



Foto: Alexandre Matthiensen

Capítulo 9

Diagnóstico ambiental do lajeado
Clarimundo e lajeado Fragosos
Parâmetros físicos, químicos e microbiológicos

Alexandre Matthiensen
Luiz Antônio Calvi Junior
William Michelon
Helga Cristina Fuhrmann Dinnebier
Rosemari Martini
Andressa Garbossa

Introdução

Bacias hidrográficas (BH) são sistemas socioecológicos complexos. Elas refletem as interações entre os seres humanos e seu ambiente, bem como seus múltiplos interesses e atividades (Agol, 2015). O manejo sustentável das bacias hidrográficas necessita de uma abordagem integrada, que requer um equilíbrio entre equidade social, eficiência econômica e sustentabilidade ambiental. As medidas ambientais de controle necessárias para uma bacia hidrográfica dependem muito das características das fontes de água e do uso e ocupação de sua bacia de captação associada. Dentro de uma bacia hidrográfica, a qualidade da água é o indicador-chave para a saúde de um sistema fluvial ou subterrâneo.

A Região Oeste de Santa Catarina é conhecida pela suinocultura industrial (tecnificada), com grande participação de agricultores familiares integrados a empresas e cooperativas agroindustriais (Miele et al., 2011). Apesar do padrão de excelência da produção suinícola regional, há inúmeras questões ambientais relacionadas à cadeia que ainda necessitam de soluções. A intensificação da produção é consequência do modelo de produção vigente. A alocação de um grande número de animais em regime de confinamento, em grande proximidade uns com os outros, pode trazer um aumento do risco da emergência de patógenos, além do desenvolvimento e transmissão de resistência a antibióticos (Dufour et al., 2012). Em decorrência disso, há a geração de um grande volume de dejetos que necessitam de uma destinação. A aplicação dos dejetos animais na condição de fertilizantes do solo tem sido a principal forma de reciclagem desses resíduos, especialmente nas regiões de criações intensivas, como ocorre no Sul do Brasil. Na prática, abordagens padronizadas normalmente são aplicadas para todos os casos, ao invés de avaliações customizadas para cada sistema (World Health Organization, 2011).

Os programas de monitoramento e diagnóstico ambientais contribuem para detectar o estado alterado de um ecossistema, e fornecem informações que auxiliam a identificar os meios pelos quais as abordagens de manejo existentes possam ser realizadas de maneira mais sustentável (Gardner, 2015). Dessa forma, a busca por indicadores ambientais que permitam suas mensurações ao longo do tempo é imprescindível para que se possa subsidiar a

tomada das decisões visando melhorias nos resultados sociais e ambientais (IBGE, 2015).

O acesso à água de qualidade para os diversos usos é importante tanto para questões de desenvolvimento econômico quanto de saúde pública, em nível nacional, regional e local. Não menos importante, o destino de boa parte da biodiversidade mundial depende da habilidade de melhorar o manejo dos ecossistemas que já foram e/ou estão sendo alterados pelas atividades humanas.

Os resultados apresentados nos próximos três capítulos fazem parte do diagnóstico da qualidade da água e da biodiversidade do projeto Avaliação de indicadores e estratégias para valoração de serviços ambientais em bacias hidrográficas com produção intensiva de animais (SA-SuAve). Os dados apresentados foram fundamentados na busca de indicadores, passíveis de serem quantificados e comparados em relação à pressão ambiental exercida pelas criações de animais intensivas sobre os recursos hídricos de uma microbacia hidrográfica, bem como sua consequência na sub-bacia correspondente. Apesar de indicadores refletirem apenas parcialmente a realidade, eles são uma parte necessária da informação utilizada para entender o que ocorre ao nosso redor e fazer planos para o futuro. Indicadores não garantem resultados, mas os resultados desejáveis são improváveis de acontecer sem o conhecimento dos indicadores adequados (Latawiec; Agol, 2015).

Materiais e métodos

Área de estudo

A sub-bacia hidrográfica do lajeado Fragosos (SBHLF) pertence à BH do rio Jacutinga, na Região Hidrográfica 3, que é composta pela BH do rio Jacutinga e Contíguos e BH do rio do Peixe. Localiza-se totalmente no município de Concórdia e tem uma área de drenagem de 61,54 km², correspondendo a 7,62% do município. Geologicamente, o levantamento feito pelo Inventário das Terras em Microbacias Hidrográficas (Tassinari et al., 2009) descreve a presença de Cambissolo Terra Bruna-Roxa Estruturada, Terra Roxa Estruturada e Solos Litólicos.

O lajeado Fragosos desemboca diretamente no rio Jacutinga, próximo à comunidade de Engenho Velho, e tem parte de sua foz inundada pela formação do lago da Barragem da Usina Hidrelétrica (UHE) Itá. A extensão total do rio principal é de cerca de 25 km, com declividade média de 23,5% e tempo médio de retenção hidráulica de 5h25. A bacia principal do lajeado Fragosos é composta por diversos pequenos afluentes, formando muitas microbacias de áreas reduzidas.

O estudo foi realizado na microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo (MBHLC), que está inserido na sub-bacia do lajeado Fragosos. Essa microbacia tem uma área de 233,9 ha, sendo 1,84 ha de água, equivalente a 0,8% da área total. A atividade predominante é agropecuária, com 25 propriedades, prevalecendo a suinocultura (6.412 animais), seguido de bovinocultura (320 animais). Mais detalhes da microbacia, referente à localização, ocupação, uso do solo e antropização, estão descritos no Capítulo 2.

Plano de amostragem

As análises apresentadas nos Capítulos 9, 10 e 11 seguiram o delineamento experimental que compreendeu cinco pontos amostrais na microbacia do Clarimundo e três pontos fora da microbacia (Figura 1).

Foram realizadas coletas de dados *in situ* e amostras de água em cada um dos pontos de amostragem entre setembro de 2016 e fevereiro de 2017. As coletas de dados e amostras foram realizadas mensalmente em oito locais de amostragens, conforme a Figura 1. Os pontos de 1 a 5 ficam dentro da microbacia do lajeado Clarimundo (27°12'17.18"S, 052°08'10.14"W, 27°12'16.58"S, 052°08'06.46"W, 27°12'37.71"S, 052°08'08.83"W, 27°12'41.66"S, 052°08'02.67"W, 27°12'60.14"S, 052°08'03.63"W, respectivamente), sendo o ponto de amostragem número 5 na sua foz, desaguardo no lajeado Fragosos. O ponto de amostragem número 6 (27°12'61.02"S, 052°08'04.46"W) está localizado à montante da foz do lajeado Clarimundo e o ponto 7 (27°12'59.05"S, 052°08'06.35"W) está à sua jusante. O ponto de amostragem número 8 (27°13'47.0"S, 052°11'06.5"W) fica na foz da SBHLF, contribuente do rio Jacutinga, que deságua no rio Uruguai, divisa entre RS e SC.

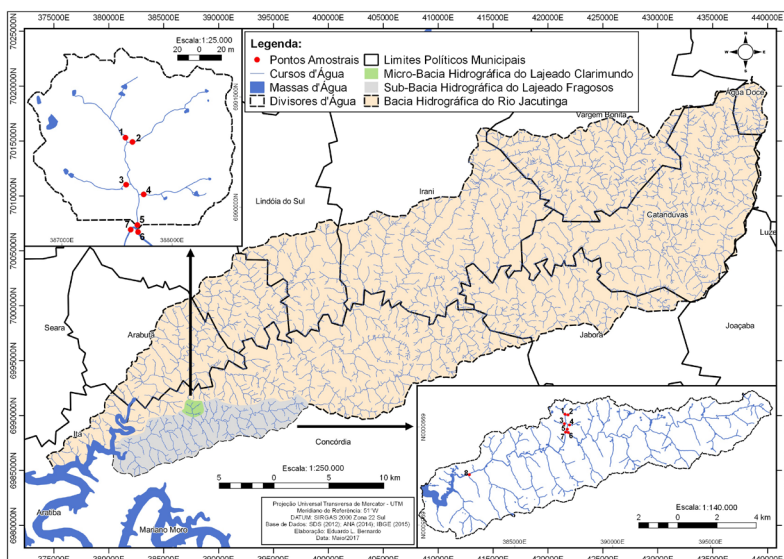


Figura 1. Mapa de indicação dos pontos de amostragem da BH do rio Jacutinga, com destaques para a sub-bacia do lajeado Fragosos e microbacia do lajeado Clarimundo.

Monitoramento dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos

As amostras de água coletadas foram levadas para o laboratório para realização de análises físico-químicas e microbiológicas, enquanto os demais parâmetros foram mensurados em campo, utilizando medidor multiparâmetro (HACH®, HQ40d). Em laboratório, foram analisadas a turbidez (turbidímetro, pela técnica de determinação nefelométrica) e as concentrações de N-nitrato, fósforo total (Standard..., 2005) e estimativa de *E. coli* pelo método rápido de contagem de colônias em placas (Petrifilm 3MTM), segundo Swanson et al. (2001).

Índice de qualidade das águas

O Índice de Qualidade das Águas (IQA) foi calculado pelo software IQAData, desenvolvido pelo Programa de Mestrado em Sistemas e Processos Industriais em parceria com o Departamento de Biologia e Farmácia, da Universidade de Santa Cruz do Sul. Os pesos relativos de cada parâmetro constituinte foram:

O.D. = 0,17; *E. coli* = 0,15; pH = 0,12; variação de temperatura = 0,10; conc. N-NO₃ = 0,10; conc. P total = 0,10; DBO = 0,10; turbidez = 0,08; SDT = 0,08 (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2017). A classificação das águas foi efetivada a partir da ponderação dos resultados do IQA em uma escala de 0 a 100, de acordo com a Tabela 1.

Tabela 1. Classificação usada para o IQA.

Ponderação	Classificação	Coloração
0-25	Muito ruim	Púrpura
26-50	Ruim	Marrom
51-70	Regular	Amarelo
71-90	Bom	Verde
91-100	Excelente	Azul

Fonte: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2017).

Resultados e discussão

O último trimestre de 2016, correspondente ao período da primavera, foi marcado por chuvas irregulares e precipitações próximas ou ligeiramente abaixo da média no Oeste e Meio Oeste Catarinenses. A temperatura média foi um pouco mais elevada que a média histórica para a região, com valores entre 20 °C e 24 °C, e entre 14 °C e 18 °C nas regiões mais frias do Oeste (Trabaquini; Vieira, 2017). Dezembro de 2016 ficou marcado pela entrada de frentes frias acima da média, com um total de cinco frentes no mês. Com isso, a temperatura média da água no mês de dezembro (20,2 °C) ficou ligeiramente abaixo da média encontrada para o mês anterior, de novembro (20,8 °C).

Os meses correspondentes ao verão de 2017 (jan/fev/mar) apresentaram chuvas mal distribuídas no estado, com temperaturas ligeiramente mais elevadas que o normal. Teve influência de La Niña de fraca intensidade, com total de precipitação no trimestre acima dos 400 mm, porém, com médias mensais abaixo dos 130 mm (Rodrigues; Vieira, 2017). Março foi o mês que menos choveu no Oeste e Meio Oeste, com precipitação de 106 mm em Concórdia.

O período do outono de 2017 apresentou temperaturas ligeiramente mais quentes que o normal, e acumulado de chuvas entre 500 mm e 800 mm nas regiões Oeste e Meio Oeste. Sistemas de baixas pressões no Paraguai, com destaque para o período de 18 a 31 de maio, contribuíram para ocorrência de chuva frequente e elevada (Miranda Júnior.; Vieira, 2018). Maio foi o mês mais chuvoso do ano, com 434 mm de chuva medidos em Concórdia. Duas quedas de temperaturas em junho contribuíram para a ocorrência de neve no Planalto Sul e chuva congelada no Oeste e Meio Oeste.

Já o inverno de 2017 apresentou chuva abaixo do esperado, concentrando-se no mês de agosto. Os meses de julho e setembro tiveram pluviosidade total extremamente baixa, de 13 mm e 29 mm, respectivamente, bem inferior à média histórica. O inverno foi ligeiramente mais quente (2 °C a 3 °C acima da média normal para o trimestre) e as temperaturas chegaram a 35 °C no Oeste em alguns dias de setembro (Dortzbach; Vieira, 2018). Duas frentes frias (dias 13 e 20 de agosto) provocaram chuvas mais volumosas no Oeste, com totais de 40 mm/dia e 62 mm/dia, respectivamente, mensurados na estação agrometeorológica da Embrapa Suínos e Aves em Concórdia.

A Figura 2 mostra os gráficos de temperatura da água, pH e concentrações de sólidos dissolvidos totais (SDT) nos oito pontos de amostragem ao longo do período estudado. A média das temperaturas de inverno ficaram em torno de 15 °C, sendo que os meses com as menores mínimas foram setembro de 2016 e agosto de 2017 (13 °C). Os meses mais quentes foram janeiro e fevereiro, com média acima de 22 °C, e máximo de 23,7 °C em janeiro no ponto 8 (Figura 2a).

O pH tem influência direta nos ecossistemas aquáticos naturais, especialmente no que diz respeito aos efeitos sobre a fisiologia de várias espécies aquáticas. Durante boa parte do período estudado, o pH se manteve entre a neutralidade a levemente alcalino, oscilando dentro da faixa de 7,0 a 8,2. No período da primavera, foram observados os maiores valores, com poucos valores entre 8,5 a 9,5, e uma máxima de 10,2 em outubro de 2016 (Figura 2b). Em agosto e setembro de 2017, foram observados valores abaixo de 7,0, com valor mínimo de 6,6 no ponto 5.

Os sólidos dissolvidos totais em águas naturais são compostos de sais inorgânicos (principalmente cloreto de sódio, cálcio, magnésio e potássio) e pequenas quantidades de matéria orgânica que se encontram dissolvidas na água, por isso, relacionam-se diretamente com a condutividade da amostra de água. A concentração de SDT normalmente oscilou entre 40 mg/L e 160 mg/L durante o período estudado, com alguns pontos acima desse valor em agosto e setembro de 2017, porém não ultrapassando valores de 250 mg/L (Figura 2c). De acordo com a Resolução Conama nº 357 (Brasil, 2005), o valor máximo para SDT é de 500 mg/L para os rios de classes II e III.

O oxigênio dissolvido (OD) na água é um dos mais importantes parâmetros a ser monitorado em um curso d'água natural, pois participa do metabolismo microbiano na depuração das águas, promovendo a biodegradação da matéria orgânica (Paul; Morita, 1971). Em córregos e lajeados de regiões com declives acentuados, como é o caso da região do Alto Uruguai Catarinense, com presença de inúmeras corredeiras e pequenas cachoeiras naturais, a oxigenação acontece permanentemente durante o curso d'água. Este é um parâmetro positivo para a qualidade de água, uma vez que é um fator importante para a autodepuração. As concentrações de OD mensuradas nas águas dos lajeados Clarimundo e Fragosos alcançaram valores normalmente próximos à saturação em todo o período estudado. Não foram observados valores abaixo de 7,0 mg/L em todo o período, o que corresponde a um percentual de mais de 80% de saturação de OD.

Gráficos de caixa (*boxplot*) foram utilizados para a apresentação dos dados referentes à turbidez, concentrações de N-nitrato, fósforo total, *E. coli*. Tais parâmetros são apresentados comparando-se sua variação espacial e temporal. Esse tipo de gráfico é muito útil para apresentações de dados com alta variabilidade e concentração de informações, visto que favorece o limitado espaço de determinados formatos de publicações. Com isso, buscou-se uma interpretação integrada dos parâmetros relevantes de qualidade de água na microbacia do lajeado Clarimundo e sub-bacia do lajeado Fragosos.

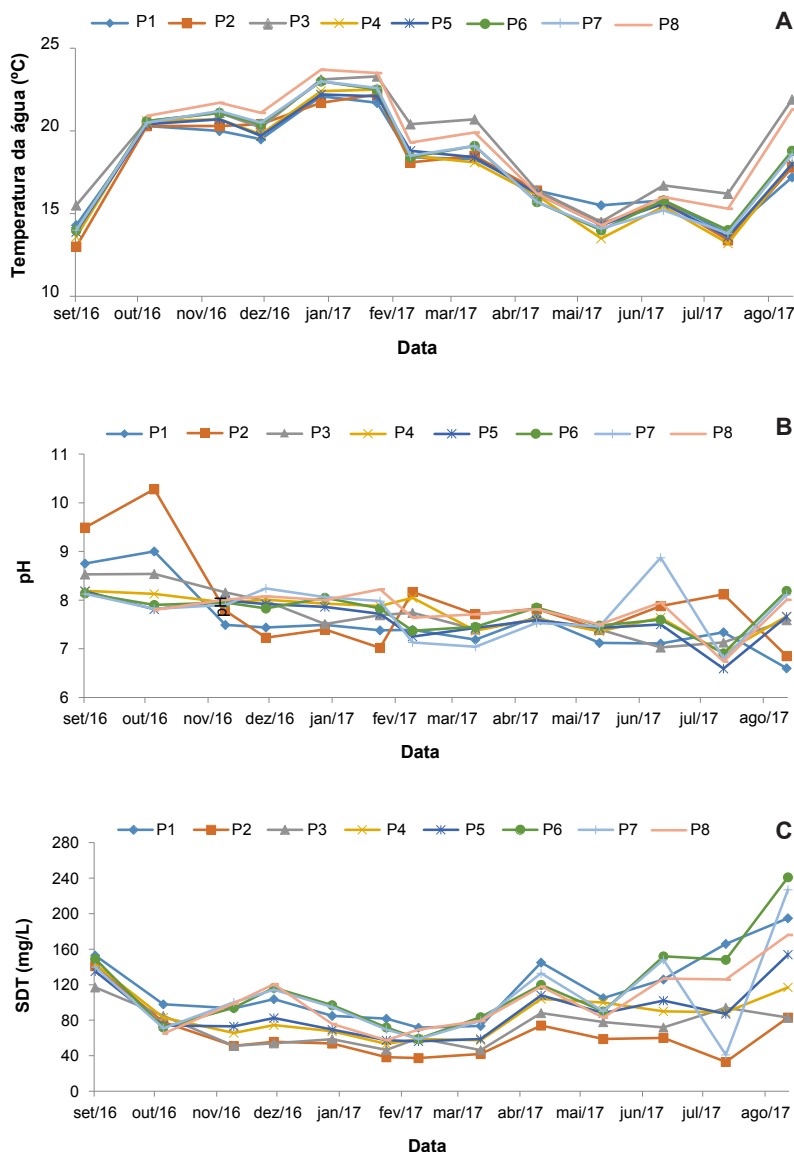


Figura 2. Variação da temperatura da água (a), pH (b) e sólidos dissolvidos totais (c) durante o período amostrado.

A Figura 3 apresenta os gráficos de variações espacial (P1 a P8; Figura 3a) e temporal (set/16 a set/17; Figura 3b) das concentrações de turbidez, em NTU. Observa-se uma maior variação nos valores de turbidez nos pontos de amostragem P6 a P8 (em média 20,9 NTU) em relação aos demais pontos de amostragem (P1 a P5; média 9,9 NTU), indicando que os valores mais elevados de turbidez foram provenientes de fora da microbacia do Clarimundo. Temporalmente, o mês de novembro apresentou a maior variação em termos de extremos de valores máximos (115,5 NTU). Porém, de uma forma geral, a média desse mês ficou abaixo dos valores médios do mês de outubro (Figura 3b).

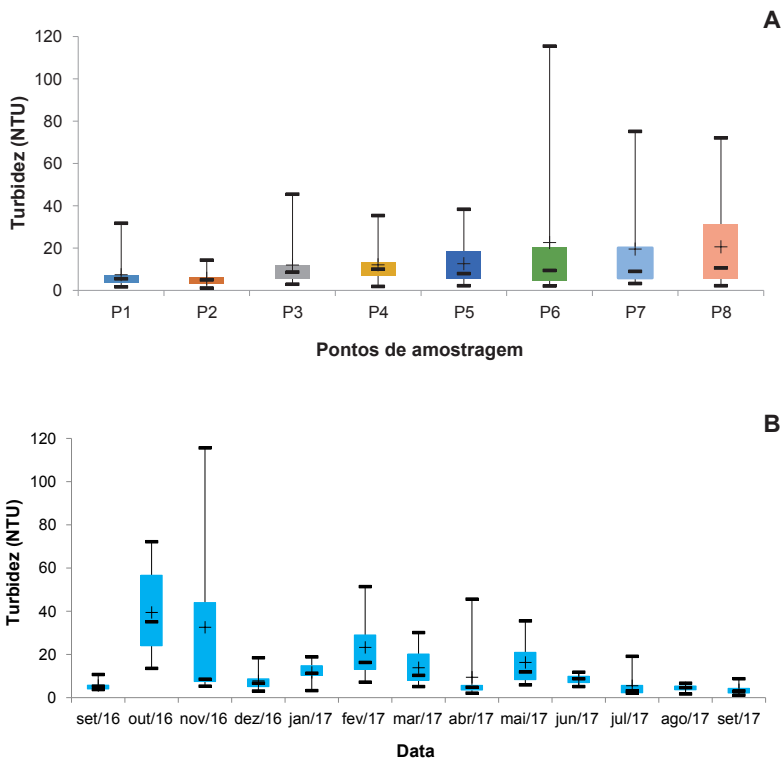


Figura 3. Gráfico *boxplot* dos valores de turbidez em a) variação espacial e b) variação temporal nos 8 pontos de amostragens da microbacia do lajeado Clarimundo e sub-bacia do lajeado Fragosos, Concórdia, SC. As caixas indicam as distâncias interquartis entre o primeiro e terceiro quartil; barras verticais indicam os valores extremos; “+” indica a média e o “-” indica a mediana.

O nitrogênio é o principal nutriente vegetal, portanto é frequentemente aplicado em grandes quantidades em terras agrícolas para atingir e manter os rendimentos considerados ideais. No contexto da poluição dos recursos hídricos, as formas reativas de N que causam preocupação são o NH_3 (que se dissolve para formar NH_4^+), o NO_2^- e o NO_3^- . O nitrato (NO_3^-) carrega carga negativa, e a quantidade dessa espécie química tende a aumentar na maioria dos solos fertilizados, sendo muito suscetível à perda por lixiviação e escoamento superficial (Hatch et al., 2002). Como poluente ambiental, o nitrato pode provocar a eutrofização dos cursos d'água superficiais, porém causa problemas apenas quando em excesso.

Os valores de N- NO_3^- apresentaram concentrações maiores em P1, com média de 9,83 mg/L, e picos máximos de 15,5 mg/L e 14,6 mg/L nos meses de set/17 e mai/17, respectivamente (Figuras 4a e 4b). A média de concentrações nesse ponto foi de duas a três vezes superior à dos demais pontos amostrais. Nos demais pontos de amostragem, os valores ficaram sempre abaixo de 10 mg/L, com médias em torno de 4 mg/L ao longo do período amostrado. A poluição por nitrogênio proveniente de atividades agropecuárias é, hoje, considerada o maior problema em muitas regiões produtoras do mundo.

Os adubos orgânicos são uma fonte valiosa de nutrientes que podem substituir os fertilizantes inorgânicos na produção vegetal. A quantidade de nitrogênio consumida pelos animais geralmente excede em muito sua necessidade diária, de forma que o uso dos dejetos animais como fertilizantes oferece um importantíssimo suprimento de nutrientes para o solo (se aplicado na quantidade certa) ou como fonte de poluição (se aplicado além dos requisitos) (Hatch et al., 2002).

Da mesma forma, o fósforo (P) é um dos nutrientes minerais mais importantes para os sistemas biológicos. No entanto, é também um dos mais escassos, em termos de sua demanda, tanto em sistemas terrestres quanto aquáticos (Moss, 1988). Em sistemas naturais, o P é prontamente reciclado na relação planta-solo. Já em sistemas agrícolas, o P do solo é constantemente removido junto com a cultura ou nos produtos animais e, portanto, deve ser restituído para sua deficiência ser evitada. Assim, fertilizantes minerais na forma de fosfato (PO_4^{3-}) e adubos de origem animal são aplicados nas terras agrícolas para elevar os níveis de P do solo na busca da manutenção dos rendimentos das lavouras (Leinweber et al., 2002).

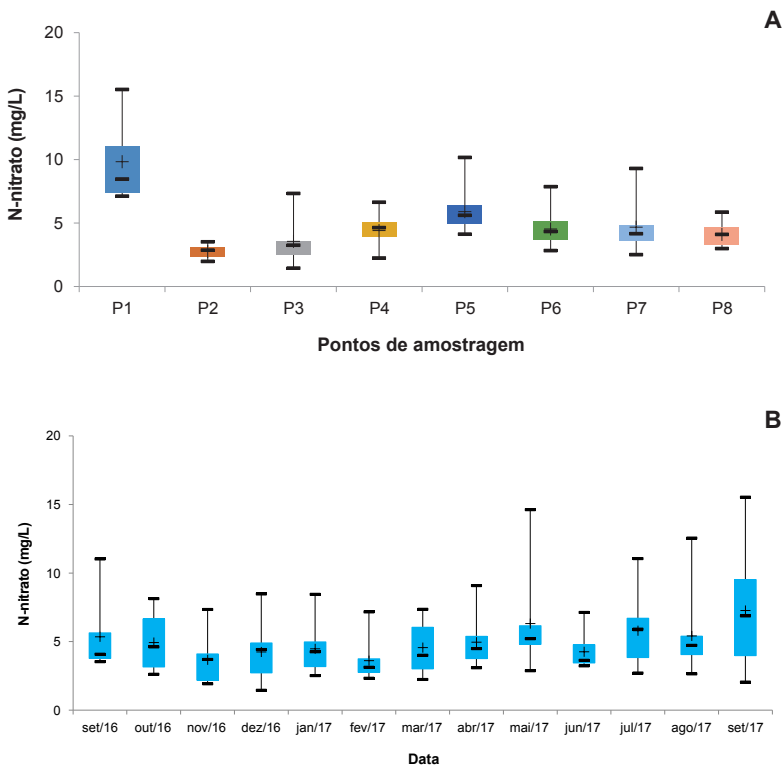


Figura 4. Gráfico *boxplot* dos valores de N-nitrato em a) variação espacial e b) variação temporal nos 8 pontos de amostragens da MBHLC e SBHLF, Concórdia, SC. As caixas indicam as distâncias interquartis entre o primeiro e terceiro quartil; barras verticais indicam os valores extremos; “+” indica a média e o “-” indica a mediana.

O P na forma de fertilizante tem sido tradicionalmente aplicado em terras agrícolas sem preocupação com perdas para a água, pois o P inorgânico é prontamente fixado no solo e impedido de se lixiviar (Sample et al., 1980). Embora isso faça sentido do ponto de vista agrônomo, como já foi colocado antes, o P é considerado um elemento limitante na natureza. Portanto, mesmo as pequenas quantidades de P perdidas do solo podem ter impactos severos na qualidade da água, especialmente em relação à eutrofização e crescimento de algas em reservatórios abertos (Moss, 1996), contribuindo para a deterioração da qualidade da água. Ainda, o carreamento de P ocorre tanto na forma particulada, associado ao sedimento e à matéria orgânica, como na forma

solúvel, dissolvido na água (Sharpley et al., 2003). A mobilização de P (e demais nutrientes) para as águas é intensificada pelas chuvas após aplicação de dejetos no solo, que normalmente contêm grandes quantidades de P prontamente disponível aos microrganismos aquáticos (Seganfredo et al., 2017).

No presente estudo, as concentrações de P total na água apresentaram grande variabilidade, mas algumas tendências podem ser observadas: assim como a turbidez, as concentrações de P total foram maiores nos pontos de amostragem localizados no lajeado Fragosos (P6, P7 e P8; Figura 5a), com médias de 0,33 mg/L. Essas concentrações elevadas, mesmo no ponto de amostragem P6 (à montante da foz do lajeado Clarimundo), indicam aporte de P proveniente da parte superior da sub-bacia hidrográfica, através de contribuições de atividades fora da microbacia do Clarimundo. Dentro da microbacia do Clarimundo, o ponto P1 foi onde a média mais se aproximou dos valores observados no lajeado Fragosos (0,31 mg/L). Os demais pontos da microbacia apresentaram valores médios de 0,21 mg/L, sendo concentrações também consideradas elevadas, o que potencializa o risco de ocorrências de eutrofizações. Segundo a Resolução Conama n° 357 (Brasil, 2005), para um corpo de água doce de Classe 3, as concentrações de P total deveriam ficar abaixo do limite de 0,15 mg/L (ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários). Esses valores só foram alcançados, em termos das médias, nos meses de set/16 e out/16 (Figura 5b).

Em termos da distribuição temporal das cargas de P total na água, os meses mais quentes, de dez/16 a abr/17, além do mês de jul/17, apresentaram, em média, os valores mais elevados (Figura 5b). Em dez/16 esses altos valores de P disponível, juntamente com temperaturas elevadas e precipitação acima da média para o mês (199 mm; precipitação média para o mês de dezembro = 150 mm; dados da estação agrometeorológica da Embrapa Suínos e Aves¹) estiveram relacionados à observação de alteração da coloração da água em decorrência da presença de elevada concentração de microalgas ocorrida cerca de 1 km abaixo da foz do lajeado Fragosos (P8). Neste local, a dinâmica hídrica é fortemente reduzida (Figura 6) pelo represamento das águas do rio Uruguai pela UHE Itá, cerca de 30 km rio abaixo. O evento permaneceu no local durante algumas semanas.

¹ <<http://www.cnpsa.embrapa.br/meteor/>>

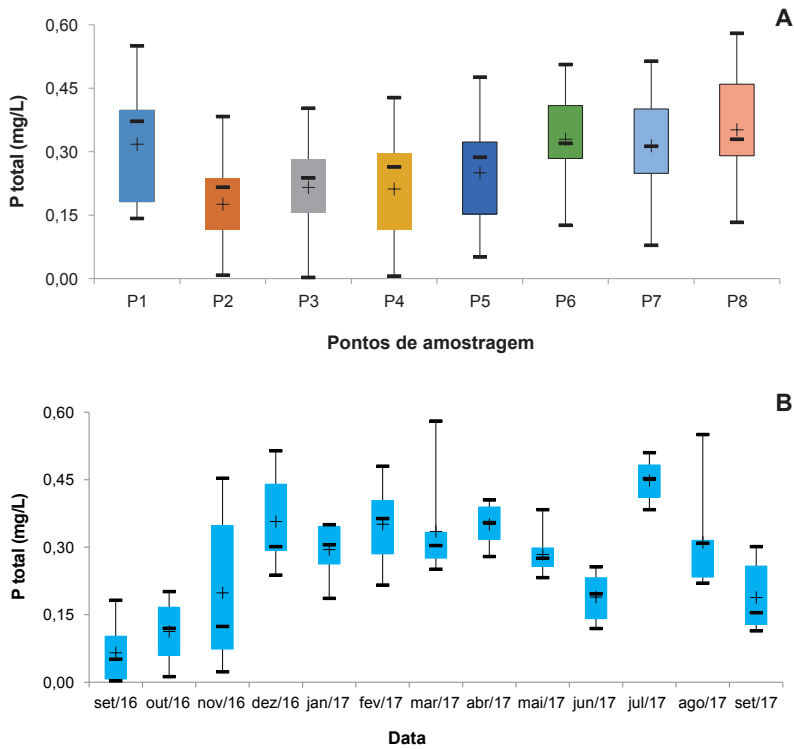


Figura 5. Gráfico *boxplot* dos valores de fósforo total em a) variação espacial e b) variação temporal nos 8 pontos de amostragens da MBHLC e SBHLF, Concórdia, SC. As caixas indicam as distâncias interquartis entre o primeiro e terceiro quartil; barras verticais indicam os valores extremos; “+” indica a média e o “-” indica a mediana.



Fotos: Alexandre Matthiensen

Figura 6. Coloração visível na água resultante do fenômeno de floração de microalgas na foz do lajeado Fragosos, Concórdia - SC, em dez/16.

A deficiência em P pode resultar em vários efeitos negativos no crescimento, produtividade e fertilidade dos animais. Portanto, P digerível é adicionado em rações para manter os requerimentos ótimos do rebanho. O requerimento ótimo de P em rações animais varia de 0,12% a 0,26% de matéria seca para suínos e de 0,4% a 0,8% de matéria seca para aves; os ruminantes têm uma exigência intermediária de 0,2% a 0,6% de matéria seca (Jongbloed; Everts, 1992). A digestibilidade do P na planta varia entre 15% e 35%, dependendo do tipo de planta, enquanto a disponibilidade de P na alimentação mista para ruminantes é cerca de 45% a 50% (Lynch; Caffrey, 1997).

A Figura 7 apresenta as estimativas das concentrações (escala log) de *E. coli*, indicador de contaminação fecal por organismos de sangue quente. A simplicidade e sensibilidade dos testes disponíveis justificam sua implantação como parâmetro de escolha estabelecido pela Organização Mundial da Saúde (Matthiensen, 2014). A presença de *E. coli* é um indicador mais confiável que coliformes termotolerantes como um parâmetro de definição de poluição fecal e risco sanitário. Apesar dos padrões de qualidade de água microbiológicos tradicionalmente focarem no controle da contaminação fecal humana, e não refletirem o risco causado pela contaminação fecal de origem animal, o efetivo total de animais domésticos/de produção, como aves, bovinos, ovinos e suínos, gera cerca de 85% das fezes animais no mundo, uma quantidade proporcionalmente muito maior do que a contribuição de toda a população humana (Dufour et al., 2012).

A média das concentrações de *E. coli* nos pontos ficaram por volta de 30 UFC/mL, com exceção do P3, que teve média acima de 130 UFC/mL (Figura 7a). É importante destacar que, em relação aos demais pontos amostrais, o P3 é o local mais exposto às intempéries e influências do carreamento de material lixiviado pelas águas da chuva. O valor máximo mensurado também foi nesse ponto, no mês de set/17, com 1.400 UFC/mL. Valores médios próximos para os pontos P6 a P8 também indicam aporte externo desse indicador à microbacia do Clarimundo. Em termos temporais, set/17 e out/16 foram os meses que apresentaram médias mais elevadas (77 UFC/mL e 194 UFC/mL, respectivamente), sem correlação positiva aparente com os valores mais elevados de turbidez (Figura 7a).

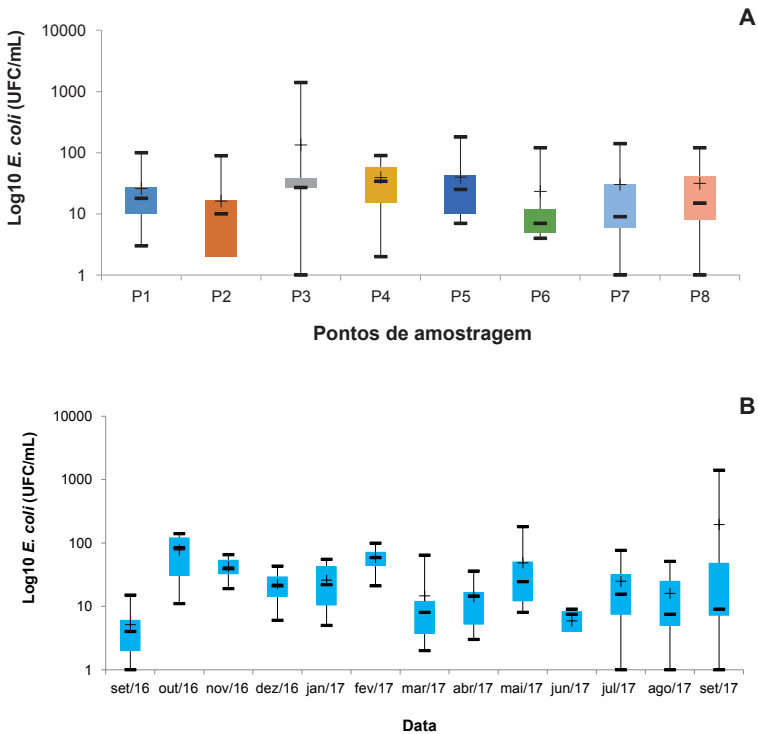


Figura 7. Gráfico *boxplot* das estimativas das concentrações de *Escherichia coli* em: a) variação espacial e b) variação temporal nos 8 pontos de amostragens da MBHLC e SBHLF, Concórdia, SC. As caixas indicam as distâncias interquartis entre o primeiro e terceiro quartil; barras verticais indicam os valores extremos; “+” indica a média e o “-” indica a mediana.

O Índice de Qualidade de Água (IQA) foi desenvolvido com o objetivo de sintetizar os valores observados dos parâmetros mais importantes de qualidade de água em um único valor numérico relacionado a um conceito de qualidade. Dessa forma, fica mais fácil observar a evolução da qualidade da água no tempo e no espaço (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2017). A Tabela 2 apresenta a classificação segundo os valores do IQA calculados a partir dos parâmetros de qualidade analisados e descritos acima, além da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).

Tabela 2. Classificação dos valores do IQA para os lajeados Clarimundo e Fragosos no período estudado.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
21/09/2016	Regular	Regular	Bom	Bom	Regular	Regular	Bom	-
25/10/2016	Ruim	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Ruim	Ruim
29/11/2016	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Ruim	Ruim	Ruim
19/12/2016	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular
17/01/2017	Ruim	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular
13/02/2017	Regular	Regular	Ruim	Regular	Regular	Regular	Regular	Ruim
14/03/2017	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular
18/04/2017	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular
18/05/2017	Ruim	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular
12/06/2017	Regular	Bom	Bom	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular
10/07/2017	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Ruim	Regular
17/08/2017	Regular	Bom	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular
20/09/2017	Ruim	Regular	Regular	Regular	Regular	Ruim	Ruim	Regular

Os pontos amostrais que resultaram em índices mais baixos, tendo a metodologia do IQA como base, foram: P1, P7, P8 e P6. Dentro da microbacia do Clarimundo, o P1 apresentou os piores índices, classificando como ruim em 4 dos 13 meses analisados. Os locais P2 e P4 foram os pontos amostrais melhores classificados durante o período de monitoramento. A inclusão dos pontos P6, P7 e P8 entre os de menor qualidade dentro do estudo salienta as fontes de contaminação fora da microbacia do Clarimundo.

Uma das principais vantagens de aplicar o IQA é a facilidade de comunicação com o público leigo, pois transforma dados ambientais complexos de parâmetros de um corpo de água em uma interface agradável. Em síntese, pode-se dizer que durante a maior parte do período estudado a qualidade da água da microbacia ficou classificada como “regular” (Tabela 2) para a maioria dos pontos amostrados, oscilando entre “ruim” e “bom” em meses ocasionais. Esse *status* reflete um cenário de impacto local do uso e ocupação da terra, em particular da criação intensiva de animais, e eventual manejo inadequado dos efluentes da produção. Os principais contaminantes têm origem nas práticas diárias dos sistemas de produção presentes na sub-bacia do Fragosos, agravados pela presença de eventos climáticos extremos, com consequente contaminação da rede de drenagem pluvial e lajeados tributários das micro-

bacias componentes. Os efeitos que tais eventos podem exercer sobre a quantidade e qualidade de água nessas regiões são agravados pelas características locais, tais como o relevo acidentado, as práticas agropecuárias que lidam com grandes volumes de material potencialmente poluentes (dejetos em esterqueiras, por exemplo) e presença de fontes de água já normalmente em situações de estresse, com pouca margem disponível para alternativas, no caso de um evento de maior intensidade ou duração das condições climáticas desfavoráveis (World Health Organization, 2011).

Considerações finais

Baseado nos resultados dos parâmetros de qualidade de água apresentados, um dos aspectos mais preocupantes dentro do cenário encontrado na região é o manejo e a reciclagem dos dejetos provenientes dos sistemas confinados de produção animal. De acordo com Bernardo et al. (2017), as bacias hidrográficas dos rios Jacutinga, Irani e do Peixe apresentam as maiores concentrações no plantel de suínos do Oeste catarinense e, conseqüentemente, a maior geração de dejetos. A microbacia do Clarimundo, inserida na sub-bacia do lajeado Fragosos, apresenta produção animal considerável e condições ideais para se trabalhar na busca de indicadores ambientais, um dos objetivos do projeto Avaliação de indicadores e estratégias para valoração de serviços ambientais em bacias hidrográficas com produção intensiva de animais (SA-SuAve).

Em termos de contaminantes dos recursos hídricos, grandes variações temporais em concentrações de N e P são comuns quando se tenta avaliar a poluição difusa em regiões de produção animal. Isso é decorrente do amplo uso dos dejetos da produção como uma fonte de nutrientes para as plantas, e um substituto de baixo custo para os fertilizantes químicos industriais (Miranda et al., 2017). Enquanto os nutrientes e a matéria orgânica contida nos dejetos são desejáveis para o crescimento das plantas, o excesso pode ser transportado para dentro dos corpos d'água e acabam sendo utilizados pelos organismos aquáticos. A consequência normalmente é a eutrofização das águas, que se manifesta como florações de algas, e podem gerar problemas sérios à saúde dos ecossistemas. Ainda, dejetos animais contêm uma grande quantidade de organismos, incluindo potenciais patógenos, e os dejetos líquidos tendem a

contaminar de uma forma mais uniforme que os sólidos, pois há, comparativamente, mobilidade maior de bactérias na fase líquida (Chadwick; Chen, 2002).

Diversos fatores podem estar envolvidos na perda de nutrientes de um sistema agropecuário, tais como seu local físico, o tipo do composto químico e sua biodisponibilidade ambiental. Esses fatores se combinam com os processos hidrológicos de transporte dos compostos químicos que acontecem no local de produção (onde são percebidos como nutrientes) até que chegam no seu ponto de impacto ambiental (onde são percebidos como poluentes) (Gburek et al., 2000). Sobrepondo tudo isso, estão as interações complexas de manejo e uso do solo, o clima e a topografia local. Essas interações também sofrem influência (e agem em combinação) com as forças de mercado, que definem muitas das decisões administrativas das propriedades.

A degradação dos recursos hídricos pelas atividades agropecuárias pode ser mitigada por algumas práticas conservacionistas na propriedade, como o dimensionamento da produção, o manejo adequado dos resíduos e a manutenção de mata ciliar. As práticas devem se localizar dentro das propriedades, ou nas imediações da produção, e ter como principal propósito reduzir a carga de transferência de nutrientes e patógenos de suas fontes de origem para os cursos d'água adjacentes. Os efluentes desses locais devem ser continuamente avaliados e otimizados para essa finalidade. Mesmo assim, a consciência dos problemas agropecuários e ambientais, bem como suas potenciais soluções, não necessariamente convencem as pessoas a mudarem seu comportamento para corrigir tais problemas (Sharpley, 2002). Apesar dos benefícios dessas atitudes serem amplamente reconhecidos, ainda se observam discrepâncias entre a norma escrita e as práticas atuais em propriedades em todo o Brasil. Essas são práticas que poderiam fazer parte de um arranjo para um programa de pagamento por serviços ambientais em regiões com esse tipo de atividade.

Referências

- AGOL, D. Measuring indicators for sustainable river basin management. In: GOLACHOWSKA-POLESZCZUCK, M.; TOPOLSKA, A. (Ed.). **Sustainability Indicators in Practice**. Berlin: Gruyter Open, 2015. p. 80-98.
- BERNARDO, E. L.; MIRANDA, C. R. de; BELLI FILHO, P. A pressão ambiental da suinocultura nas bacias hidrográficas do estado de Santa Catarina, Brasil. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAIS, 5., 2017, Foz do Iguaçu, **Anais...** Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2017. SIGERA. p. 467-470.
- BRASIL. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 18 mar. 2005. p. 58-63. Alterada pelas Resoluções nº 370, de 2006, nº 397, de 2008, nº 410, de 2009, e nº 430, de 2011. Complementada pela Resolução nº 393, de 2009.
- CHADWICK, D. R.; CHEN, S. Manures. In: HAYGARTH, P. M.; JARVIS, S. C. (Ed.). **Agriculture, hidrology and water quality**. Wallingford: CABI Publishing, 2002.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo**: índices de qualidade das águas. São Paulo : CETESB, 2017. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>>. Acesso em: 27 nov. 2019.
- DORTZBACH, D.; VIEIRA, H. J.(Org.). **Boletim ambiental**: síntese trimestral: inverno 2018. Florianópolis: Epagri, 2018. 72 p. (Epagri. Documentos, 281).
- DUFOUR, A.; BARTRAM, J.; BOS, R.; GANNON, V.(Ed.). **Animal waste, water quality and human health**. London : WHO/EPA/IWA Publishing, 2012. 489 p.
- GARDNER, T. Biodiversity indicators and monitoring for ecological management. In: GOLACHOWSKA-POLESZCZUCK, M.; TOPOLSKA, A. (Ed.). **Sustainability Indicators in Practice**. Berlin: Gruyter Open, 2015. P. 37-54.
- GBUREK, W. J.; SHARPLEY, A. N.; HEATHWAITE, A. L.; FOLMAR, G. J. Phosphorus management at the watershed scale: a modification of the phosphorus index. **Journal of Environmental Quality**, v. 29, p. 130-144, 2000. DOI: 10.2134/jeq2000.00472425002900010017x.
- HATCH, D.; GOULDING, K.; MURPHY, D. Nitrogen. In: HAYGARTH, P. M.; JARVIS, S. C. (Ed.). **Agriculture, hidrology and water quality**. Wallingford: CABI Publishing, 2002. p. 7-28.
- IBGE. **Indicadores de desenvolvimento sustentável**: estudos e pesquisas. Rio de Janeiro, RJ, 2015. 352 p. (Informação Geográfica, n. 10).
- JONGBLOED, A. W.; EVERTS, H. Apparent digestible phosphorus in the feeding of pigs in relation to availability requirement and environment. 1. Digestible phosphorus in feedstuffs of plant and animal origin. **Netherlands Journal of Agricultural Science**, v. 40, p. 123-136, 1992.

LATAWIEC, A. E.; AGOL, D. Why sustainability indicators in practice? In: GOLACHOWSKA-POLESZCZUCK, M.; TOPOLSKA, A. (Ed.). **Sustainability Indicators in Practice**. Berlin: Gruyter Open, 2015. p. 2-11

LEINWEBER, P.; TURNER, B.L.; MEISSNER, R. Phosphorus. In: HAYGARTH, P. M.; JARVIS, S. C. (Ed.). **Agriculture, hidrology and water quality**. Wallingford: CABI Publishing, 2002. p. 29-55.

LYNCH, P. B.; CAFFREY, P. J. Phosphorus requirements for animal production. In: TUNNEY, H.; CARTON, O. T.; BROOKES, P. C.; JOHNSTON, A. E. (Ed.) **Phosphorus Loss from Soil to Water**. Wallingford, UK: CAB International, 1997. p. 283-296.

MATTHIENSEN, A. Parâmetros microbiológicos da água. In: BELLI FILHO, P. [Ed.]. **Programa de capacitação em gestão da água: monitoramento e diagnóstico de qualidade de água superficial**. Florianópolis: UFSC/DESA, 2014. p. 61-76.

MIELE, M.; SANTOS FILHO, J. I. dos; MARTINS, F. M.; SANDI, A. J. O desenvolvimento da suinocultura brasileira nos últimos 35 anos. In: SOUZA, J. C. P. V. B.; TALAMINI, D. J. D.; SCHEUERMANN, G. N.; SCHMIDT, G. S. (Ed.). **Sonho, desafio e tecnologia: 35 anos de contribuições da Embrapa Suínos e Aves**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2011. p. 85-102.

MIRANDA JUNIOR, G. X.; VIEIRA, H. J. (Org.). **Boletim ambiental: síntese trimestral: outono 2017**. Florianópolis: Epagri, 2018. 77 p. (Epagri. Documentos, 279).

MIRANDA, C. R. de; SEGANFREDO, M. A.; GUARESI, L. A pressão da produção animal sobre o ambiente avaliada via suas taxas de excreção de nutrientes. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAIS, 5., 2017, Foz do Iguaçu. **Anais...** Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2017. SIGERA. p. 475-478.

MOSS, B. A land awash with nutrients: the problem of eutrophication. **Chemistry and Industry**, v. 11, p. 407-411, 1996.

MOSS, B. **Ecology of fresh waters: man and medium**. London: Blackwell Scientific Publications, 1988.

PAUL, K. L.; MORITA, R. Y. Effects of hydrostatic pressure and temperature on the uptake and respiration of amino acids by a facultatively psychrophilic marine bacterium. **Journal of bacteriology**, v. 108, n. 2, p. 835-843, 1971.

RODRIGUES, M. L. G.; VIEIRA, H. J. (Org.). **Boletim ambiental: síntese trimestral: verão 2017**. Florianópolis: Epagri, 2017. 71 p. (Epagri. Documentos, 275).

SAMPLE, E. C.; SOPER, R. J.; RACZ, G. J. Reactions of phosphate fertilizers in soils. In: KHASAWNEH, F. E.; SAMPLE, E. C.; KAMPRATH, E. J. (Ed.). **The role of phosphorus in agriculture**. Madison: ASA / CSSA / SSSA, 1980. p. 263-310.

SEGANFREDO, M. A.; BISSANI, C. A.; SÁ, E. L. S. de; BARIONI JUNIOR, W. Formas de fósforo comparando áreas com e sem uso de dejetos animais. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAIS, 5., 2017, Foz do Iguaçu. **Anais...** Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2017. SIGERA. p. 371-374.

SHARPLEY, A. N. Introduction: agriculture as a potential source of water pollution. In: HAYGARTH, P. M.; JARVIS, S. C. (Ed.). **Agriculture, hidrology and water quality**. Wallingford: CABI Publishing, 2002. p. 4-5.

SHARPLEY, A. N.; DANIEL, T.; SIMS, T.; LEMUNYON, J.; STEVENS, R.; PARRY, R. Agricultural phosphorus and eutrophication. 2nd ed. United States: **Agricultural Research Service**, 2003.

STANDARD methods for the examination of water and wastewater. 21st ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2005.

SWANSON, K. M. L.; PETRAN, R. L.; HANLIN, J. L. Culture methods for enumeration of microorganisms. In: DOWNES, F. P.; ITO, K. (Ed.). **Compendium of methods for the microbiological examination of foods**. 4th ed. Washington: APHA, 2001. p. 53-67.

TASSINARI, G.; LAUS NETO, J. A.; ROSSO, R. V. de; VIEIRA, C. F.; MIRANDA, C. R. de; POLA, A. C.; SEIFFERT, N. F. **Inventário das terras e diagnóstico socioeconômico e ambiental**: sub-bacia Lajeado dos Fragosos, Concórdia, SC. Florianópolis: Epagri, 2009. 120 p.

TRABAQUINI, K.; VIEIRA, H. J. (Org.) **Boletim ambiental**: síntese trimestral: primavera 2016. Florianópolis: Epagri, 2017. 77 p. (Epagri. Documentos, 270).

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for drinking-water quality**. 4th ed. Geneva: WHO, 2011.