B. Exemplo de pontos de coleta.

Para todos os parâmetros, a água bruta dos rios foi coletada com um balde de alumínio de 5 litros, para evitar a contaminação das amostras com os compostos orgânicos, que são normalmente encontrados nos baldes de polietileno (ANA, 2011). Antes de iniciar a coleta, todos os equipamentos foram ambientados com uma lavagem utilizando a água do rio a ser coletada.

Em todos os pontos de coleta foi feito o registro fotográfico do estado das margens e do entorno dos rios para auxiliar a interpretação dos resultados (Figura 4).

Campanha de campo 1: ago/2014	Campanha de campo 2: fev/2015
<p>A</p>	<p>B</p>
<p>C</p>	<p>D</p>

Figura 4. Exemplo de registro fotográfico das margens e do entorno dos rios coletados nas duas campanhas de campo. A e B. Registro fotográfico da Bacia 1. C e D. Registro fotográfico da Bacia 7 no período seco (C) e período chuvoso (D).

Amostragem dos parâmetros das sondas

As sondas foram ambientadas e imersas na amostra de água bruta no balde até a estabilização dos parâmetros (Figura 5) e os valores dos parâmetros registrados em planilha. Após a leitura dos parâmetros, as sondas foram lavadas abundantemente com água destilada para retirar os resíduos da amostra e prepará-las para a coleta seguinte.

Figura 5. Leitura das sondas. A. Sonda para medir os parâmetros de condutividade, pH, temperatura e TDS. B. Sonda para medir OD.

Amostragem dos Coliformes fecais e totais

A coleta para a análise microbiológica foi feita utilizando luvas descartáveis para manusear a cartela. A cartela foi retirada da embalagem plástica, umedecida com a água do rio (Figura 6A), recolocada na embalagem (Figura 6B), imediatamente identificada e mantida refrigerada até o momento de ser colocada na microestufa a 36°C para incubação.

Figura 6. A. Amostragem de coliformes fecais e totais. B. Detalhe da cartela microbiológica umedecida com a amostra de água do rio.

Amostragem de fósforo total, nitrito, nitrato, amônia, sólidos em suspensão e turbidez

Em cada ponto de coleta foram realizadas três coletas de 500ml de amostras independentes de água bruta em balde para os parâmetros fósforo total, nitrito, nitrato e amônia; 2000 ml de amostras para as análises de sólidos em suspensão e 30ml de amostras para a análise de turbidez. As amostras de água para as análises de fósforo total, nitrito, nitrato e amônia foram fixadas com ácido sulfúrico a 2% ($\text{pH} < 2$). Todos os frascos foram identificados e mantidos refrigerados até o momento das análises (Figura 7). A análise dos sólidos em suspensão (SS) e turbidez foram mantidas refrigeradas até serem processadas no mesmo dia.

Figura 7. A. Conservação das amostras de PT e MS. B. Identificação das amostras. C e D. Amostras mantidas em refrigeração.

Anexo 3. Outliers identificados pelo coeficiente de variação

	% floresta	coletas	EC	OD	Sólidos	Turbidez	ColF	ColT	PT	Nitrito	Nitrato
campo antrópico	31.65	4			35.85						
	30.5	3				61.6					
Silvicultura	29.3	4			59.5						
	29.3	4				131.66					
	16.07	2	95								
	10.01	3				103					
	10.01	4			207						
	10.01	4				367					
	10.01	4							0.185		
	10.01	4								0.1451	
	10.01	4									0.94
	10.01	4									
	8.5	2									
	8.5	2									
	8.5	2					4.98				
	8.5	2						5.04			
	5.47	4		1.65							

EC: condutividade; OD: oxigênio dissolvido; ColF: coliformes fecais; ColT: coliformes totais; PT: fósforo total

Anexo 4. (A). Valores médios brutos e o desvio padrão dos parâmetros hídricos avaliados nas estações chuvosas e secas para as combinações de floresta/campo antrópico

		pH		Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)		Oxigênio dissolvido (mg/L)		Sólidos totais dissolvidos (ppm)		Sólidos totais em suspensão (mg/L)		Turbidez (NTU)		Fósforo total (mg/L)	
		média	SD	média	SD	média	SD	média	SD	média	SD	média	SD	média	SD
Estação chuvosa	90.54	6.88	0.23	17.00	1.00	6.45	0.50	8.33	0.58	0.05	0.05	0.90	0.26	0.006	0.000
	83.91	7.33	0.17	23.33	1.15	6.30	0.19	11.67	0.58	1.79	0.68	3.49	1.48	0.012	0.010
	81.87	6.60	0.31	22.33	2.36	6.02	0.27	11.00	5.93	0.92	1.37	2.19	1.79	0.012	0.011
	71.03	7.07	0.14	27.00	1.73	6.00	0.27	13.67	0.58	1.38	1.48	3.53	2.62	0.015	0.016
	63.92	7.08	0.21	19.33	1.53	5.98	0.09	10.00	1.00	0.33	0.15	2.11	0.88	0.008	0.004
	61.20	6.91	0.31	28.67	3.21	4.53	0.16	15.00	1.00	9.26	9.07	17.21	12.61	0.013	0.007
	33.19	7.04	0.59	14.67	2.31	5.90	0.44	7.67	0.58	2.92	1.28	5.77	2.91	0.009	0.006
	31.65	7.18	0.61	28.67	2.08	5.56	0.18	14.33	0.58	17.13	5.16	8.10	4.99	0.020	0.013
	30.50	7.04	0.39	34.00	2.00	4.01	0.44	17.00	1.00	10.70	2.56	32.15	5.26	0.030	0.023
	14.03	7.99	1.01	47.00	2.00	3.89	0.33	23.67	1.53	5.95	1.75	8.66	2.48	0.047	0.040
	12.24	7.87	0.82	73.33	5.80	2.49	0.34	36.67	4.16	2.50	1.49	5.80	2.16	0.018	0.012
	11.44	7.73	0.77	130.67	5.23	1.54	0.78	65.33	5.44	5.92	0.68	18.53	4.44	0.010	0.005
	11.43	8.21	1.03	40.33	4.16	4.42	0.04	20.33	2.52	2.75	1.58	5.63	0.98	0.018	0.010
	11.33	8.25	0.65	92.33	4.04	5.07	0.24	46.00	2.00	5.24	3.21	11.33	5.90	0.007	0.001
	10.71	7.74	0.46	77.67	5.13	4.95	0.25	38.67	6.81	6.89	2.04	16.14	3.12	0.012	0.008
Estação seca	90.54	7.14	0.20	17.33	0.58	6.98	0.68	8.67	0.58	0.68	1.01	0.64	0.12	0.006	0.000
	83.91	7.44	0.37	25.67	3.79	7.48	0.91	13.33	2.31	2.00	1.37	1.57	0.80	0.006	0.000
	81.87	6.96	0.55	16.00	1.00	7.00	0.70	8.00	0.00	0.18	0.10	0.81	0.10	0.006	0.000
	71.03	7.15	0.09	29.67	2.08	7.22	0.93	15.00	1.00	1.00	0.48	1.95	0.39	0.006	0.000
	63.92	7.34	0.30	19.33	0.58	7.67	1.08	9.67	0.58	0.25	0.17	1.07	0.41	0.006	0.000
	61.20	7.27	0.26	29.67	2.52	6.24	0.70	14.67	1.53	3.42	1.85	4.84	0.42	0.006	0.000
	33.19	7.39	0.32	30.00	5.19	7.08	0.59	15.00	5.10	0.70	0.66	1.50	0.61	0.006	0.000
	31.65	7.53	0.31	28.67	5.13	7.26	0.78	14.33	3.06	0.31	0.30	2.27	0.56	0.006	0.000
	30.50	7.26	0.40	37.00	5.80	6.19	0.76	18.67	4.93	7.14	5.00	7.02	1.47	0.006	0.000
	14.03	7.46	0.35	46.00	5.14	6.70	1.14	22.33	5.75	2.47	1.33	5.95	5.20	0.006	0.000
	12.24	7.88	0.32	67.33	5.12	5.54	1.02	33.33	5.66	1.93	1.09	3.78	1.58	0.006	0.000
	11.44	7.32	0.36	76.00	5.90	2.76	1.36	38.33	5.13	1.80	1.86	4.43	2.09	0.006	0.000
	11.43	7.67	0.41	36.00	5.81	5.90	0.67	17.67	3.79	0.97	0.48	3.15	1.58	0.006	0.000
	11.33	8.03	0.38	79.33	5.88	5.57	0.28	39.67	4.04	3.38	2.49	5.86	4.77	0.006	0.000
	10.71	8.13	0.46	59.00	5.19	6.25	1.08	29.67	5.90	2.74	3.06	7.19	2.29	0.006	0.000

Continua

		Nitrito (mg/L)		Nitrato (mg/L)		Amônia (mg/L)		Coliformes fecais		Coliformes totais		Temperatura (°C)	
	% floresta	média	SD	média	SD	média	SD	média	SD	média	SD	média	SD
Estação chuvosa	90.54	0.002	0.002	0.057	0.018	0.042	0.029	0.63	1.10	3.14	0.28	20.30	1.14
	83.91	0.003	0.001	0.015	0.007	0.047	0.030	1.50	1.35	3.00	0.56	21.37	0.49
	81.87	0.001	0.000	0.034	0.016	0.051	0.044	0.63	1.10	2.04	1.77	21.33	0.91
	71.03	0.005	0.006	0.013	0.004	0.037	0.020	2.18	0.49	2.85	0.49	22.23	1.55
	63.92	0.001	0.001	0.030	0.017	0.044	0.032	1.66	1.55	2.98	0.27	20.33	0.32
	61.20	0.004	0.001	0.012	0.003	0.065	0.039	2.55	0.26	3.26	0.40	22.63	1.84
	33.19	0.003	0.002	0.024	0.012	0.039	0.024	1.27	1.10	1.64	1.52	20.53	0.67
	31.65	0.008	0.010	0.066	0.085	0.036	0.018	2.00	1.73	2.29	1.99	20.17	0.80
	30.50	0.010	0.009	0.073	0.061	0.034	0.015	2.52	2.25	2.81	2.50	22.20	1.06
	14.03	0.007	0.001	0.011	0.003	0.065	0.068	2.32	0.39	3.40	0.24	24.87	0.90
	12.24	0.003	0.001	0.015	0.004	0.035	0.017	1.78	1.55	2.09	1.81	23.97	0.87
	11.44	0.007	0.002	0.011	0.000	0.040	0.024	1.47	1.31	3.21	0.37	26.20	2.10
	11.43	0.003	0.001	0.013	0.004	0.037	0.021	2.31	0.70	3.28	0.32	23.77	0.55
	11.33	0.004	0.004	0.017	0.010	0.046	0.035	2.49	0.36	3.14	0.12	23.73	1.63
	10.71	0.006	0.002	0.014	0.005	0.077	0.089	2.46	0.71	3.11	0.37	22.57	0.55
Estação seca	90.54	0.001	0.000	0.064	0.048	0.043	0.030	1.37	1.20	3.00	0.23	17.57	1.33
	83.91	0.001	0.000	0.035	0.043	0.036	0.018	2.10	0.17	3.45	0.69	18.30	1.82
	81.87	0.001	0.000	0.049	0.042	0.047	0.023	1.27	1.10	1.79	1.58	18.37	1.16
	71.03	0.001	0.001	0.011	0.000	0.026	0.000	0.73	1.27	2.01	1.74	18.80	1.97
	63.92	0.001	0.000	0.025	0.021	0.038	0.022	0.63	1.10	2.73	0.46	17.40	0.46
	61.20	0.001	0.001	0.020	0.015	0.026	0.000	2.60	0.39	3.33	0.31	17.10	1.30
	33.19	0.001	0.000	0.032	0.026	0.026	0.000	0.63	1.10	0.87	1.50	16.60	2.08
	31.65	0.001	0.000	0.028	0.024	0.026	0.000	0.63	1.10	1.78	1.54	16.07	2.21
	30.50	0.001	0.001	0.054	0.069	0.042	0.028	2.66	0.41	3.55	0.14	19.07	1.22
	14.03	0.001	0.001	0.014	0.003	0.026	0.000	1.63	1.51	2.95	0.32	18.77	1.52
	12.24	0.001	0.001	0.022	0.020	0.026	0.000	2.44	0.69	3.53	0.69	18.50	3.06
	11.44	0.002	0.001	0.035	0.042	0.026	0.000	1.27	1.10	3.07	0.12	17.67	2.12
	11.43	0.001	0.001	0.026	0.027	0.042	0.019	2.56	0.77	3.21	0.37	19.33	2.37
	11.33	0.002	0.001	0.058	0.044	0.034	0.014	2.38	0.00	3.29	0.08	20.57	2.48
	10.71	0.002	0.002	0.019	0.015	0.029	0.007	2.46	0.45	2.94	0.29	16.53	1.29

Anexo 4 (B). Valores médios brutos e o desvio padrão dos parâmetros hídricos avaliados nas estações chuvosas e secas para as combinações de floresta/silvicultura

		pH		Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)		Oxigênio dissolvido (mg/L)		Sólidos totais dissolvidos (ppm)		Sólidos totais em suspensão (mg/L)		Turbidez (NTU)		Fósforo total (mg/L)	
		média	SD	média	SD	média	SD	média	SD	média	SD	média	SD	média	SD
Estação chuvosa	91	6.88	0.23	17.00	1.00	6.45	0.50	8.33	0.58	0.05	0.05	0.90	0.26	0.006	0.000
	84	7.33	0.17	23.33	1.15	6.30	0.19	11.67	0.58	0.92	1.37	2.19	1.79	0.012	0.011
	82	6.60	0.31	22.33	5.32	6.02	0.27	11.00	6.93	1.79	0.68	3.49	1.48	0.012	0.010
	72	7.65	0.60	23.67	0.58	5.76	0.44	11.67	0.58	0.45	0.33	1.92	0.29	0.007	0.002
	64	7.93	0.99	33.00	0.00	5.26	0.22	16.33	0.58	6.62	0.81	9.65	1.89	0.017	0.011
	61	7.50	0.69	31.33	2.89	5.16	0.55	15.67	1.53	12.03	5.60	28.01	0.29	0.026	0.021
	31	7.54	1.09	46.00	1.73	2.93	0.65	23.33	1.15	9.09	2.84	19.91	6.95	0.009	0.006
	30	7.28	0.98	58.33	5.13	3.03	0.43	29.00	2.65	3.15	1.24	13.04	2.84	0.006	0.000
	30	6.89	0.71	32.67	2.52	4.71	0.13	16.33	1.15	26.84	3.40	53.47	1.56	0.027	0.013
	16	7.46	0.82	39.00	1.00	2.78	0.63	19.67	0.58	4.00	1.09	6.43	0.79	0.007	0.001
	15	7.91	1.03	68.00	2.36	4.93	0.74	34.00	5.74	9.55	5.16	23.01	2.36	0.015	0.009
	10	7.53	1.00	19.67	3.21	5.07	0.31	10.00	1.73	78.14	2.30	161.12	3.45	0.097	0.081
	9	7.84	1.01	70.00	5.13	3.35	0.15	34.67	4.04	6.47	4.30	11.63	4.94	0.053	0.044
	5	7.84	0.92	67.67	3.06	2.70	1.08	34.00	1.73	10.33	4.03	18.68	4.30	0.012	0.009
	0	7.77	0.57	39.00	2.65	5.53	0.54	19.33	1.53	3.44	1.13	14.74	6.75	0.022	0.014
Estação seca	91	7.14	0.20	17.33	0.58	6.98	0.68	8.67	0.58	0.68	1.01	0.64	0.12	0.006	0.000
	84	7.44	0.37	25.67	3.79	7.48	0.91	13.33	2.31	0.18	0.10	0.81	0.10	0.006	0.000
	82	6.96	0.55	16.00	1.00	7.00	0.70	8.00	0.00	2.00	1.37	1.57	0.80	0.006	0.000
	72	8.02	0.30	46.67	5.18	7.12	1.43	23.67	5.51	0.59	0.42	1.24	0.17	0.006	0.000
	64	7.93	0.81	20.33	5.08	5.80	0.31	10.00	3.46	9.58	2.56	9.39	1.51	0.008	0.003
	61	7.93	0.81	30.00	0.00	5.26	0.11	15.00	0.00	10.69	1.16	28.02	5.18	0.012	0.005
	31	7.00	0.34	34.00	5.33	5.25	1.68	15.33	3.21	1.79	2.20	5.06	0.33	0.006	0.000
	30	6.89	0.24	33.00	5.39	4.00	1.16	17.33	5.66	0.56	0.67	3.38	0.36	0.006	0.000
	30	7.34	0.30	34.67	5.01	6.77	0.44	17.00	5.78	1.49	0.22	3.28	1.27	0.006	0.000
	16	7.28	0.27	54.33	5.12	5.92	0.35	27.00	0.17	2.58	1.33	5.90	0.77	0.006	0.000
	15	7.49	0.26	52.00	3.14	6.04	1.51	26.00	5.14	2.68	4.06	8.44	2.29	0.006	0.000
	10	7.55	0.39	24.33	2.31	5.58	0.43	11.67	1.15	6.30	3.98	36.38	5.20	0.050	0.038
	9	7.53	0.38	54.33	5.59	5.22	1.31	27.33	3.06	16.42	5.18	17.06	5.80	0.016	0.006
	5	7.22	0.31	55.33	4.36	5.03	1.13	28.67	5.97	6.92	5.00	8.90	4.57	0.006	0.000
	0	8.13	0.81	35.00	1.73	6.10	0.25	17.67	0.58	2.45	0.85	12.12	9.01	0.007	0.002

Continua

		Nitrito (mg/L)		Nitrato (mg/L)		Amônia (mg/L)		Coliformes fecais		Coliformes totais		Temperatura (°C)	
	% floresta	média	SD	média	SD	média	SD	média	SD	média	SD	média	SD
Estação chuvosa	91	0.002	0.002	0.057	0.018	0.042	0.029	0.63	1.10	3.14	0.28	20.30	1.14
	84	0.001	0.000	0.034	0.016	0.051	0.044	1.50	1.35	3.00	0.56	21.37	0.49
	82	0.003	0.001	0.015	0.007	0.047	0.030	0.63	1.10	2.04	1.77	21.33	0.91
	72	0.001	0.001	0.049	0.021	0.033	0.012	1.95	1.69	3.45	0.35	21.07	1.17
	64	0.002	0.001	0.061	0.027	0.050	0.042	1.73	1.51	3.51	0.11	23.37	0.76
	61	0.006	0.004	0.066	0.048	0.050	0.042	3.51	1.22	4.33	0.92	21.77	1.02
	31	0.006	0.005	0.011	0.000	0.043	0.030	1.27	1.10	2.05	1.78	21.87	1.70
	30	0.002	0.002	0.011	0.000	0.034	0.016	1.27	1.10	2.82	0.53	22.23	0.49
	30	0.007	0.005	0.078	0.090	0.080	0.031	1.57	1.43	2.33	2.02	21.20	0.85
	16	0.004	0.001	0.011	0.000	0.036	0.019	1.80	1.56	3.24	0.20	23.13	0.42
	15	0.008	0.006	0.044	0.028	0.073	0.083	2.00	1.84	3.47	0.29	22.40	0.36
	10	0.067	0.072	0.390	0.486	0.038	0.022	2.06	0.28	3.40	0.89	22.97	3.27
	9	0.006	0.003	0.025	0.015	0.067	0.044	1.57	1.44	2.78	0.36	24.80	0.53
Estação seca	5	0.008	0.003	0.040	0.035	0.150	0.206	1.45	1.29	2.93	0.15	24.57	0.85
	0	0.007	0.001	0.017	0.005	0.090	0.112	2.14	0.21	3.05	0.34	23.03	2.11
	91	0.001	0.000	0.064	0.048	0.043	0.030	1.37	1.20	3.00	0.23	17.57	1.33
	84	0.001	0.000	0.049	0.042	0.047	0.023	2.10	0.17	3.45	0.69	18.30	1.82
	82	0.001	0.000	0.035	0.043	0.036	0.018	1.27	1.10	1.79	1.58	18.37	1.16
	72	0.001	0.000	0.043	0.056	0.044	0.032	0.63	1.10	2.93	0.05	15.60	0.61
	64	0.002	0.000	0.102	0.035	0.115	0.155	2.10	0.17	3.51	0.03	19.70	2.60
	61	0.004	0.002	0.093	0.024	0.036	0.019	3.21	0.87	2.90	0.00	18.73	1.85
	31	0.002	0.002	0.011	0.000	0.044	0.023	1.27	1.10	3.07	0.31	18.30	2.35
	30	0.001	0.001	0.011	0.000	0.026	0.000	1.57	1.37	2.85	0.31	16.50	1.30
	30	0.001	0.001	0.035	0.028	0.029	0.007	0.84	1.45	1.92	1.74	15.80	2.51
	16	0.002	0.001	0.037	0.045	0.026	0.000	2.42	0.24	3.42	0.31	17.20	1.91
	15	0.005	0.002	0.075	0.027	0.159	0.205	1.85	1.65	2.90	0.47	18.80	1.95
	10	0.034	0.029	0.218	0.148	0.030	0.007	2.54	0.23	3.37	0.10	20.57	2.14
	9	0.003	0.002	0.050	0.063	0.128	0.111	3.65	1.17	3.90	1.00	18.10	2.62
	5	0.003	0.002	0.059	0.042	0.047	0.018	1.47	1.27	2.21	1.92	20.23	2.21
	0	0.006	0.001	0.021	0.009	0.026	0.000	1.53	1.33	2.85	0.83	19.00	2.60

Anexo 5 (A). *Boxplots* dos parâmetros hídricos da combinação floresta/campo antrópico que apresentaram as relações menos expressivas.

Anexo 5 (B). Curvas de tendência dos parâmetros hídricos da combinação floresta/campo antrópico que apresentaram as relações menos expressivas.

Anexo 5 (C). *Boxplots* dos parâmetros hídricos da combinação floresta/silvicultura que apresentaram as relações menos expressivas.

Anexo 5 (D). Curvas de tendência dos parâmetros hídricos da combinação floresta/silvicultura que apresentaram as relações menos expressivas.

	Anual	Estação seca	Estação chuvosa
Oxigênio dissolvido	$R^2 = 0.403$	$R^2 = 0.321$	$R^2 = 0.432$
Condutividade	$R^2 = 0.379$	$R^2 = 0.569$	$R^2 = 0.791$
Sólidos totais em suspensão	$R^2 = 0.371$	$R^2 = 0.119$	$R^2 = 0.546$
Fósforo total	$R^2 = 0.266$	$R^2 = 0.026$	$R^2 = 0.046$
Amônia	$R^2 = 0.093$	$R^2 = 0.331$	$R^2 = 0.047$
pH	$R^2 = 0.085$	$R^2 = 0.085$	$R^2 = 0.287$
O eixo horizontal representa o percentual de floresta			
Continua

Anexo 6. Cálculo dos serviços ecossistêmicos hídricos pela simples somatória dos parâmetros hídricos, sem considerar o peso do *Random Forest*.

Continua