

XIV SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE

SIMULAÇÃO DO TRANSPORTE DE NITRATO E FOSFATO NA BACIA DO RIBEIRÃO CONCÓRDIA, SC NO CONTEXTO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS

Julia Santos Venzon¹; Suelen Cristina Grott²; Pedro Thiago Venzon³; Vander Kaufmann⁴; Adilson Pinheiro⁵

RESUMO – Os resíduos orgânicos resultantes da atividade pecuária podem ocasionar problemas na qualidade da água devido ao transporte de nutrientes, especialmente nitrato e fósforo. As mudanças climáticas tendem a afetar a intensidade do regime hídrico, podendo impactar na distribuição desses nutrientes no solo e na água. O objetivo desse estudo consiste em projetar cenários hidrológicos e de transporte de nutrientes utilizando os modelos SWAP e ANIMO em lisímetro de drenagem volumétrico. Os cenários hidrológicos e de lixiviação de nitrato e fosfato foram projetados para os anos de 2020 a 2060. A lixiviação desses nutrientes mostrou-se dependente à evolução da precipitação. Para o nitrato observou-se um aumento na ordem de 82 %, 23 % e 12 % no cenário RCP 4.5 e 79 %, 34 % e 0,6 % no cenário RCP 8.5, conforme comparação entre os períodos simulados. Referente ao fosfato lixiviado percebeu-se um declínio da concentração desse nutriente conforme a evolução dos períodos simulados. No entanto, as maiores concentrações de fosfato no escoamento de drenagem foram apresentadas no cenário RCP 4.5 cujo escoamento é maior. Os modelos utilizados se mostraram eficientes para a projeção de cenários tanto hidrológicos como para o transporte de nutrientes.

ABSTRACT– Organic waste resulting from livestock farming can cause problems in water quality due to transport of nutrients, especially nitrate and phosphorus. Climate change tends to affect the intensity of the water regime and may impact on the distribution of nutrients in soil and water. The objective of this study is to design hydrological and nutrient transport scenarios using the SWAP and ANIMO models in volumetric drainage lysimeter. The hydrological and nitrate and phosphate leaching scenarios were projected for the years 2020 to 2060. The leaching of these nutrients was shown to be dependent on precipitation evolution. An increase of 82%, 23% and 12% in scenario RCP 4.5 and 79%, 34% and 0.6% in scenario RCP 8.5 was observed for nitrate, according to the comparison between the simulated periods. Regarding the leached phosphate, there was a decline in the concentration of this nutrient according to the evolution of the simulated periods. However, the highest concentrations of phosphate in the drainage runoff were presented in scenario RCP 4.5 whose flow is higher. The models used proved to be efficient for the projection of both hydrological and nutrient transport scenarios.

Palavras-Chave – Cenários climáticos. Nutrientes. Escoamento de drenagem.

1 - INTRODUÇÃO

A eutrofização é um problema de qualidade da água causado pela sobrecarga de nutrientes, especialmente nitrato e fósforo, nos corpos de água (Qi *et al.* 2018). A aplicação de nutrientes em áreas agrícolas e de pastagem, pode acarretar em impactos negativos sobre os recursos hídricos, pois os resíduos gerados por essas atividades atingem os corpos d'água liberando quantidades de nitrato e fósforo (Steinfeld *et al.* 2006). Este fato se acentua após períodos de intensa precipitação, comuns em ambientes tropicais e subtropicais, no qual as cargas são rapidamente transportadas para corpos d'água, podendo causar efeitos ambientais adversos.

Alterações no regime de precipitação vêm sendo apontados como consequências das mudanças climáticas (IPCC, 2013). Entender como essas alterações impactam na distribuição de nutrientes no solo e na água é importante. Vários modelos de base física têm surgido nos últimos anos, sendo uma ferramenta para a avaliação dos impactos ambientais (Groenendijk *et al.* 2014). Dentre esses destacam-se os modelos SWAP - Soil Water Air Plant (van Dam *et al.* 1997) e ANIMO (Agricultural Nitrogen Model) (Groenendijk & Kroes, 1999) que são modelos unidimensionais para simulação dinâmica de água e nutrientes no solo. O SWAP simula processos hidrológicos e temperatura do solo, enquanto o ANIMO simula os ciclos de nutrientes e suas interações com processos de água no solo.

No Brasil poucos são os estudos desenvolvidos no sentido de quantificar o transporte de espécies químicas pelo escoamento da água utilizando os modelos citados. Pinto *et al.* (2017) utilizou ambos os modelos para simulação da absorção de nitrogênio pelas plantas e nos processos de lixiviação, volatilização e desnitrificação. Kaufmann *et al.* (2014), em estudo desenvolvido no município de Lontras, Santa Catarina (SC), avaliou a eficiência dos modelos SWAP e ANIMO para simular a circulação de água e nutrientes de nitrato e fosfato em área agrícola, utilizando um lisímetro volumétrico. Diante do exposto, este trabalho teve como principal objetivo a simulação do transporte de nitrato e fosfato na bacia do ribeirão Concórdia, no município de Lontras, SC, utilizando os modelos SWAP e ANIMO em uma projeção de cenários para o período de 2020 a 2060.

2 - MATERIAL E MÉTODOS

2.1 – Área de estudo

O estudo foi desenvolvido na bacia experimental do ribeirão Concórdia, localizada no município de Lontras, na vertente atlântica do estado de Santa Catarina, Brasil. Esta bacia possui

uma área de drenagem de 30,74 km² tendo como solos predominantes os Cambissolos (66,17%), os Argissolos (32,91%) e os Gleissolos (0,92%). As principais ocupações do solo nesta bacia são a floresta nativa, a pastagem e o reflorestamento, conforme descrito por Perazolli *et al.* 2013. A vegetação original da área pertence à floresta ombrófila densa. De acordo com a classificação Köppen, a região climática na qual a bacia do ribeirão Concórdia está localizada possui clima Mesotérmico Úmido, sem estação seca definida e com precipitações anuais entre 1600 a 1800 mm.

2.2 – Lisímetro

O lisímetro utilizado para obtenção dos dados foi instalado em outubro de 2009 na área de pastagem perene, construído conforme descrito por Oliveira *et al.* (2010). Não houve adição de fertilizantes na pastagem ao longo do período experimental. A captação da água de drenagem foi realizada conforme Kaufmann (2013). A determinação das concentrações químicas das amostras coletadas foi realizada no Laboratório de Hidrologia da Fundação Universidade Regional de Blumenau (FURB). Os íons nitrato (NO₃⁻) e o fosfato (PO₄⁻³) foram mensurados utilizando cromatógrafo de troca iônica (DIONEX AG4A), uma supressora (Anion Self - Regenerating Suppressor - ASRS 300 4 mm) e um detector de condutividade, conforme descrito por Kaufmann *et al.* (2014). O método foi realizado conforme USEPA – Method 300.0 e 300.1.

2.3 – Modelos SWAP e ANIMO

Para análise dos dados hidrológicos foi utilizado o modelo SWAP, que é projetado para simular fluxo de água, transporte de soluto e crescimento de plantas em um ambiente solo-água-atmosfera-plantas. O SWAP simula o fluxo vertical de água do solo na zona saturada e não saturada pela conhecida equação de Richards:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial [K(h) \left(\frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right)]}{\partial z} - S(h) \quad (1)$$

em que θ é o conteúdo volumétrico de água (m³ m⁻³); $K(h)$ é condutividade hidráulica (m d⁻¹); h é a pressão da água do solo (m); $S(h)$ é a taxa de extração pelas raízes das plantas (m³ m⁻³); t é o tempo (d) e z é a profundidade vertical (m).

Os dados de simulação de precipitação foram obtidos por meio de um simulador de chuva portátil, conforme descrito por Kaufmann (2013). O SWAP foi calibrado utilizando os dados do ano

de 2010 e a verificação com os dados de 2011. O coeficiente de Nash-Sutcliffe foi de 0,865 para o período de calibração e 0,805 para verificação. Estes valores mostram que o modelo SWAP teve um bom desempenho na simulação do fluxo de drenagem lisimétrico (Kaufmann *et al.* 2014). Os resultados dos cenários hidrológicos foram utilizados como dados de entrada para calibração e projeção dos cenários de nutrientes no modelo ANIMO.

O modelo ANIMO baseia-se em equações de conservação de massa e transporte. Isto permite o cálculo simultâneo de concentrações em diferentes camadas do solo durante o transporte e processos de transformação, que são determinados analiticamente para cada camada período do tempo. A equação geral de conservação e transporte é dada por:

$$\frac{\partial(\theta c)}{\partial t} + \rho_d \frac{\partial X_e}{\partial t} + \rho_d \frac{\partial X_n}{\partial t} + \rho_d \frac{\partial X_p}{\partial t} = -\frac{\partial J_s}{\partial z} + R_p - R_d - R_u - R_x \quad (2)$$

em que c é a concentração da substância no solo (kg m^{-3}), θ é a taxa de umidade ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$); ρ_d é a densidade massa seca (kg m^{-3}), X_e é o conteúdo adsorvido na fase sólida em equilíbrio com c (kg kg^{-1}), X_n é o conteúdo da fase de sorção de não-equilíbrio (kg kg^{-1}), X_p é o conteúdo da substância envolvida na reação de precipitação (kg kg^{-1}), J_s é o fluxo massa vertical ($\text{kg m}^{-2} \text{d}^{-1}$), R_p é o termo de fonte da produção ($\text{kg m}^{-3} \text{d}^{-1}$), R_d é o termo de decomposição ($\text{kg m}^{-3} \text{d}^{-1}$), R_u é o termo de absorção da planta ($\text{kg m}^{-3} \text{d}^{-1}$), R_x é o termo do fluxo do material lateral ($\text{kg m}^{-3} \text{d}^{-1}$), t é o tempo (d) e z é a profundidade vertical (m).

Para a calibração do modelo ANIMO foram utilizados os dados mensurados dos anos de 2010 a 2014. O período de verificação foi de 2015 e 2016. O desempenho dos modelos foi verificada por meio do coeficiente de determinação (R^2) e do percentual de tendência (P_{bias}), conforme equação:

$$P_{bias} = \frac{\sum \text{valores simulados} - \sum \text{valores observados}}{\sum \text{valores simulados}} \quad (3)$$

3 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

As concentrações de nitrato e fosfato provenientes da drenagem lisimétrica, resultantes das observações e simulações dos períodos de calibração e verificação no modelo ANIMO, estão apresentadas na Tabela 1 na forma de valores acumulados por ano.

Tabela 1 - Concentrações de nitrato e fosfato provenientes da drenagem lisimétrica, na forma de valores acumulados por ano, resultantes das observações e simulações dos períodos de calibração e verificação

Calibração							Validação		
Período (ano)	2010	2011	2012	2013	2014	Pbias (%)	2015	2016	Pbias (%)
Concentração de nitrato acumulada por ano (mg L⁻¹)									
Simulado	84,65	17,38	301,73	183,14	137,94	22	114,79	261,19	12
Mensurado	70,94	26,10	159,90	189,16	78,49		135,34	274,78	
Concentração de fosfato acumulada por ano (mg L⁻¹)									
Simulado	0,36	1,61	3,32	1,67	1,38	- 6	3,89	6,15	- 45
Mensurado	0,20	4,46	0,93	1,44	1,64		2,11	20,48	

O padrão das concentrações de nitrato e fosfato no fluxo de drenagem foi reproduzido de forma aceitável pelo modelo ANIMO. A compatibilidade das simulações foi avaliada por meio do percentual de tendência (Pbias). Este fator indica o quanto os resultados do modelo estão consistentemente subestimados ou superestimados em comparação com as observações. No evento de calibração do nitrato e fosfato, o Pbias consistiu em 22 % e - 6 %, respectivamente, reflexo da superestimação dos resultados da simulação do primeiro e subestimação do segundo. Entretanto, as simulações são aceitáveis visto que $Pbias \leq \pm 25\%$ (Samuelson *et al.* 2015). A superestimação dos valores simulados para a concentração de nitrato é notória nos anos de 2012 e 2014 cujos valores simulados corresponderam a aproximadamente 47 % e 43 % a mais que os observados. Nos demais períodos de calibração e validação, percebe-se uma correlação entre as concentrações de nitrato simuladas e observadas, cuja variação entre os valores foi razoavelmente baixa. Referente à calibração do fosfato nota-se a subestimação da concentração simulada desse nutriente para o ano de 2011, cujo valor simulado foi 64 % menor que o observado. A subestimação de valores na calibração da concentração de fosfato pode ter implicado na validação da simulação, a qual apresentou alto valor de Pbias, impulsionado principalmente para o período de 2016. Contudo, as diferenças entre as concentrações de nitrato e fosfato medidas e simuladas foram da mesma ordem de magnitude. O R^2 da calibração e validação para o nitrato foi de 0,34 e 0,70, respectivamente. Para o fosfato os valores obtidos para este coeficiente foram de 0,05 tanto para calibração quanto para validação.

A Figura 1 apresenta as distribuições de frequência das concentrações mensuradas e simuladas de nitrato e fosfato na drenagem lisimétrica durante os períodos de calibração do modelo ANIMO. Referente ao nitrato, o modelo tende a simular uma maior concentração em relação ao

mensurado para frequências de ocorrência abaixo de 40 %. Para frequências acima desse valor o modelo calibrado mostrou comportamento adequado visto à proximidade entre os valores simulados e mensurados. As mudanças de parâmetros desse modelo foram destinadas a reduzir a superestimação da concentração de nitrato. Os parâmetros mais sensíveis à calibração são constituintes das condições de contorno, sendo estes a deposição seca atmosférica de amônio e nitrato e suas respectivas concentrações presentes na precipitação, ambos em escala anual.

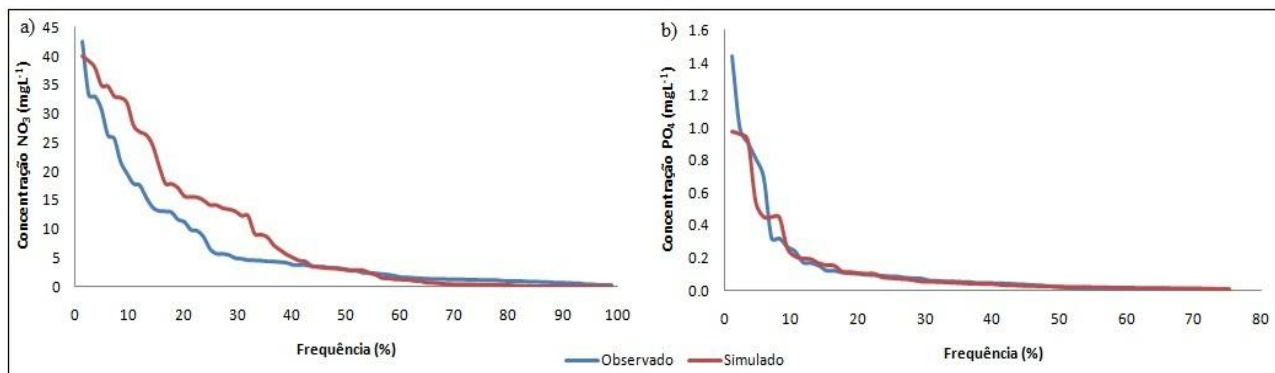


Figura 1 – Distribuição de frequência das concentrações mensuradas e simuladas de a) nitrato e b) fosfato na drenagem lisimétrica durante os períodos de calibração do modelo ANIMO

A frequência de ocorrência das concentrações de fosfato foi satisfatoriamente simulada pelo modelo calibrado. Contudo, a concentração máxima de fosfato simulada mostrou-se inferior a mensurada, fato ocasionado pela subestimação de valores na calibração desse modelo. Os parâmetros que mais provocaram influência na calibração estão associados às condições químicas para o fósforo. A isoterma de Langmuir mostrou-se a mais adequada para o equilíbrio de sorção, juntamente com a entrada dos parâmetros de sorção por horizonte de solo. A máxima quantidade de sorção também se mostrou sensível ao modelo. Os parâmetros envolvidos nas especificações das condições iniciais de fósforo foram estimados para o controle das subestimações dos valores simulados, visto que o aumento desses parâmetros provoca a elevação da concentração simulada.

Apesar das vias de transporte de nitrogênio e fósforo nas bacias hidrográficas serem distintas (Kato *et al.* 2009), a cinética das reações de transformação desses nutrientes é influenciada por vários fatores físicos e químicos associados a condições climáticas e ao uso da terra (Kaufmann *et al.* 2014). A consideração de tais eventos reforça o fato de que ambos os comportamentos apresentados na Figura 1 podem estar associados à resposta simulada pelo modelo SWAP e às propriedades químicas dos nutrientes que foram modelados.

A Figura 2 apresenta as concentrações lixiviadas de nitrato e fosfato em relação a dois cenários de precipitação para quatro períodos de simulação no modelo ANIMO. Os resultados apresentados correspondem à média anual de valores acumulados para o período de dez anos. Os cenários hidrológicos para a bacia do ribeirão Concórdia foram projetados com base no *Representative Concentration Pathways* (RCP) por meio da aplicação do modelo SWAP. O cenário RCP 4.5 corresponde a um cenário mais otimista e o RCP 8.5 a um cenário mais pessimista, de acordo com o IPCC (2007).

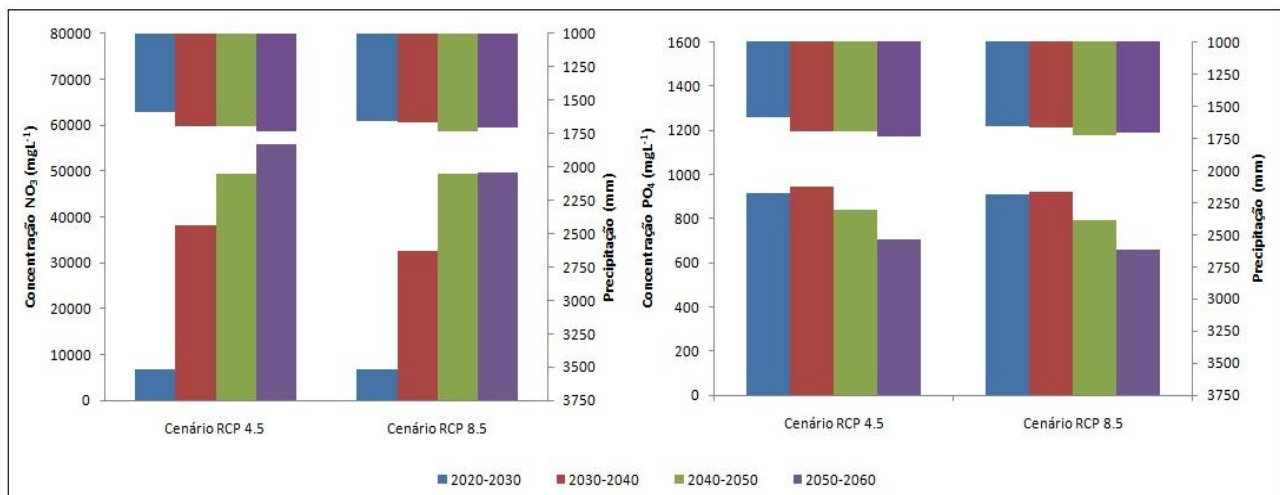


Figura 2 – Média anual de valores acumulados para o período de dez anos das concentrações lixiviadas de a) nitrato e b) fosfato em relação aos cenários de precipitação RCP 4.5 e RCP 8.5 para quatro períodos de simulação no modelo ANIMO

A precipitação apresentou valores simulados no cenário RCP 4.5 em média de 1688 mm e no cenário RCP 8.5 de 1679 mm, considerando todo o período de simulação (2020 a 2060). Valores semelhantes foram encontrados por Pinheiro *et al.* (2013) em estudo realizado na mesma bacia hidrográfica do presente estudo, sendo a média anual de 1577,9 mm para o período de 1961-1990 e no cenário B2 de 1469,7 mm e para o cenário A2 1507,4 mm. Horikoshi & Fisch (2007) verificaram um incremento na precipitação entre 85 a 150 mm em um cenário A2 e entre -31 a 88 para um cenário B2 em estudo realizado em Taubaté, SP. Portanto, os valores apresentados são de extrema importância, visto que uma redução na precipitação poderá causar déficit hídrico.

Verifica-se o aumento da lixiviação de nitrato conforme a evolução da precipitação nos cenários RCP 4.5 e RCP 8.5. Referente à concentração de nitrato lixiviado no cenário RCP 4.5 observa-se um aumento na ordem de 82 %, 23 % e 12 % de acordo com a comparação da projeção dos períodos de 2020-2030 com 2030-2040, 2030-2040 com 2040-2050 e 2040-2050 com 2050-

2060. Para o cenário RCP 8.5 esse aumento correspondeu a 79 %, 34 % e 0,6 % em relação aos períodos mencionados. A similaridade da concentração de nitrato entre períodos de 2040-2050 e 2050-2060 no cenário RCP 8.5 pode ter sido ocasionada baixa diferença do regime hídrico entre esses períodos no mesmo cenário, cuja foi apenas de 1 %. A concentração do nitrato em cada período analisado foi maior no cenário RCP 4.5 devido à intensidade da precipitação nesse cenário ser mais elevada.

Quanto à projeção de cenários para o fosfato lixiviado observa-se no cenário RCP 4.5 o aumento da concentração desse nutriente na ordem de 3,3 % quando comparados os períodos 2020-2030 com 2030-2040. Na mesma situação o aumento da precipitação correspondeu a 2 %. A comparação entre os períodos posteriores indicou o declínio da concentração de fosfato lixiviado na ordem de 11 % e 16 %. Para o cenário RCP 8.5 verifica-se um aumento de 1,3 % da concentração de fosfato lixiviado na comparação entre os dois primeiros períodos, seguido de um declínio na ordem de 14 % e 17 % para os períodos posteriores. Apesar da tendência de declínio apresentada para a lixiviação de fosfato em relação à evolução da precipitação, as maiores concentrações desse nutriente no escoamento de drenagem foram apresentadas no cenário RCP 4.5 cujo regime hídrico é maior. A pouca diferença de concentração de fosfato entre períodos de 2020-2030 e 2030-2040 no cenário RCP 8.5 pode ter sido ocasionada pela similaridade do regime hídrico entre esses períodos no mesmo cenário, cuja diferença foi apenas de 0,6 %.

Nos cenários simulados, as cargas de nitrato transportadas no escoamento de drenagem são superiores as de fosfato, aproximadamente na ordem de 1:40. A projeção dos cenários também indicou que o decorrer dos anos provoca o aumento da concentração média de nitrato no escoamento de drenagem. O contrário ocorre para a concentração lixiviada de fosfato. O fato de o nitrato ser mais solúvel em água do que o fosfato explica as diferenças de proporção de cargas transportadas através do perfil do solo (Kaufmann *et al.* 2014). O nitrato na fase solúvel é facilmente transportado, enquanto o fosfato é afetado pela adsorção na matriz do solo poroso, o que provoca o retardo de sua passagem (Merchán *et al.* 2018).

4 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os modelos utilizados se mostraram eficientes para a projeção de cenários tanto hidrológicos como para o transporte de nutrientes. A calibração do modelo ANIMO simulou satisfatoriamente o transporte de nitrato, contudo para a lixiviação do fosfato os valores mensurados e simulados apresentaram elevada variabilidade interna. Quando analisada a frequência de

ocorrência dos valores resultantes para as concentrações de fosfato na calibração verificou que os dados mensurados e simulados apresentaram similaridade adequada. Quanto aos cenários projetados para o nitrato e fosfato verificou-se que a lixiviação desses nutrientes é dependente da evolução da precipitação. Maiores volumes de precipitação tendem a acelerar o processo de lixiviação desses nutrientes. Referente aos dados hidrológicos obtidos no modelo SWAP observou-se que ambos apresentaram resultados semelhantes à literatura com projeção coerente para os cenários simulados.

REFERÊNCIAS

- GROENENDIJK, P., HEINEN, M., KLAMMLER, G., FANK, J., KUPFERSBERGER, H., PISINARAS, V., GEMITZI, A., PEÑA-HARO, S., GARCÍA-PRATS, A., PULIDO-VELAZQUEZ, M., PEREGO, A., ACUTIS, M., TREVISAN, M. (2014). *Performance assessment of nitrate leaching models for highly vulnerable soils used in low-input farming based on lysimeter data*. Science of the Total Environment 499, 463–480
- GROENENDIJK, P., KROES, J.G., 1999. *Modelling the Nitrogen and Phosphorus Leaching to Groundwater and Surface Water; ANIMO 3.5*. DLO Winand Staring Centre, Wageningen (Report 144).
- HORIKOSHI, A. S., FISCH, G. (2007). *Balanco hídrico atual e simulação para cenários climáticos futuros no Município de Taubaté, SP, Brasil*. Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science: v. 2, n.2.
- IPCC. *Climate Change* (2007): The Scientific Basis Contribution of Working Group 1 to the IPCC Fourth Assessment Report. 2007.
- IPCC, (2013): Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [STOCKER, T.F.; QIN, D.; PLATTNER, G.-K.; TIGNOR, M.; ALLEN, S.K.; BOSCHUNG, J.; NAUELS, A.; XIA, Y.; BEX, V.; MIDGLEY, P.M. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- KATO, T., KURODA, H., NAKASONE, H. (2009). *Runoff characteristics of nutrients from an agricultural watershed with intensive livestock production*. Journal of Hydrology, 368(1-4), 79-87.
- KAUFMANN, V. (2013). *Processo hidrológico e transporte de espécies químicas produzidos por chuva intensa simulada em solos do sul do Brasil*. Tese (Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- KAUFMANN, V., PINHEIRO, A., CASTRO, N. M. DOS R. (2014). *Simulating transport of nitrogen and phosphorus in a Cambisol after natural and simulated intense rainfall*. Journal of Contaminant Hydrology 160, 53–64.

MERCHÁN, D., CASALÍ, J., DE LERSUNDI, J. D. V., CAMPO-BESCÓS, M. A., GIMÉNEZ, R., PRECIADO, B., & LAFARGA, A. (2018). *Runoff, nutrients, sediment and salt yields in an irrigated watershed in southern Navarre (Spain)*. *Agricultural Water Management*, 195, 120-132.

OLIVEIRA, N.T., CASTRO, N.M.R., GOLDENFUM, J.A., (2010). *Influência da Palha no balanço hídrico em lisímetros*. *Rev. Bras. Recur. Hidr.* 15, 93–103.

PERAZZOLI, M.; PINHEIRO, A.; KAUFMANN, V. (2013) *Efeitos de cenários de uso do solo sobre o regime hídrico e produção de sedimentos na bacia do Ribeirão Concórdia - SC*. *Revista Árvore*, Viçosa, MG, v.37, p.859-869.

PINHEIRO, A., KAUFMANN, V., SCHNEIDERS, D., OLIVEIRA, A.A., ALBANO, R.M.R., (2013). *Concentrações e cargas de nitrato e fosfato na Bacia do Ribeirão Concórdia, Lontras SC*. *J. Braz. Eng. Agric. Environ.* 17 (1), 86–93.

PINTO, V. M., BRUNO, I. P., LIER Q. DE J. VAN, NETO, D. D., REICHARDT. K. (2017). *Uso excessivo de nitrogênio gera perda monetária para cafeicultores do cerrado baiano*. *Coffee Science*, Lavras, v. 12, n. 2, p. 176 – 186.

QI, H., Z. QI, TQ ZHANG, CS TAN E D. SADHUKHAN. (2018). *Modelling Phosphorus Loss through Surface Runoff and Tile Drainage from Agricultural Fields in Southern Ontario Using ICECREAM*. *J. Environ. Qual.* 47: 203-211.

SAMUELSEN, A., HANSEN, C., WEHDE, H. (2015). *Tuning and assessment of the HYCOM-NORWECOM V2. 1 biogeochemical modeling system for the North Atlantic and Arctic oceans*. *Geoscientific Model Development*, 8(7), 2187-2202.

STEINFELD, H., GERBER, P., WASSENAAR, T., CASTEL, V., ROSALES, M., DE HAAN, C., (2006). *Livestock's long shadow; environmental issues and options*. FAO, Rome.

van DAM, J. C., HUYGEN, J., WESSELING, J. G., FEDDES, R. A., KABAT, P., van WALSUM, P. E. V., GROENENDIJK, P., VAN DIEPEN, C. A., (1997). *Theory of SWAP Version 2.0*. Department of Water.