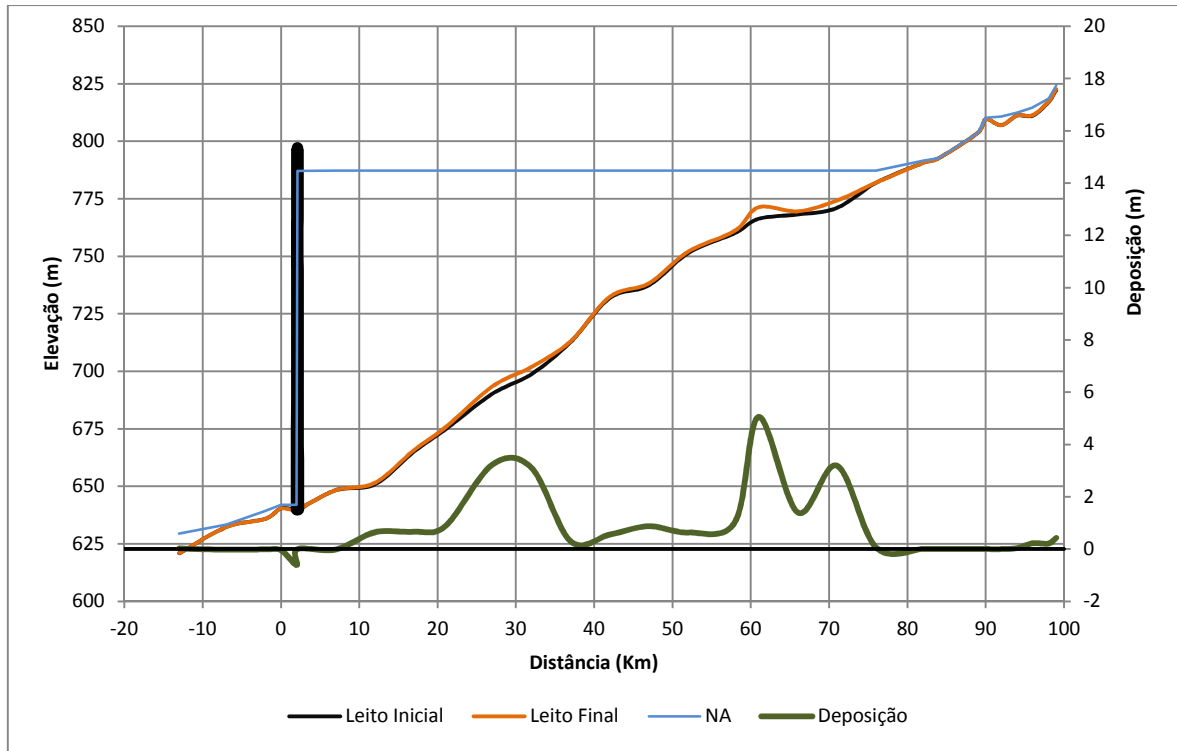

LISTA DE APÊNDICES

APÊNDICE JJ – Análise de sensibilidade – Prognóstico do assoreamento e degradação na ADA

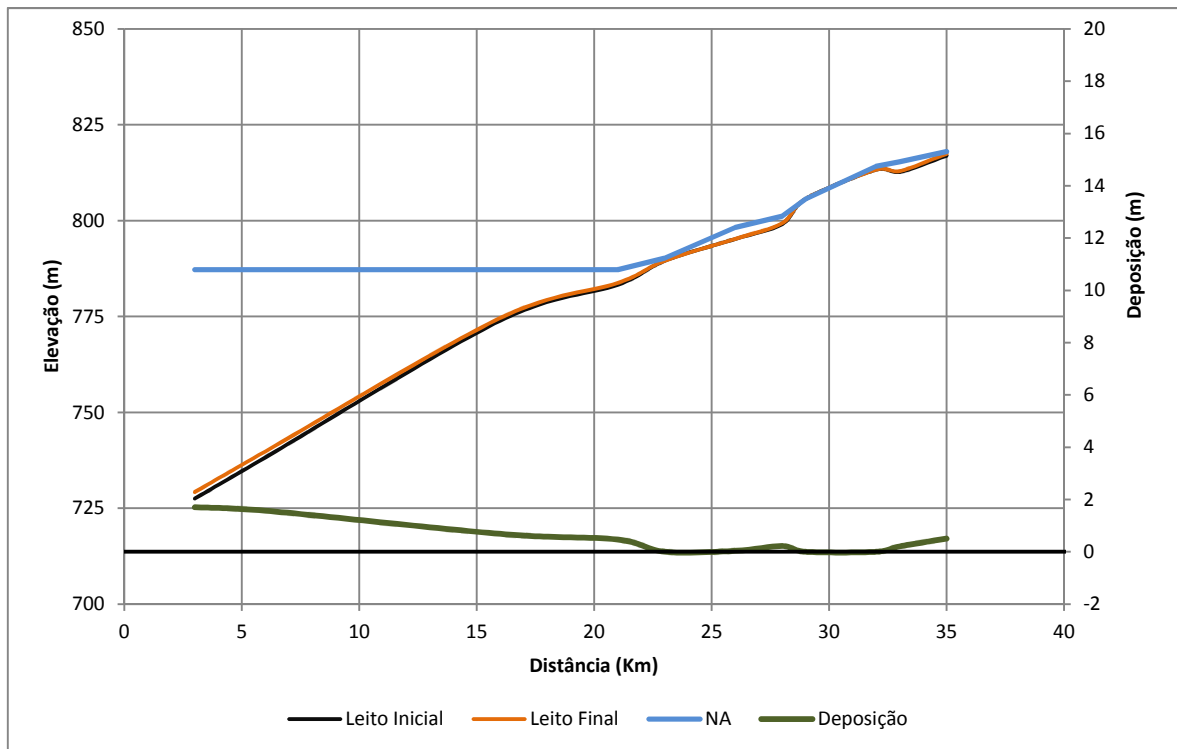
APÊNDICE KK – Análise de sensibilidade – Balanço de sedimentos e eficiência de retenção na ADA

APÊNDICE LL – Modelagem da qualidade da água do reservatório

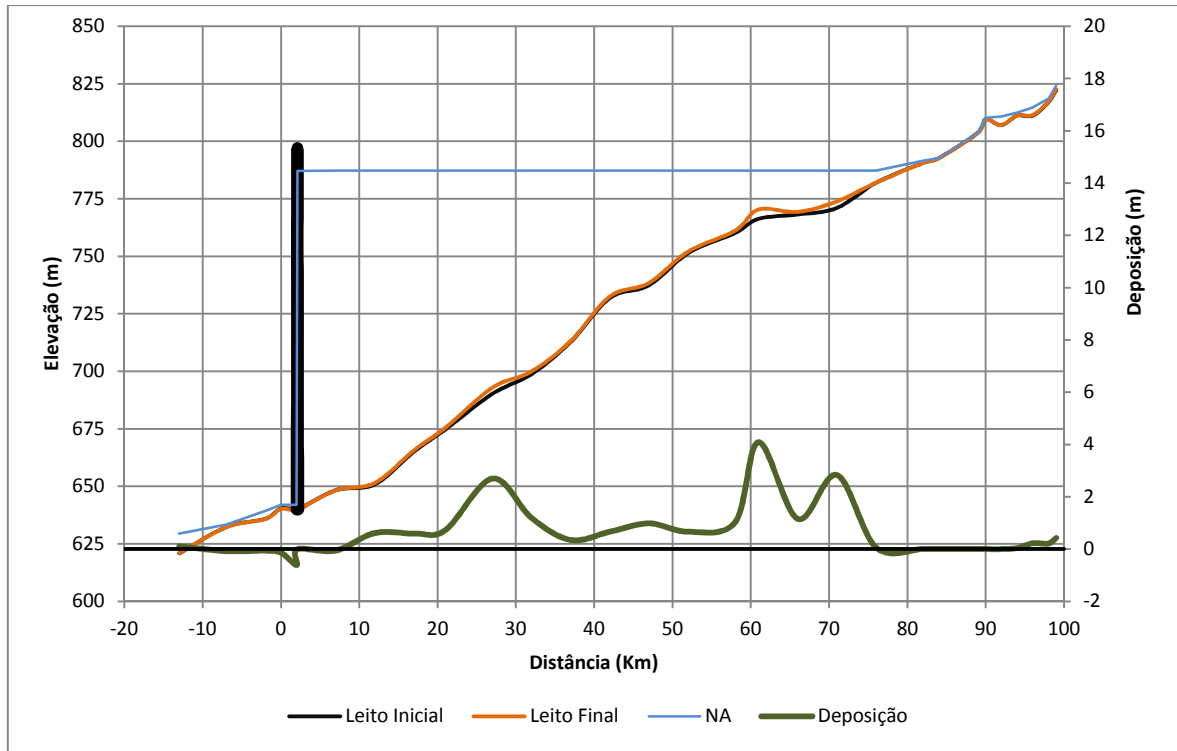
APÊNDICE JJ – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE – PROGNÓSTICO DO ASSOREAMENTO E DEGRADAÇÃO NA ADA



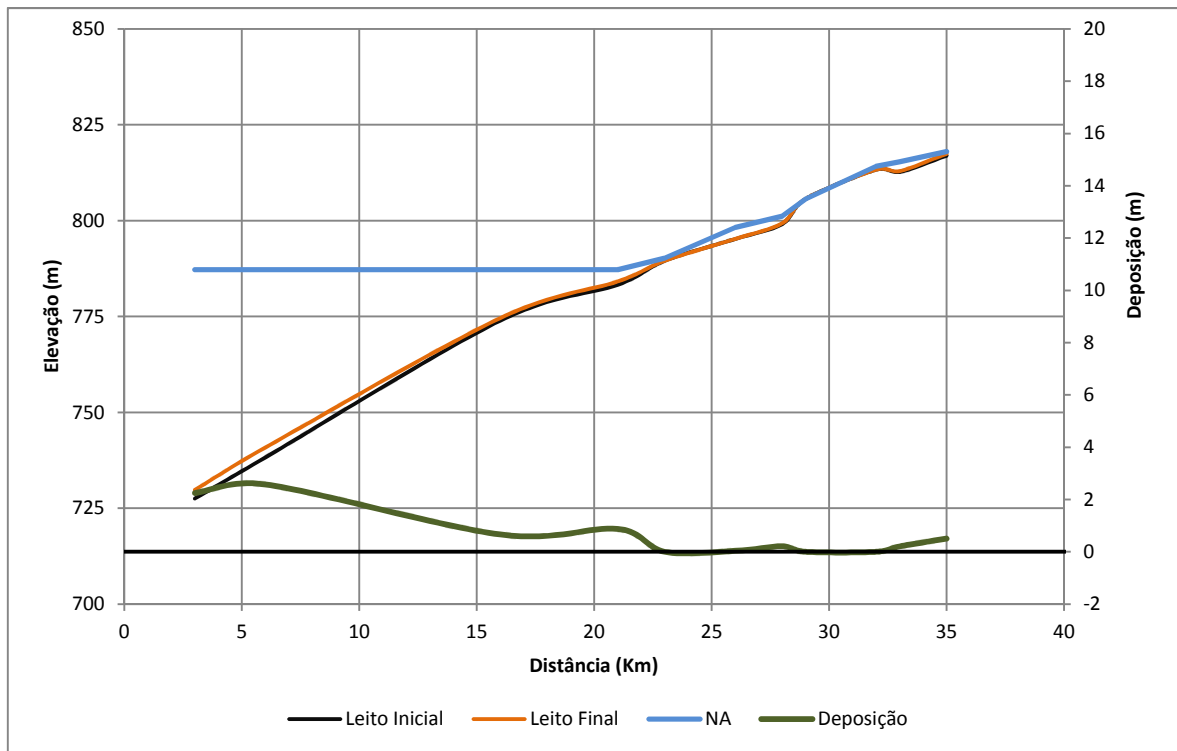
Alternativa BMML - Deposição e Erosão no Rio Pelotas.



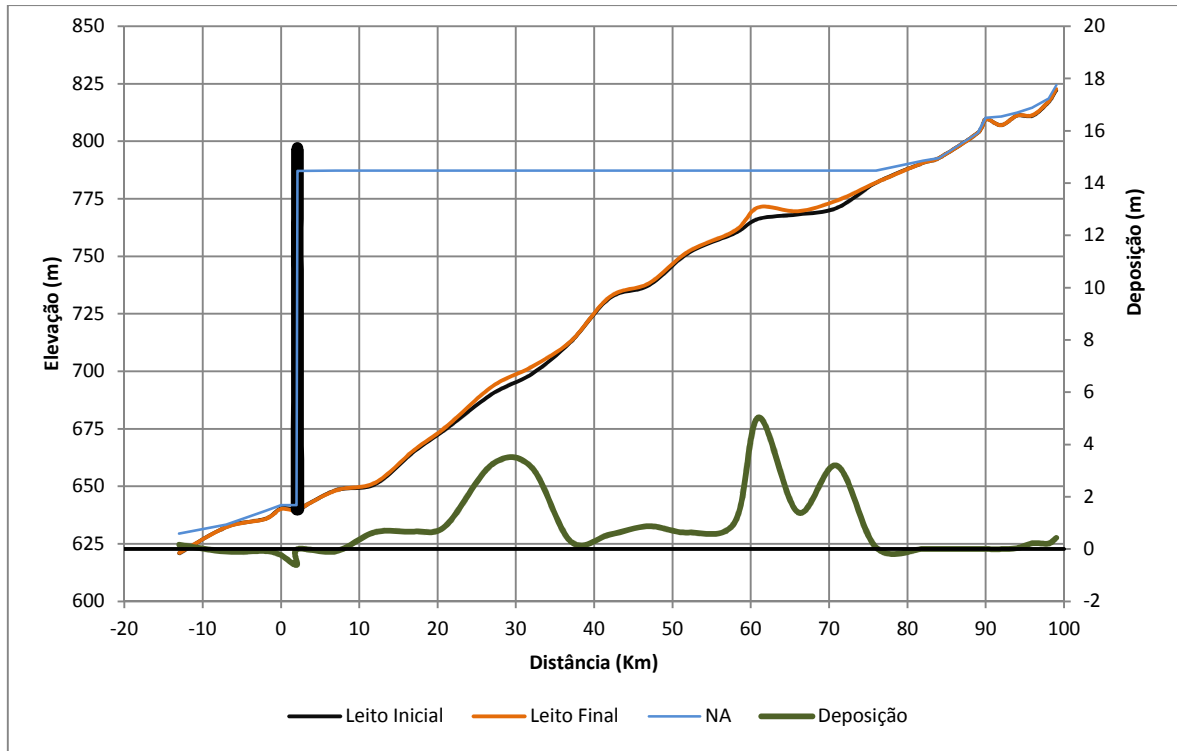
Alternativa BMML - Deposição e Erosão no Lava-Tudo.



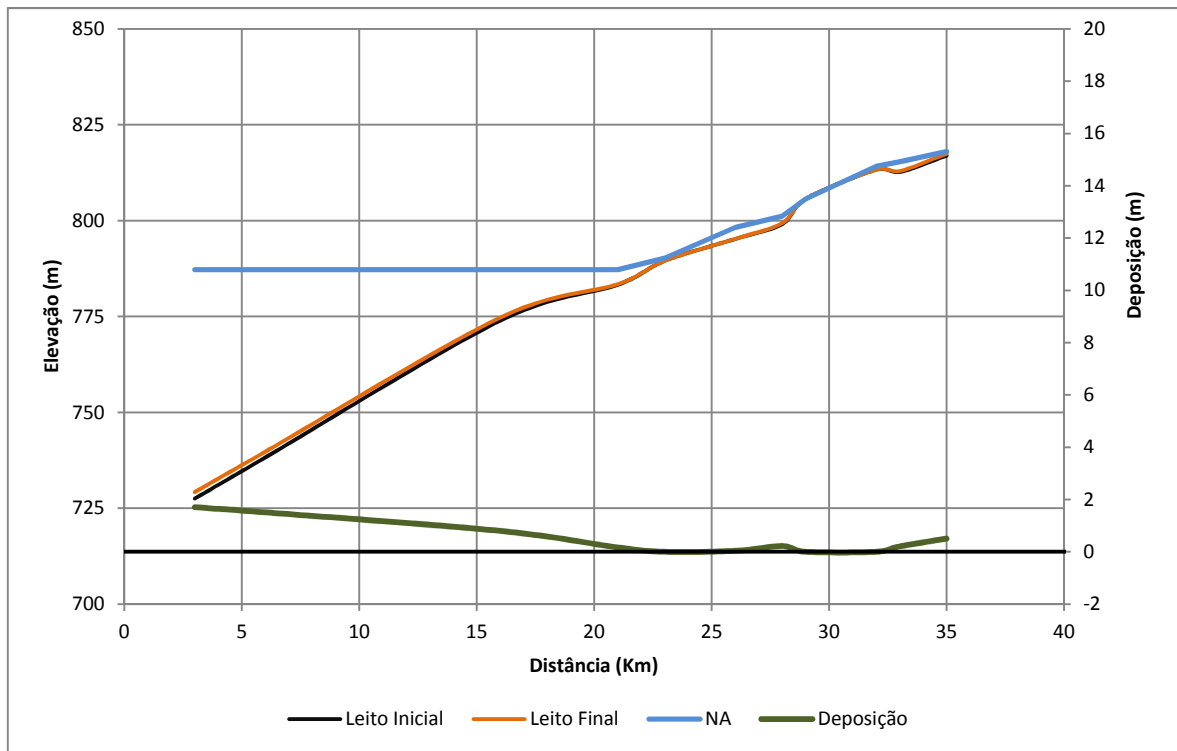
Alternativa BMMA - Deposição e Erosão no Rio Pelotas.



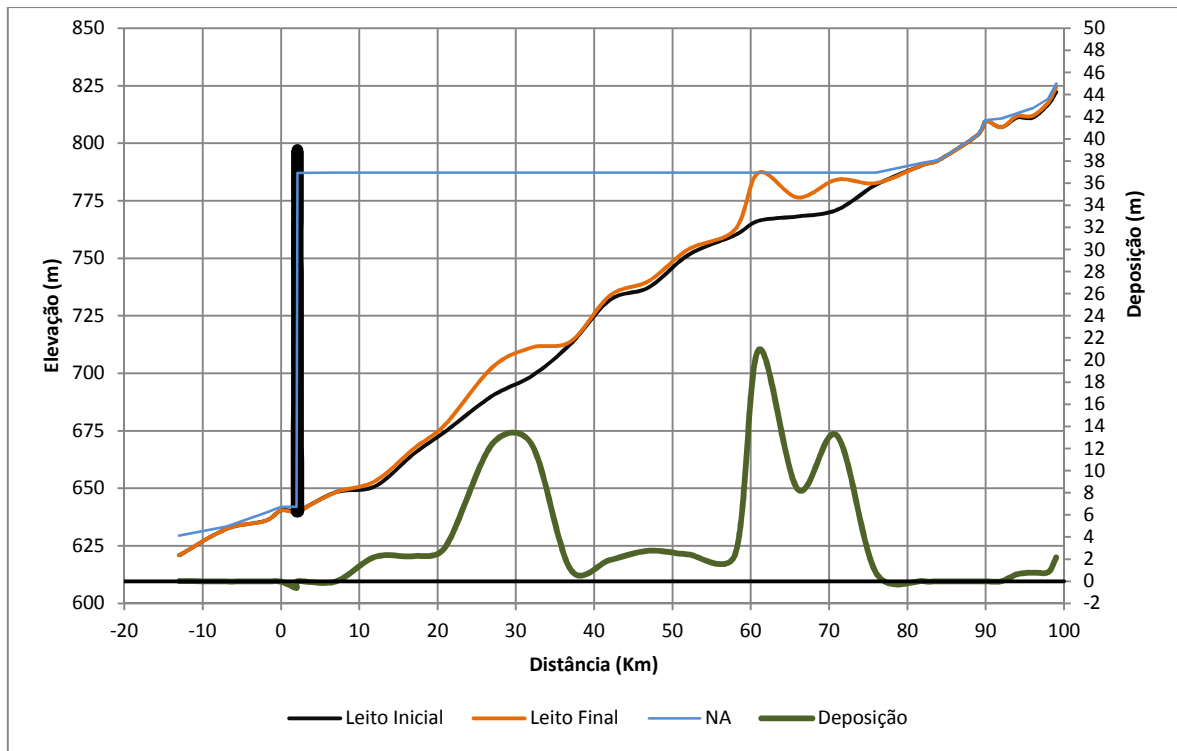
Alternativa BMMA - Deposição e Erosão no Lava-Tudo.



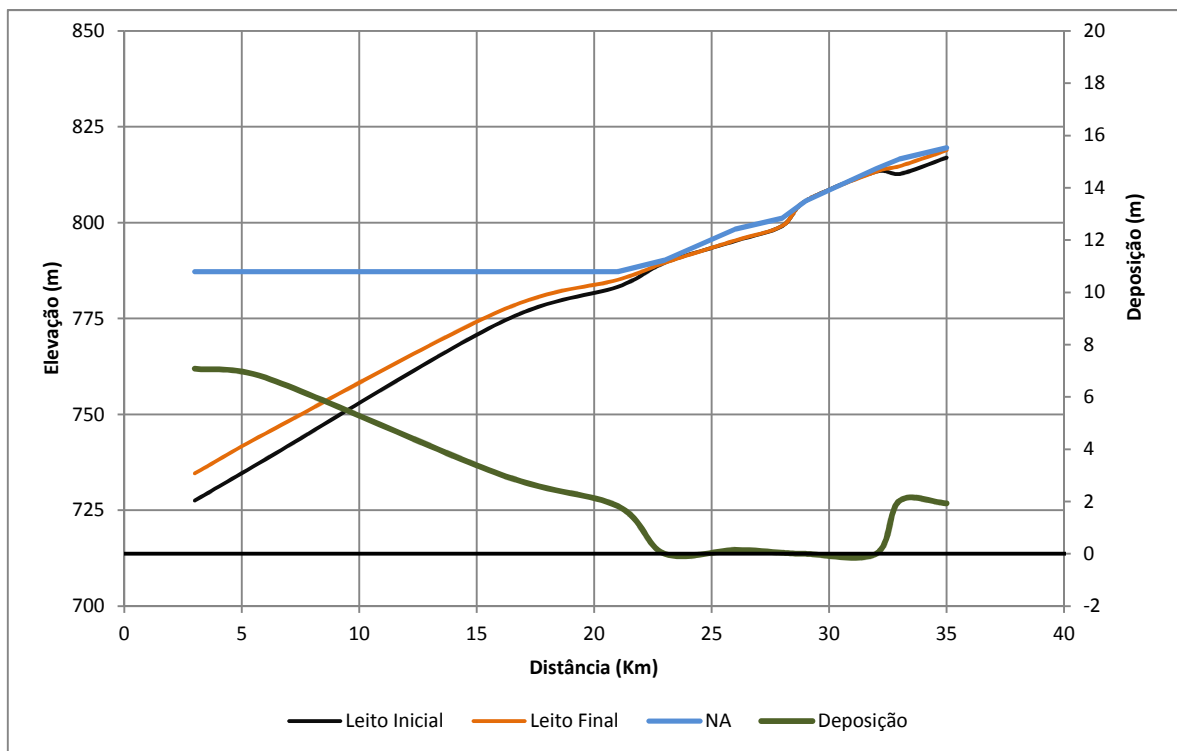
Alternativa BMMS - Deposição e Erosão no Rio Pelotas.



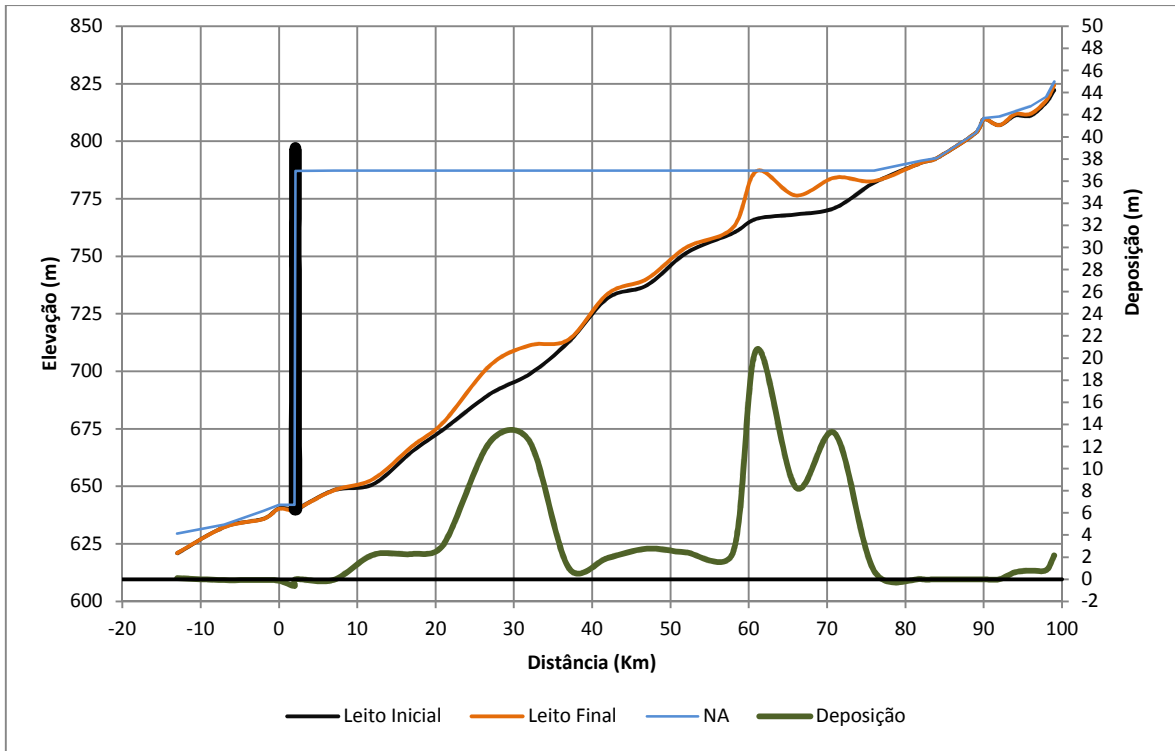
Alternativa BMMS - Deposição e Erosão no Lava-Tudo.



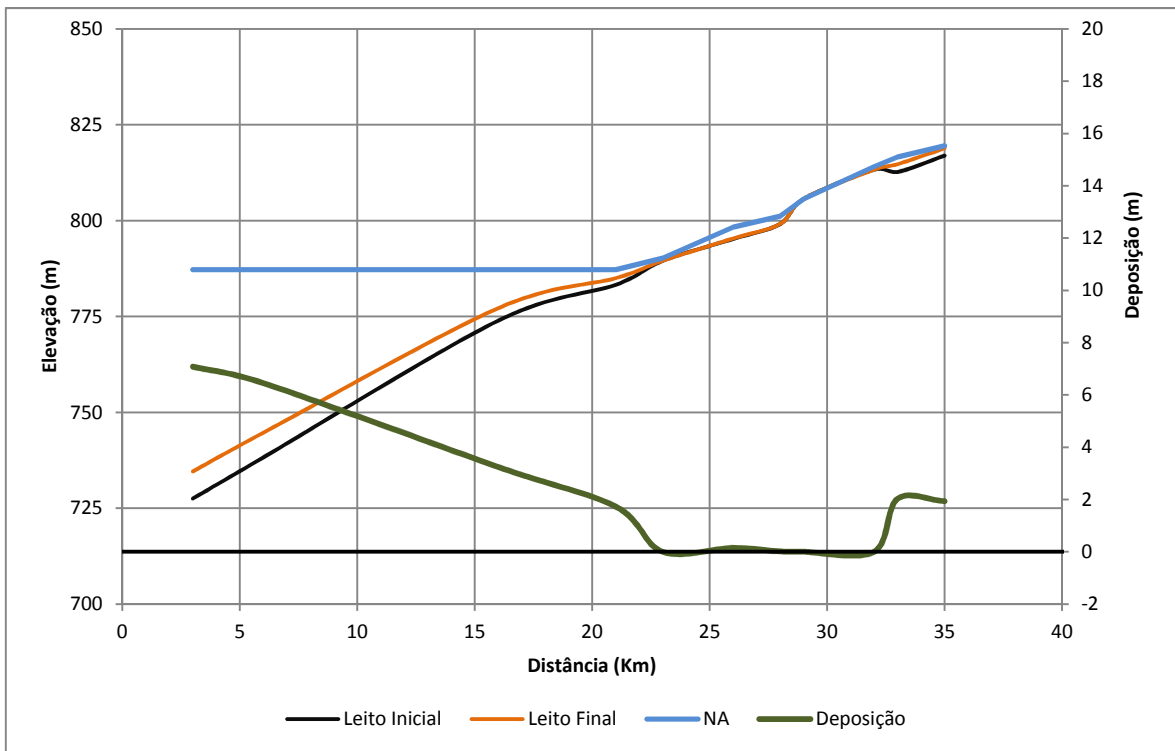
Alternativa BQML - Deposição e Erosão no Rio Pelotas.



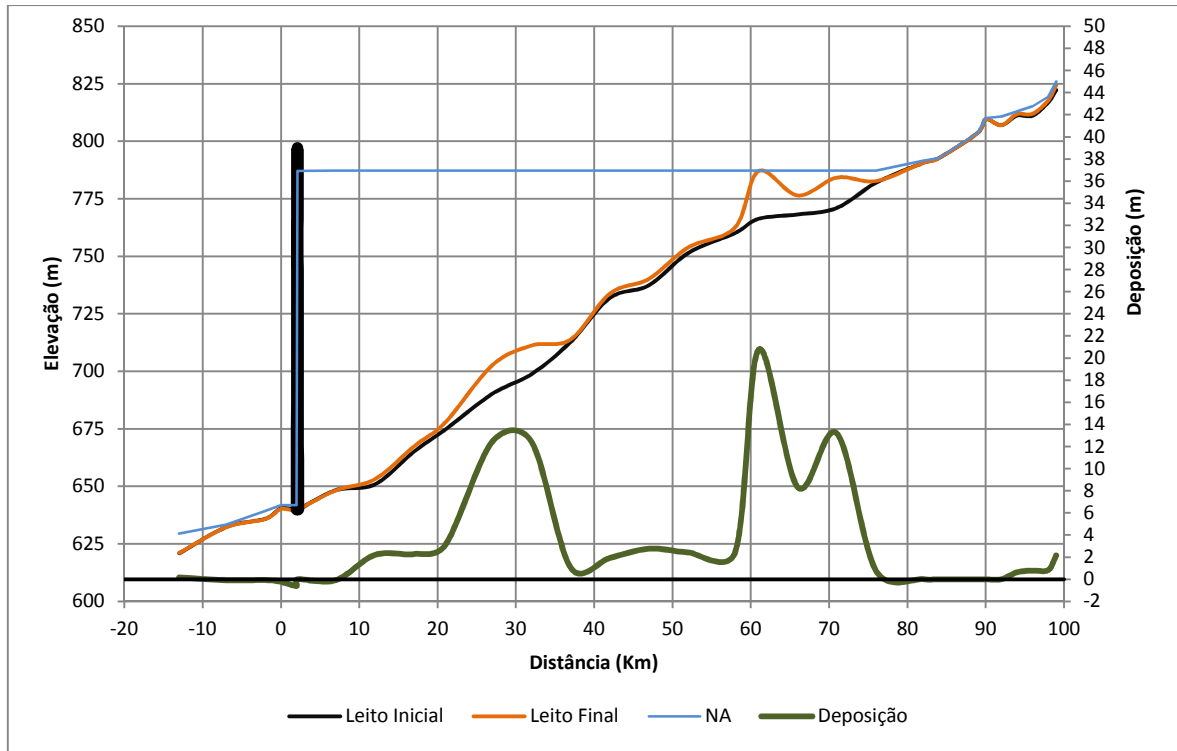
Alternativa BQML - Deposição e Erosão no Lava-Tudo.



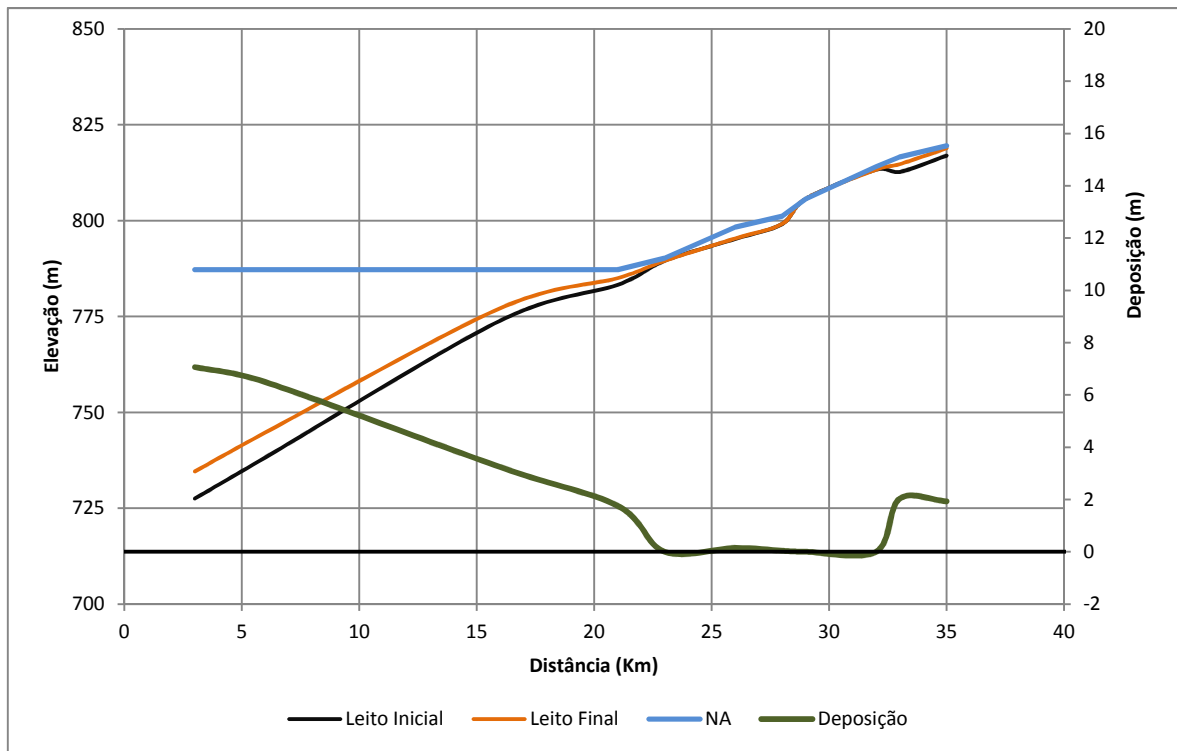
Alternativa BQMA - Deposição e Erosão no Rio Pelotas.



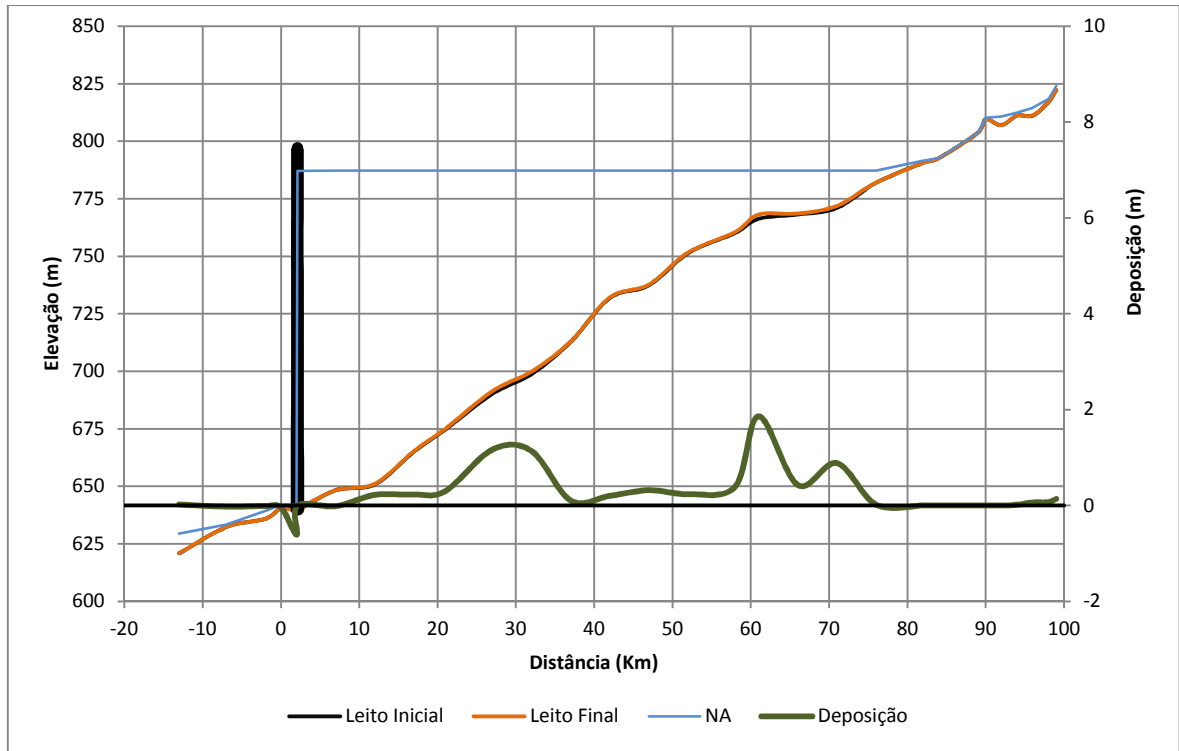
Alternativa BQMA - Deposição e Erosão no Lava-Tudo.



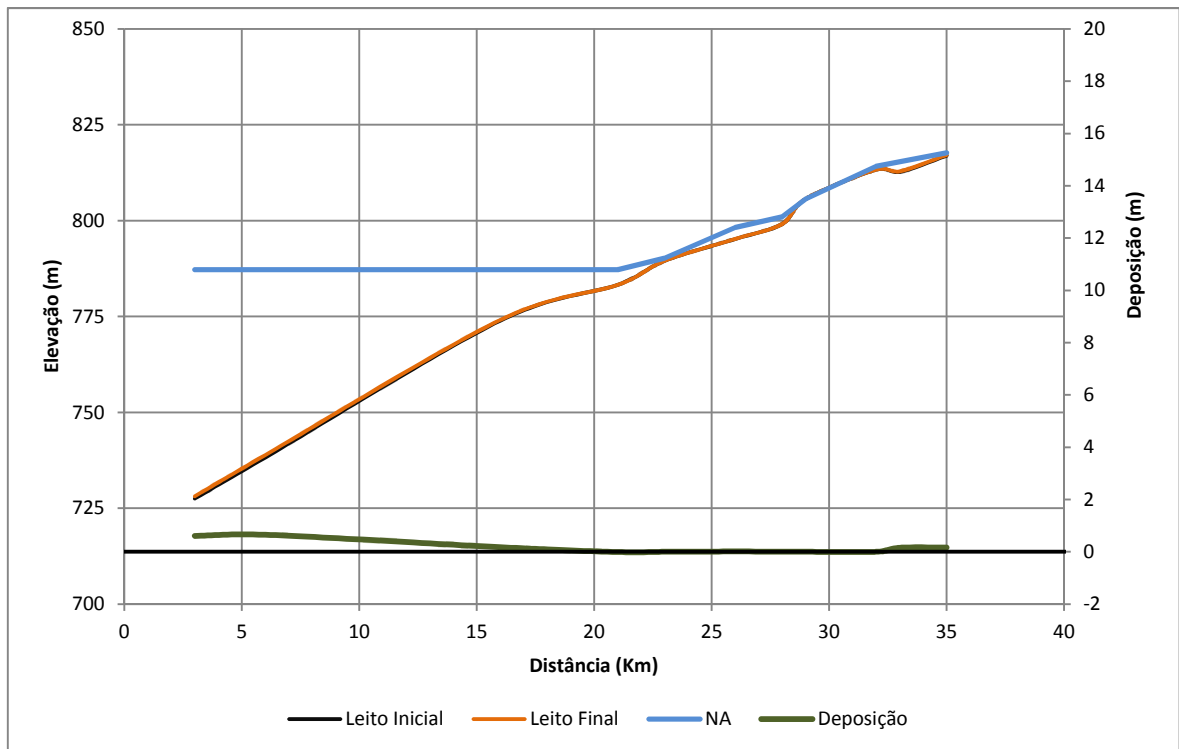
Alternativa BQMS - Deposição e Erosão no Rio Pelotas.



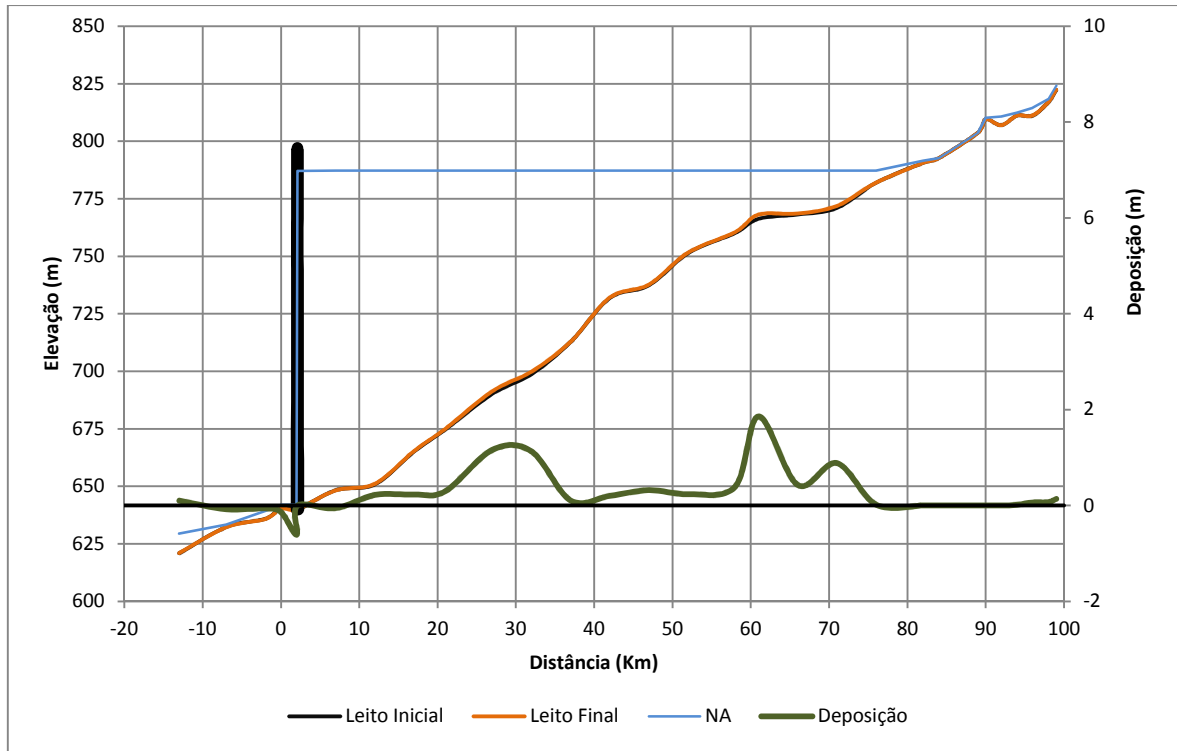
Alternativa BQMS - Deposição e Erosão no Lava-Tudo.



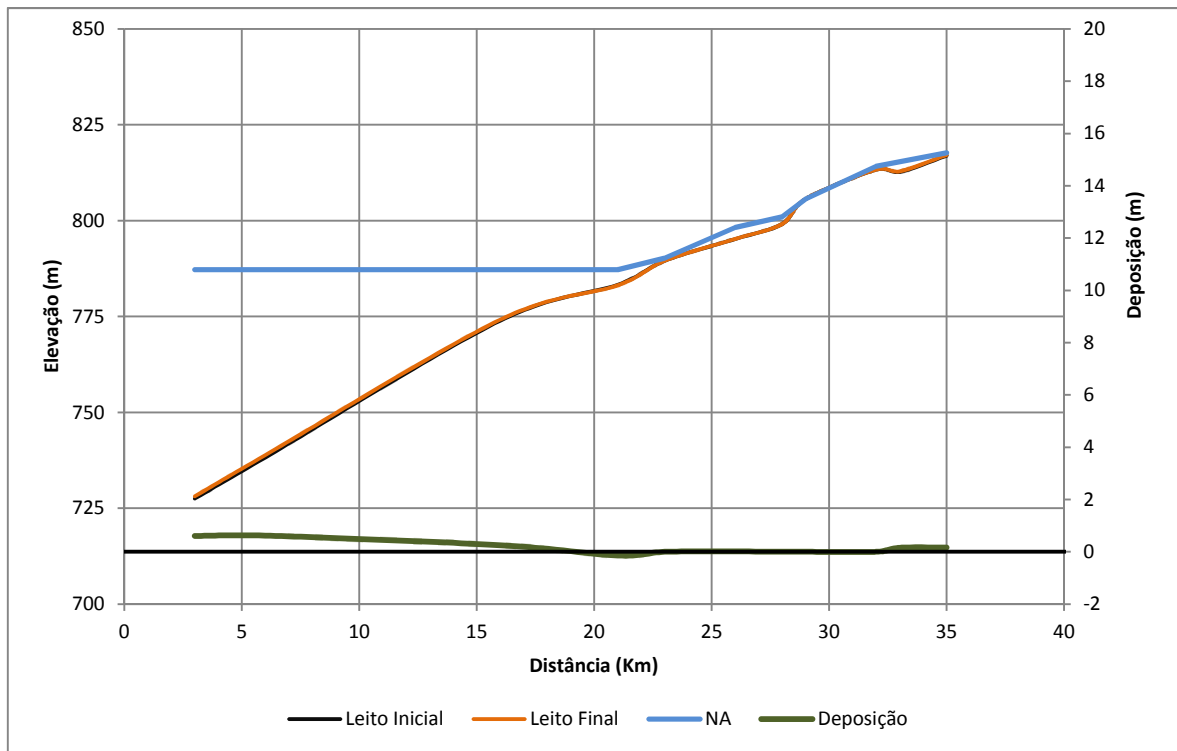
Alternativa BTML - Deposição e Erosão no Rio Pelotas.



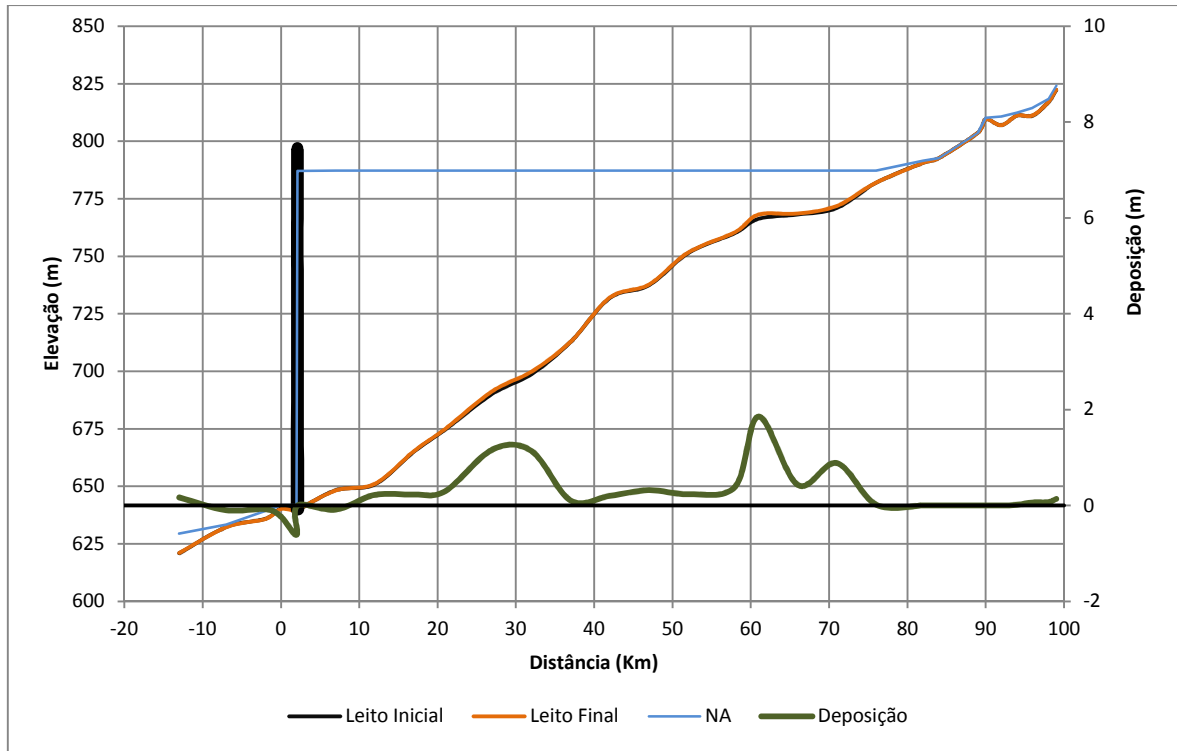
Alternativa BTML - Deposição e Erosão no Lava-Tudo.



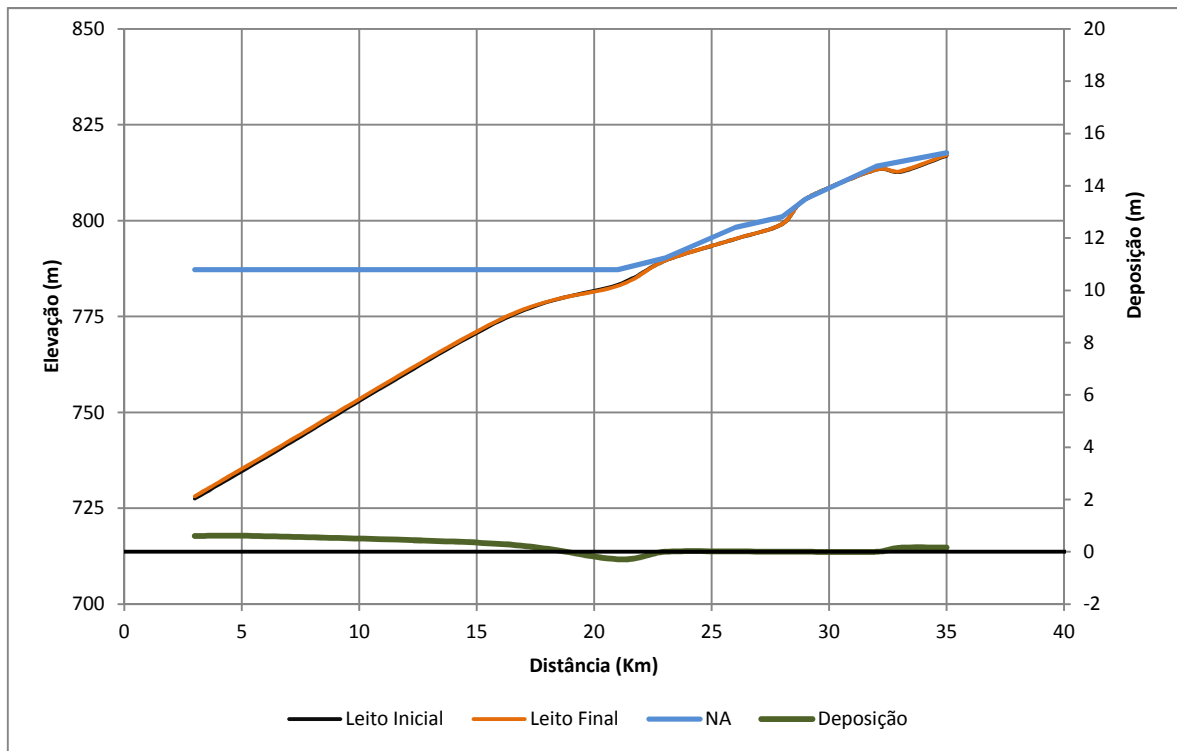
Alternativa BTMA - Deposição e Erosão no Rio Pelotas.



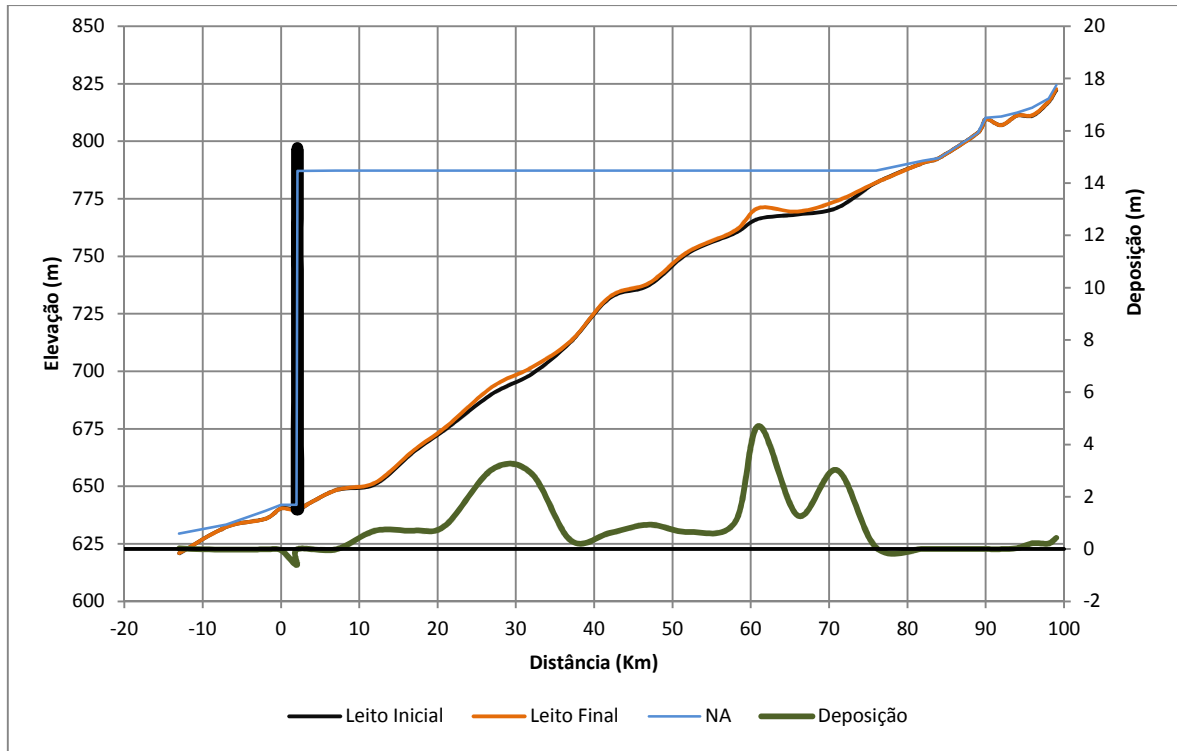
Alternativa BTMA - Deposição e Erosão no Lava-Tudo.



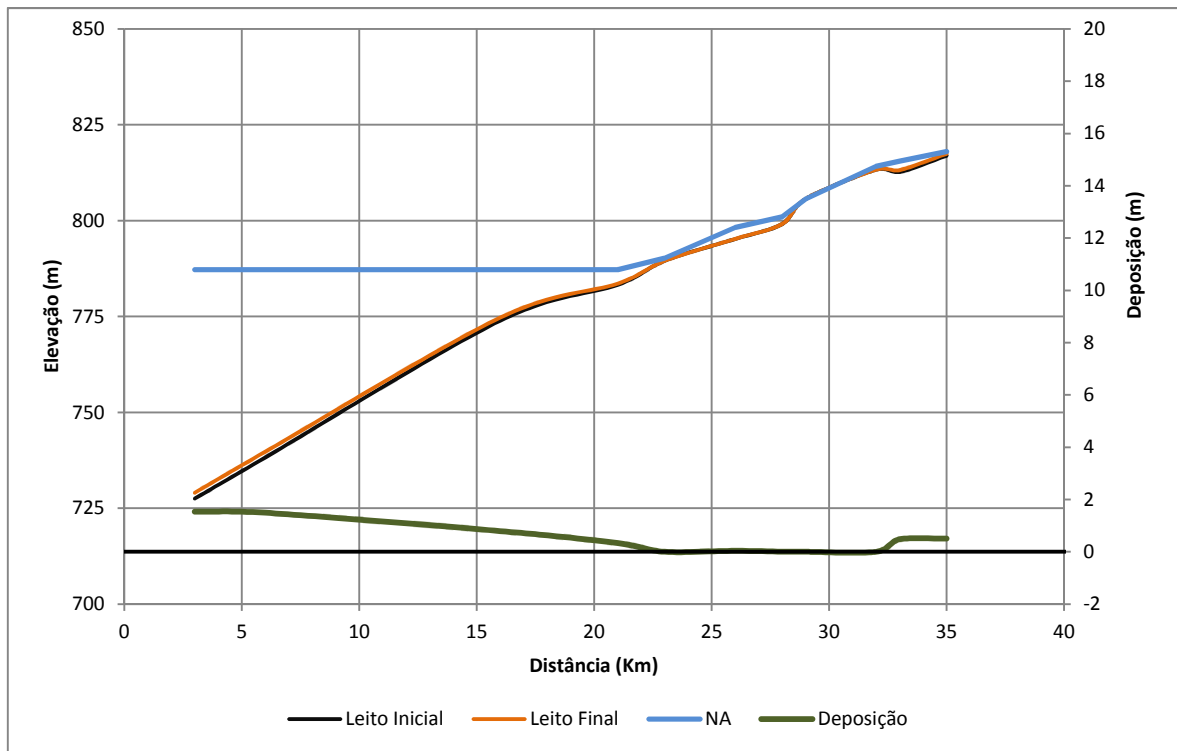
Alternativa BTMS - Deposição e Erosão no Rio Pelotas.



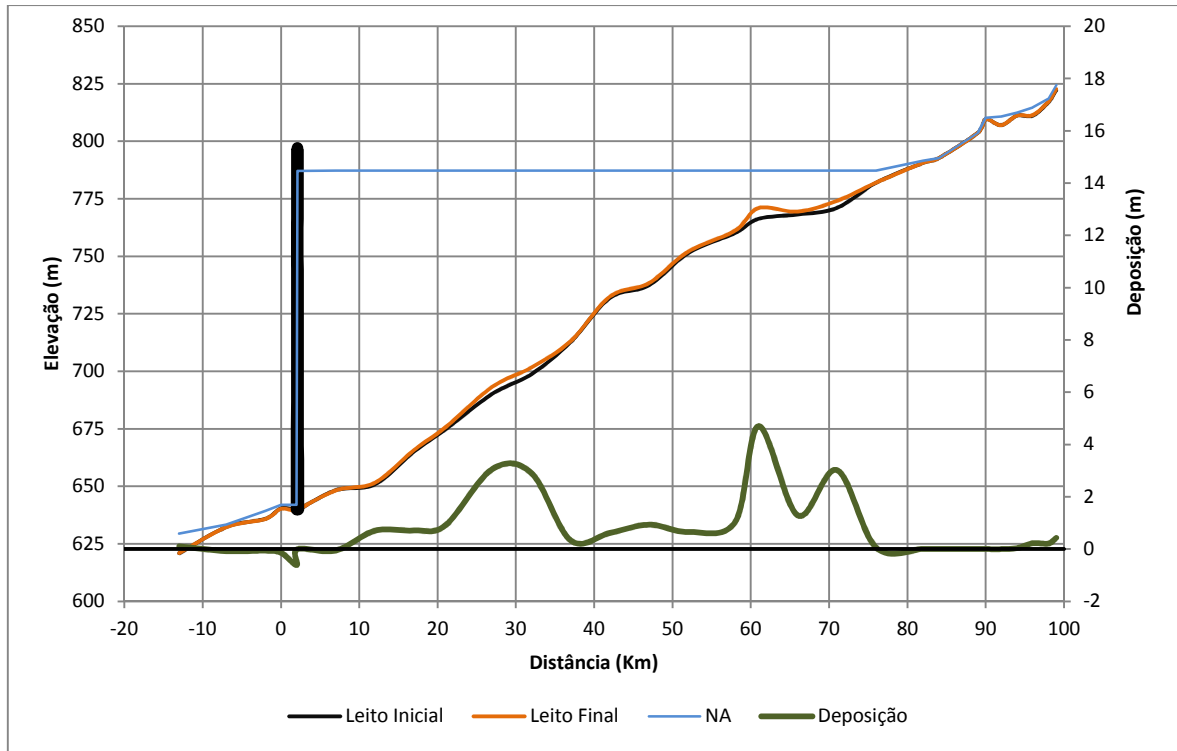
Alternativa BTMS - Deposição e Erosão no Lava-Tudo.



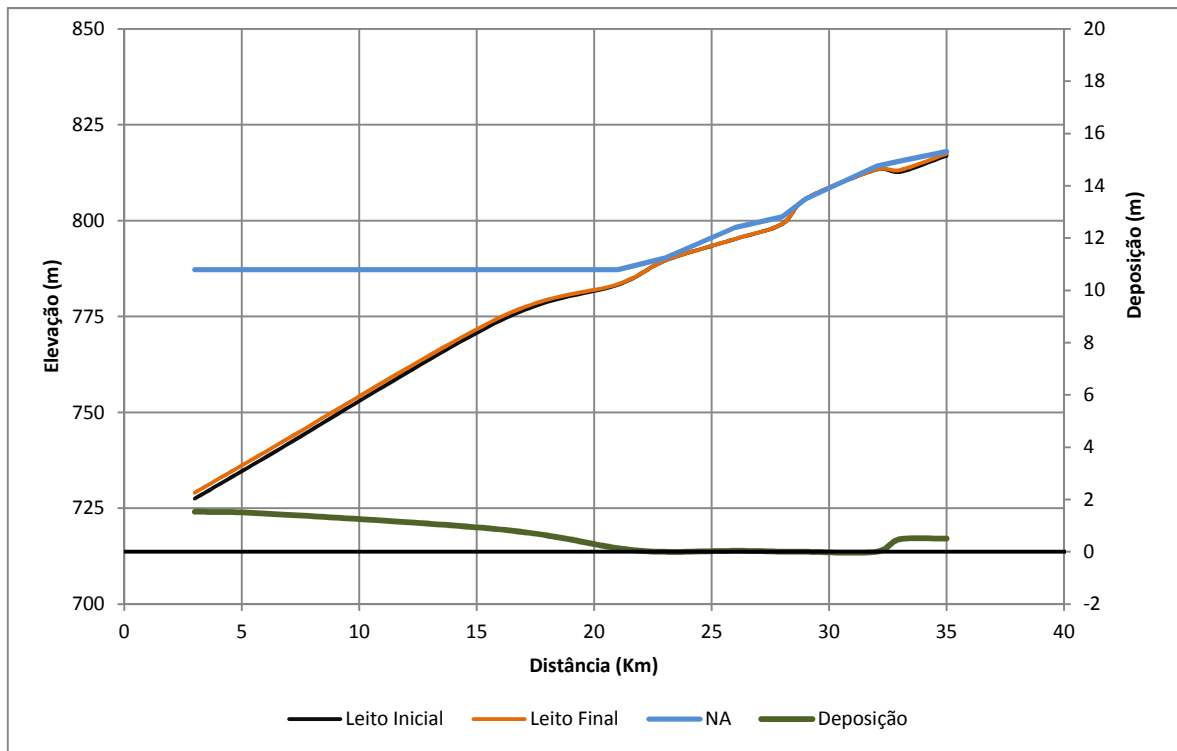
Alternativa BMFL - Deposição e Erosão no Rio Pelotas.



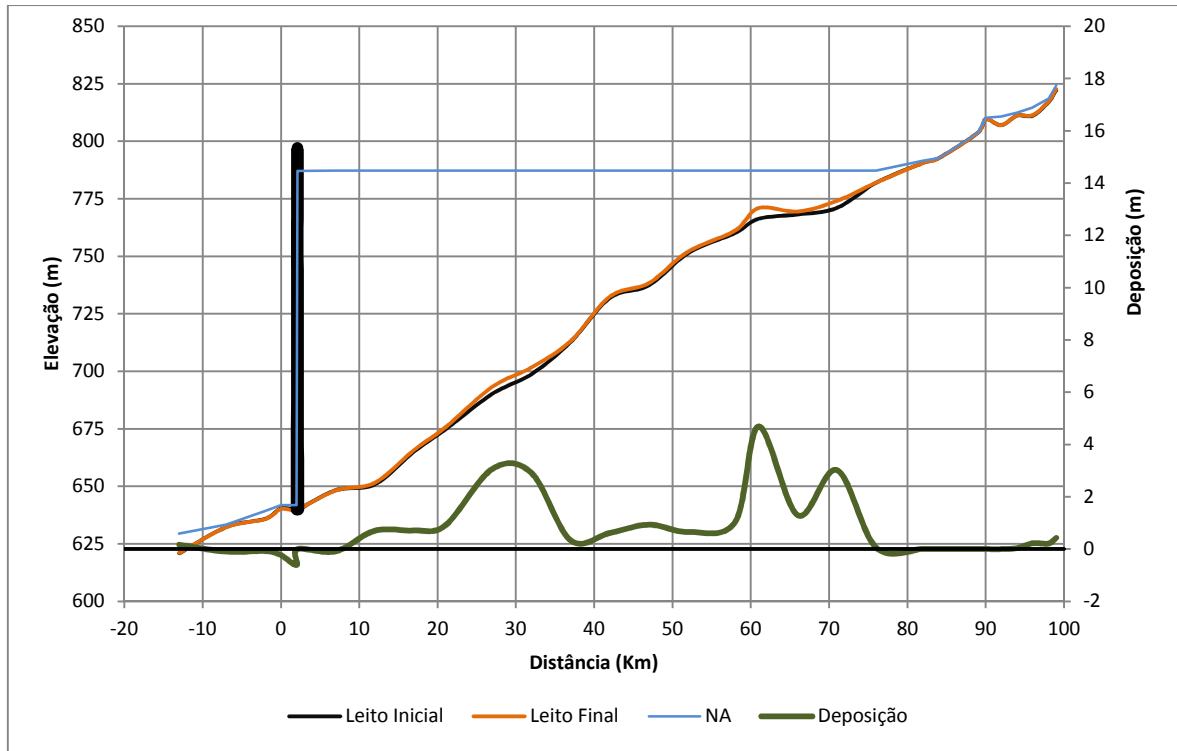
Alternativa BMFL - Deposição e Erosão no Lava-Tudo.



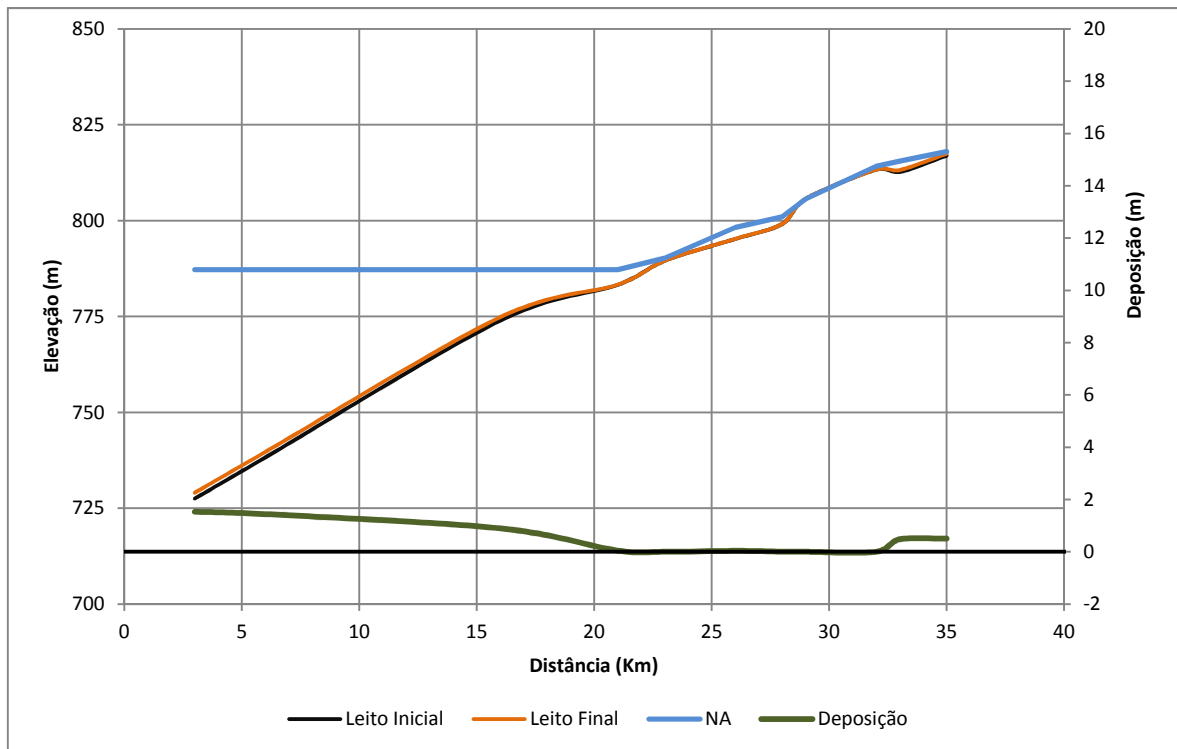
Alternativa BMFA - Deposição e Erosão no Rio Pelotas.



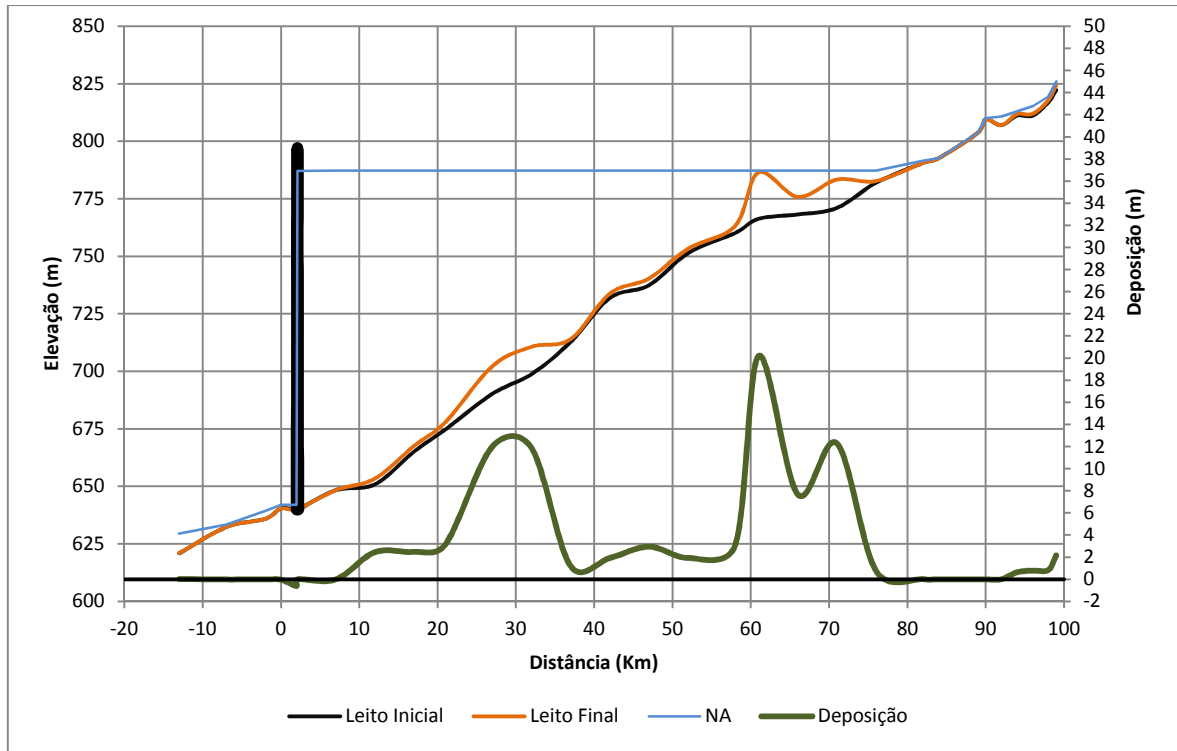
Alternativa BMFA - Deposição e Erosão no Lava-Tudo.



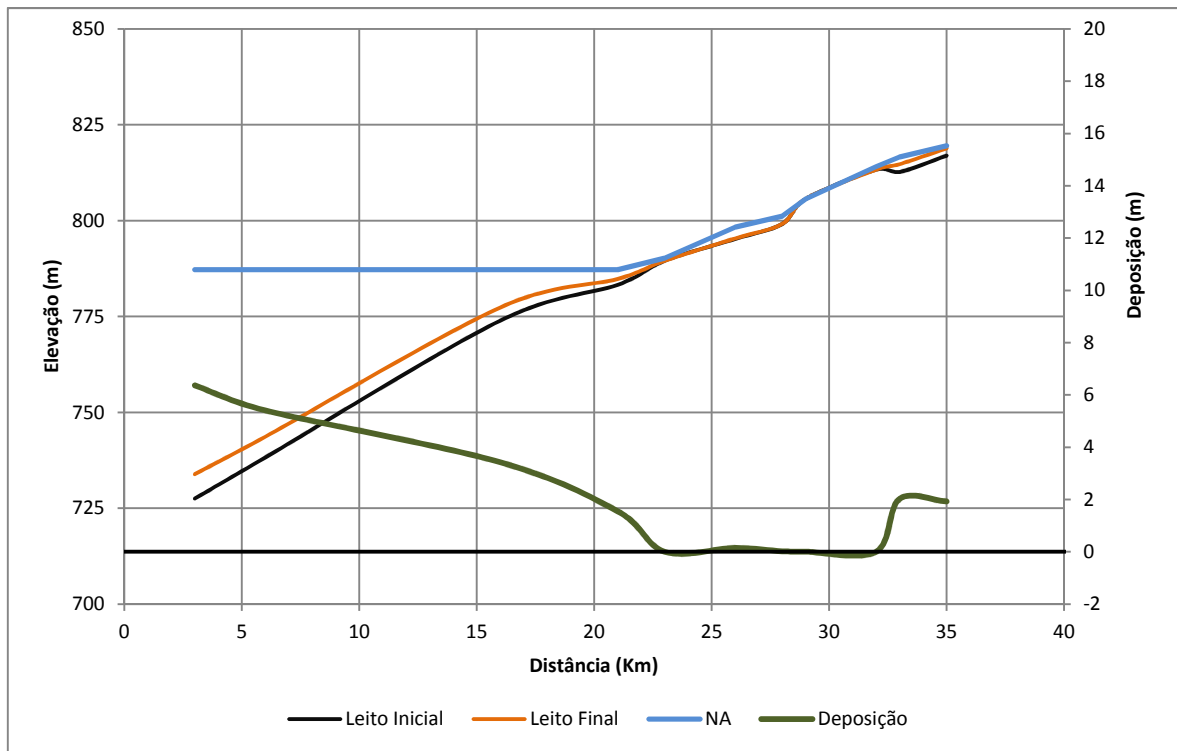
Alternativa BMFS - Deposição e Erosão no Rio Pelotas.



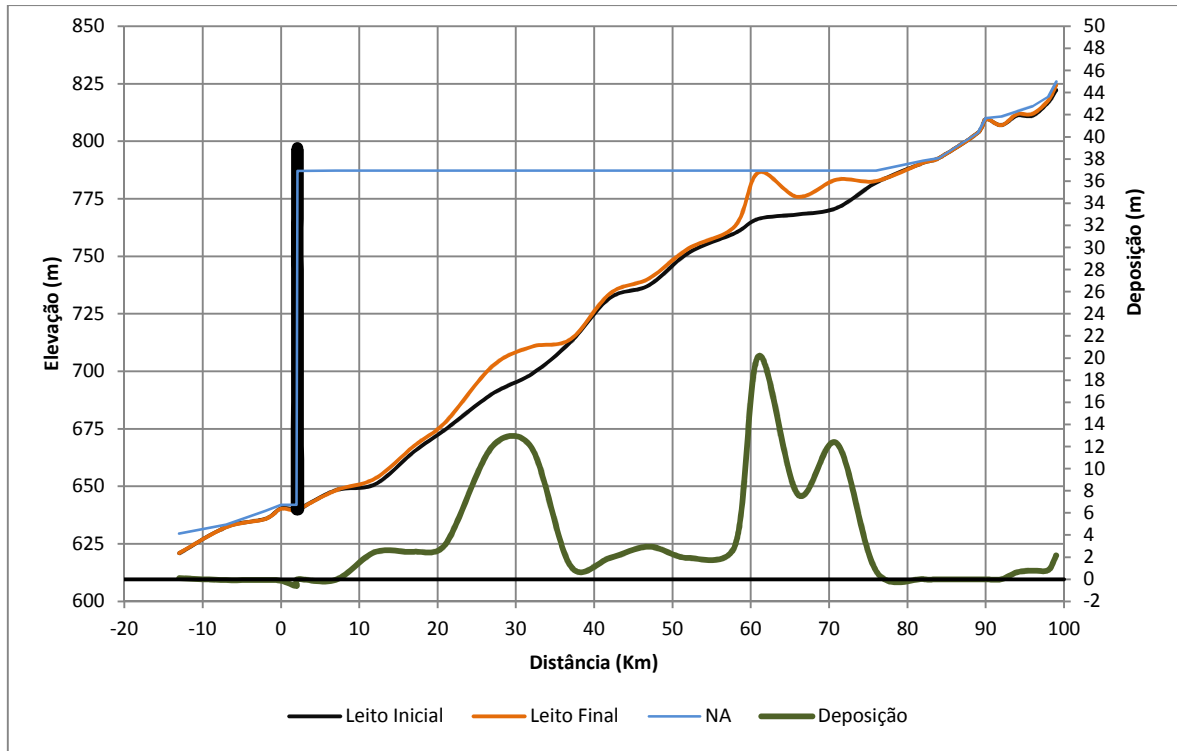
Alternativa BMFS - Deposição e Erosão no Lava-Tudo.



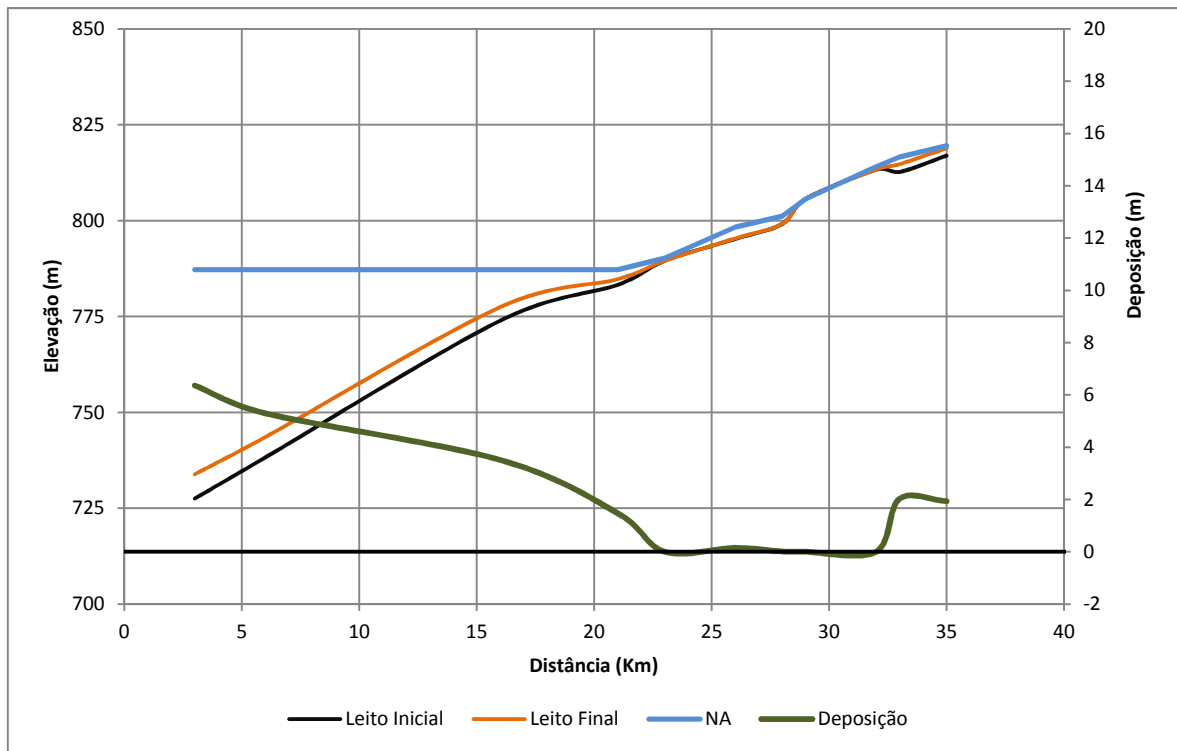
Alternativa BQFL - Deposição e Erosão no Rio Pelotas.



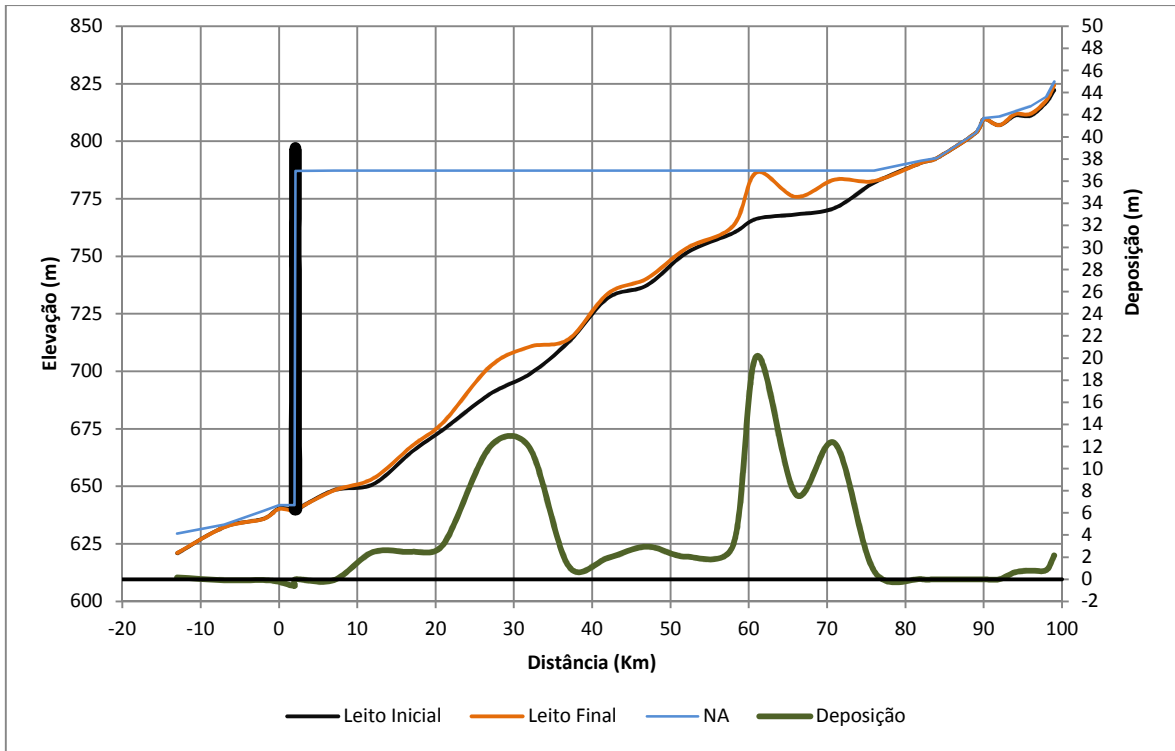
Alternativa BQFL - Deposição e Erosão no Lava-Tudo.



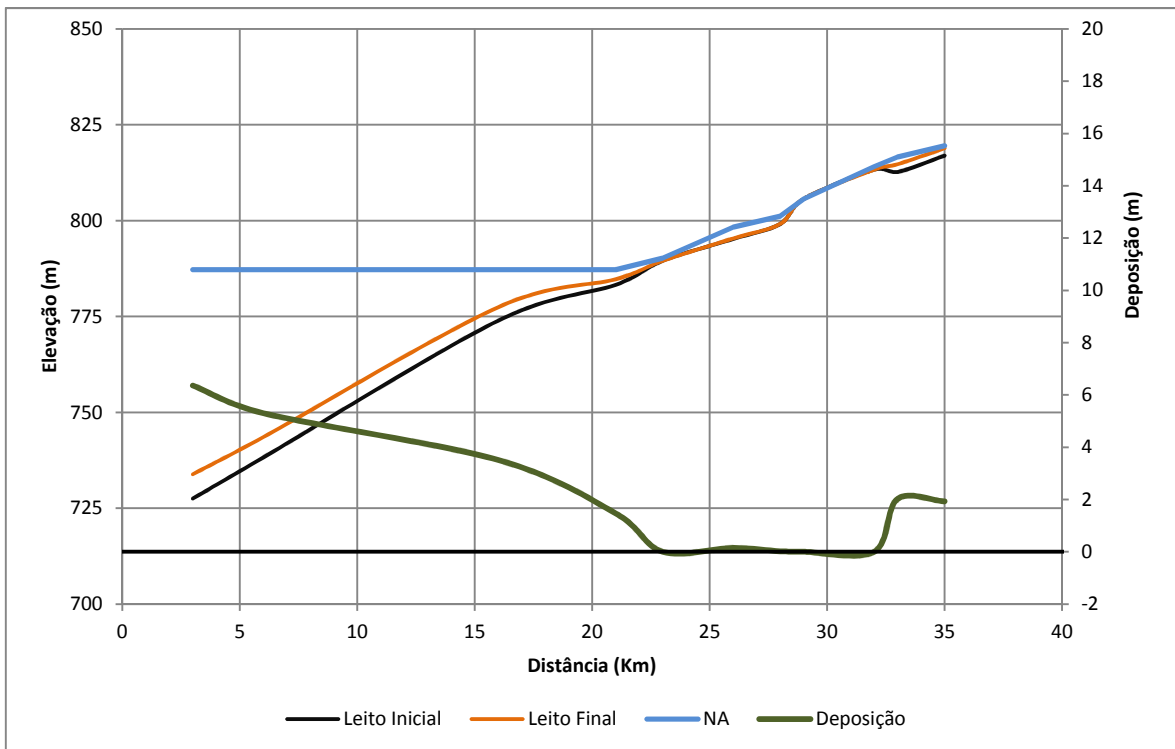
Alternativa BQFA - Deposição e Erosão no Rio Pelotas.



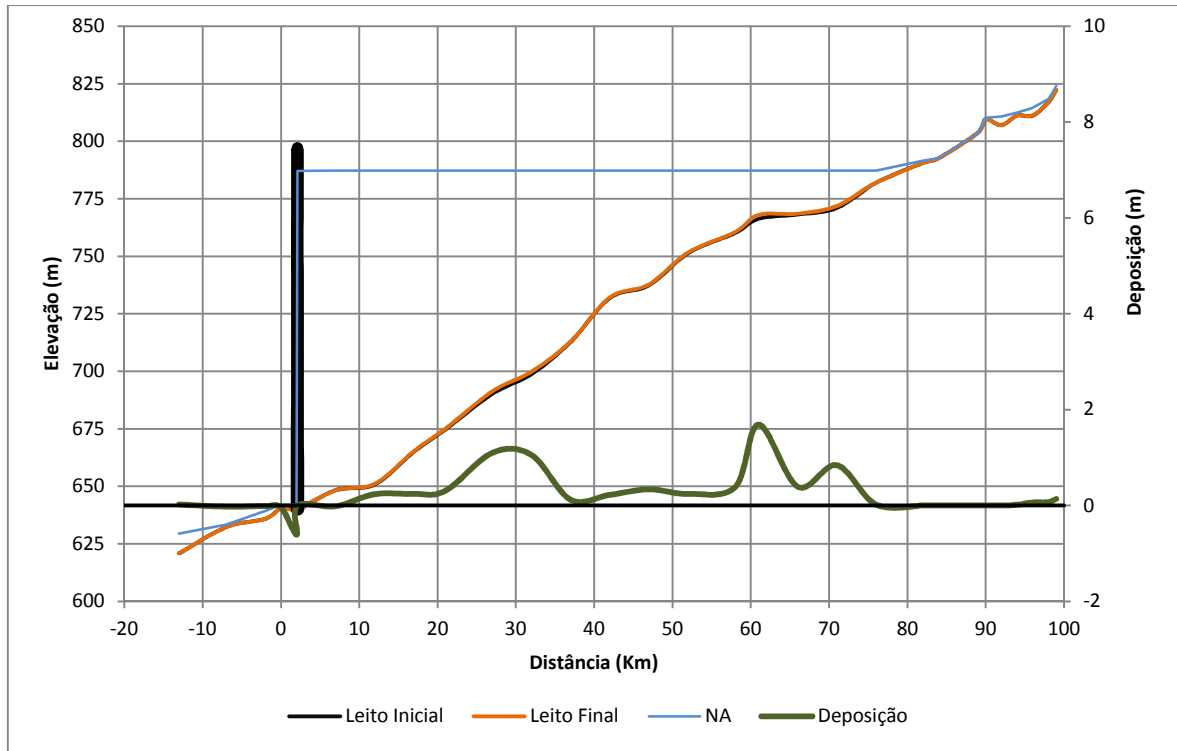
Alternativa BQFA - Deposição e Erosão no Lava-Tudo.



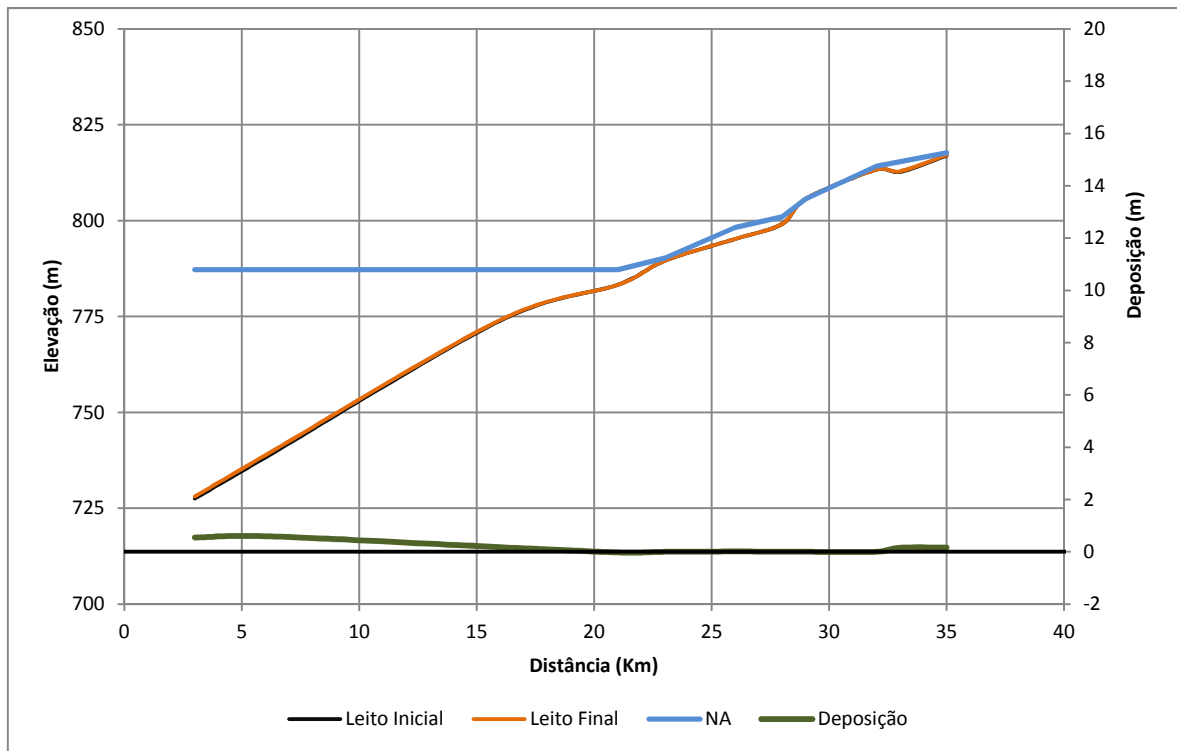
Alternativa BQFS - Deposição e Erosão no Rio Pelotas.



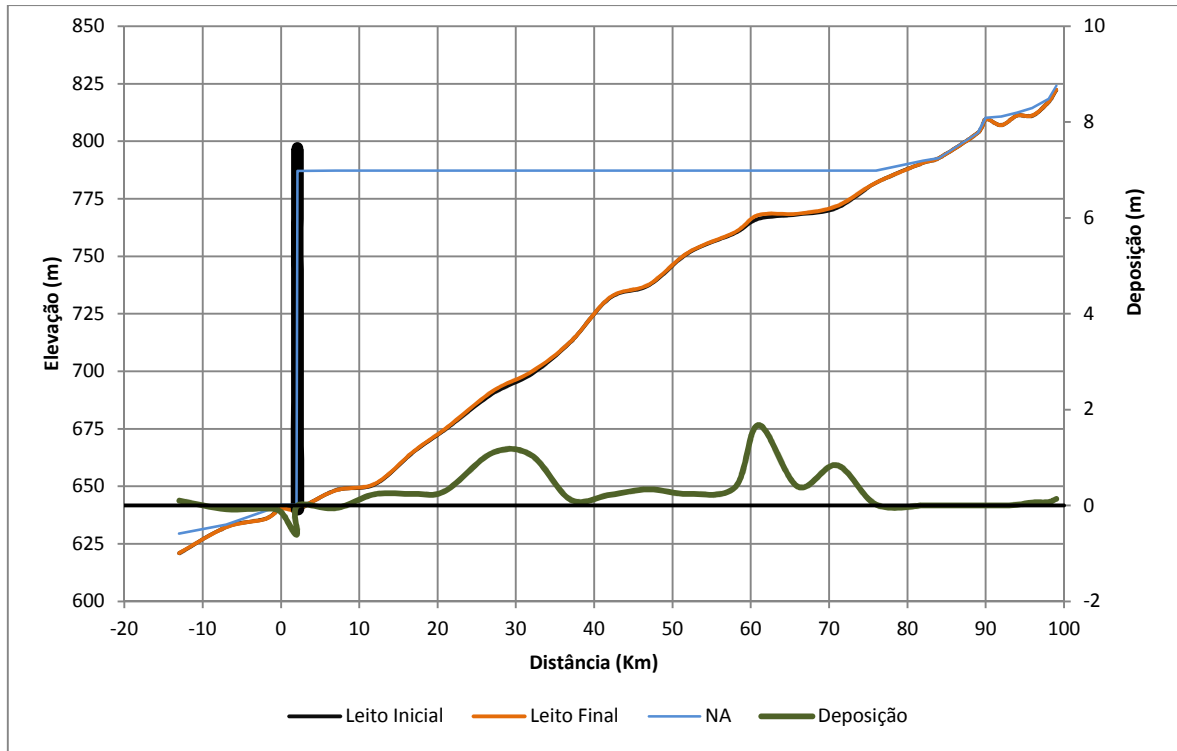
Alternativa BQFS - Deposição e Erosão no Lava-Tudo.



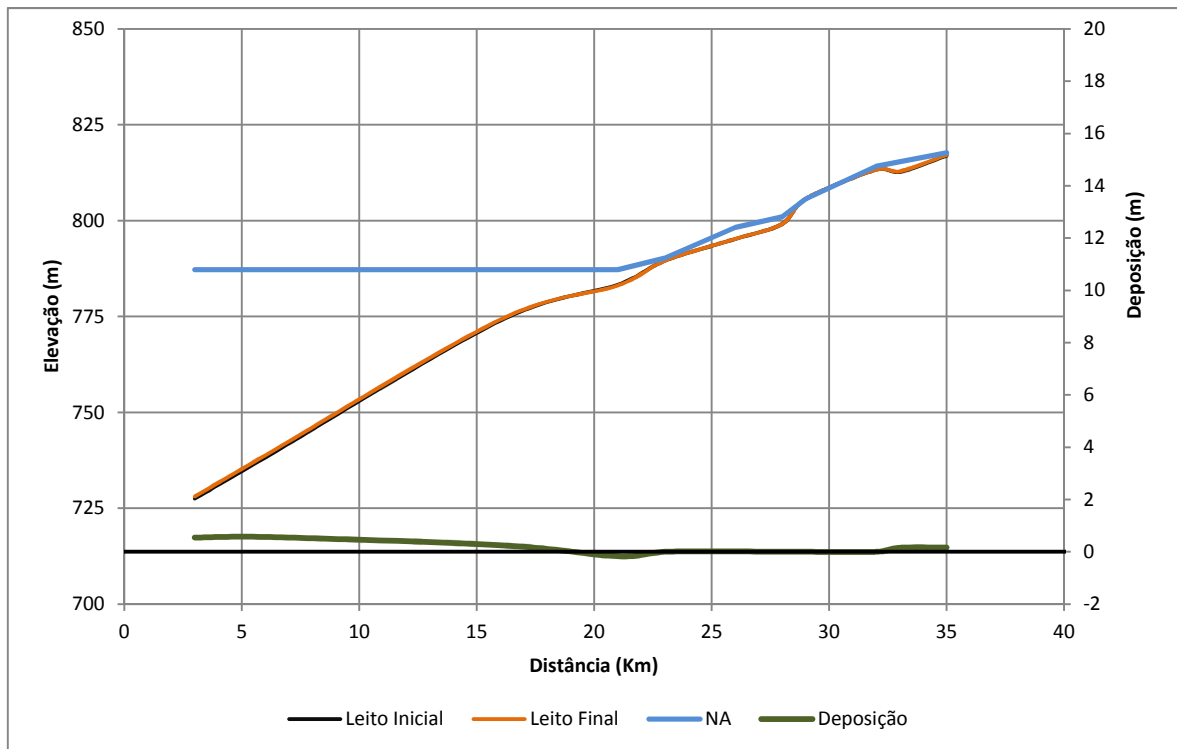
Alternativa BTFL - Deposição e Erosão no Rio Pelotas.



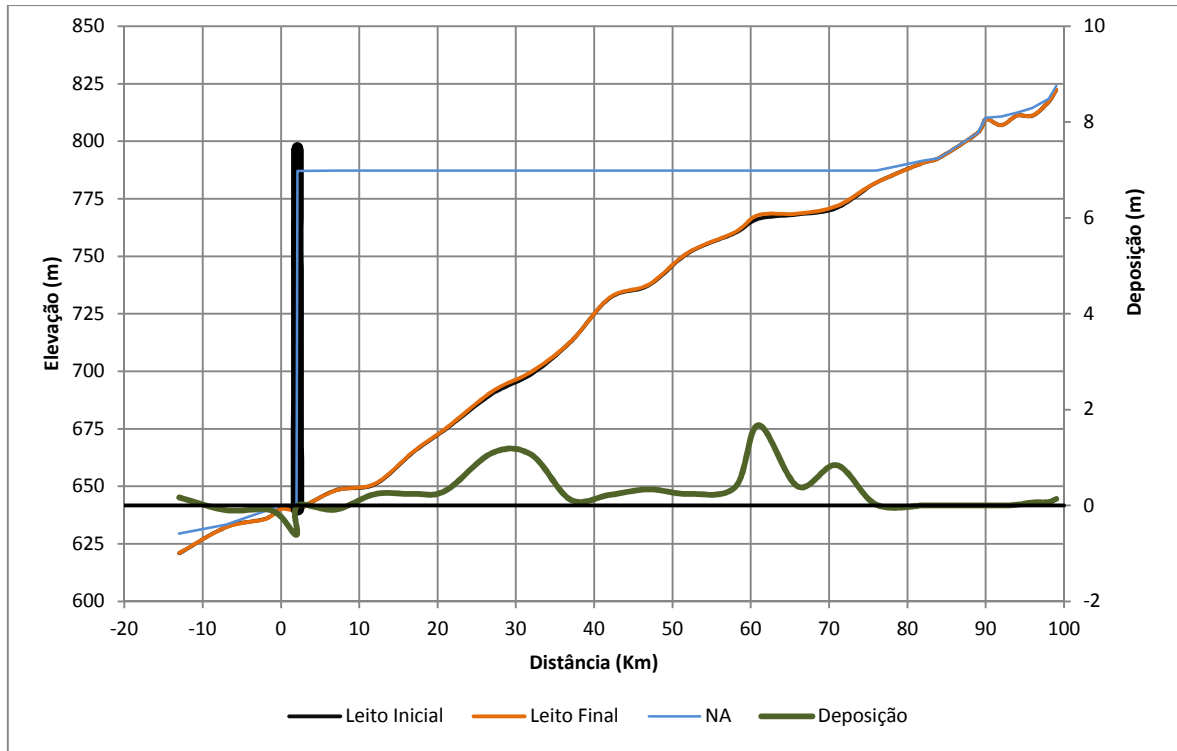
Alternativa BTFL - Deposição e Erosão no Lava-Tudo.



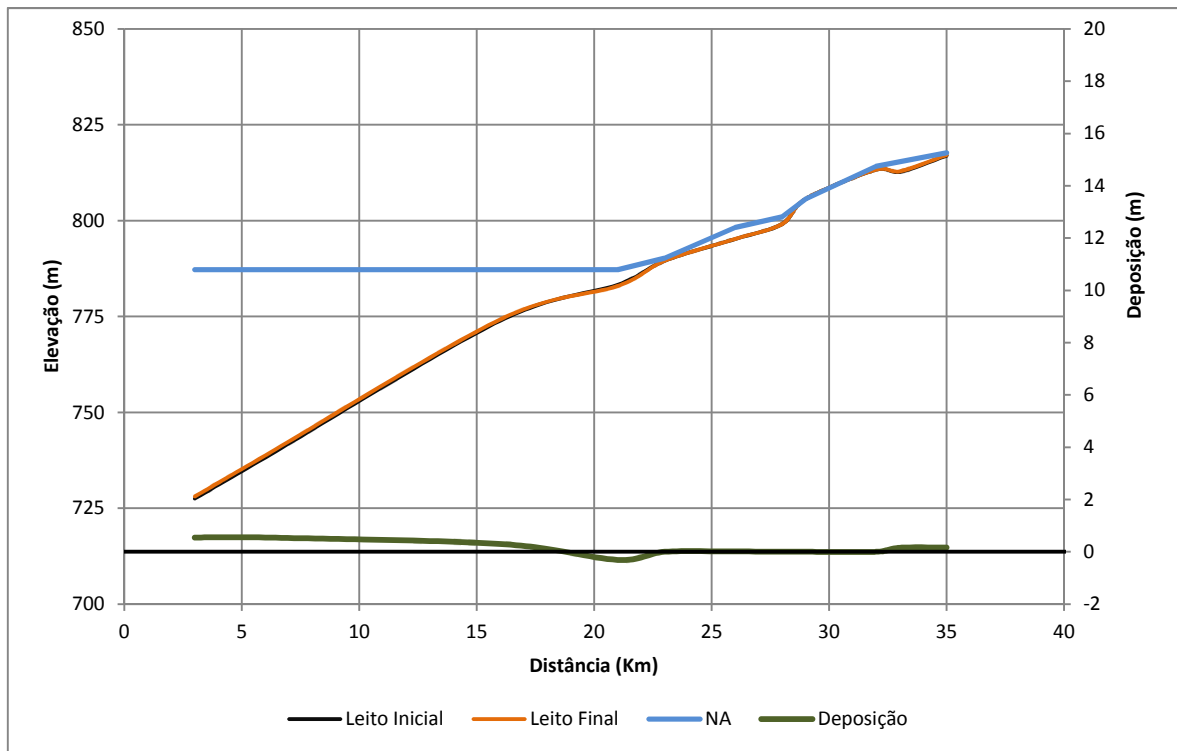
Alternativa BTFA - Deposição e Erosão no Rio Pelotas.



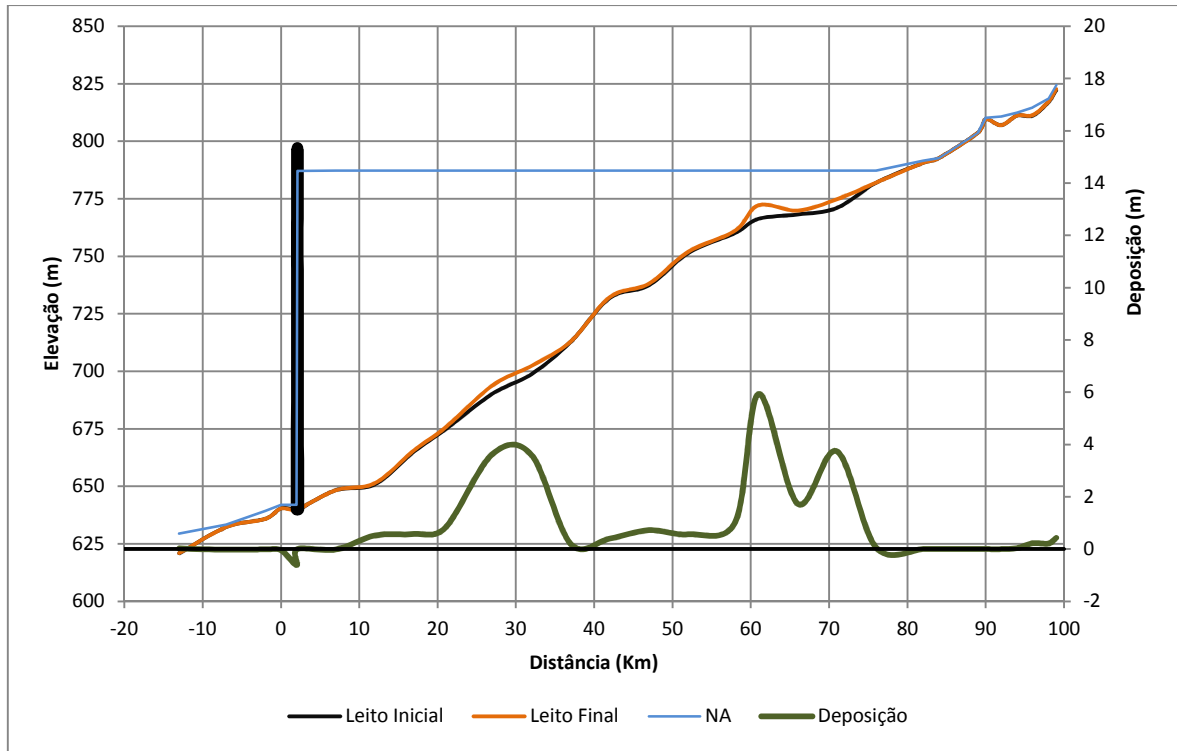
Alternativa BTFA - Deposição e Erosão no Lava-Tudo.



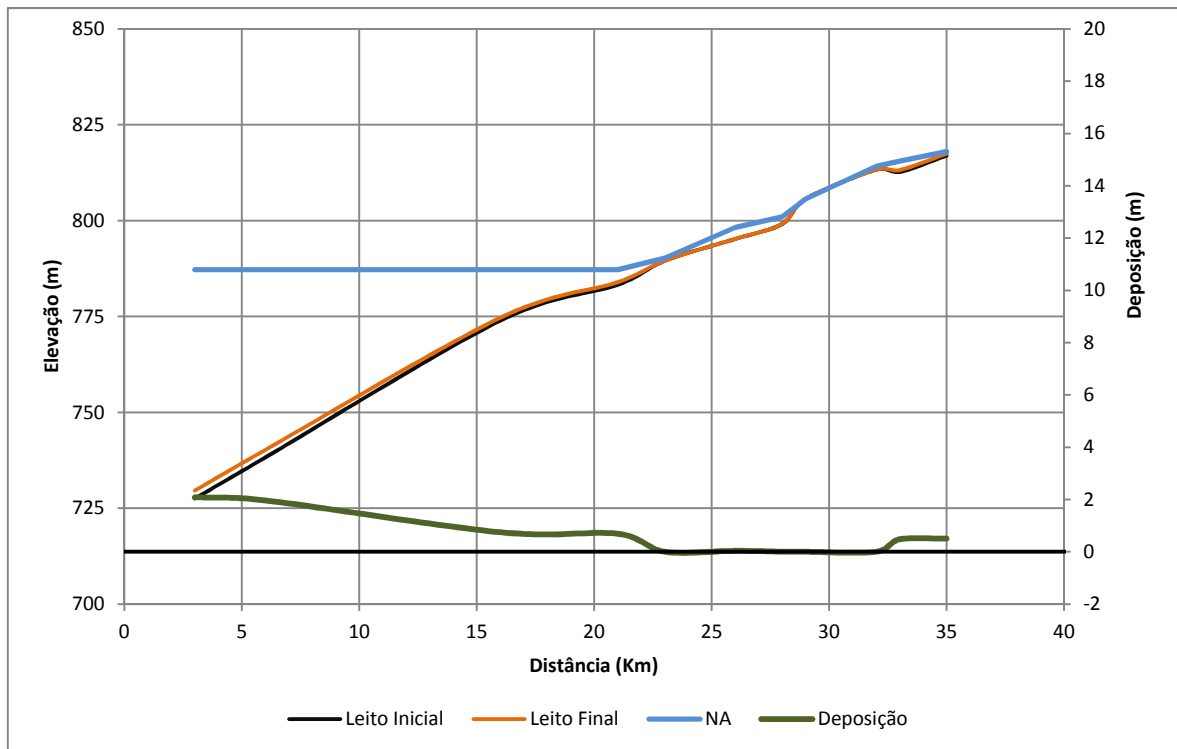
Alternativa BTFS - Deposição e Erosão no Rio Pelotas.



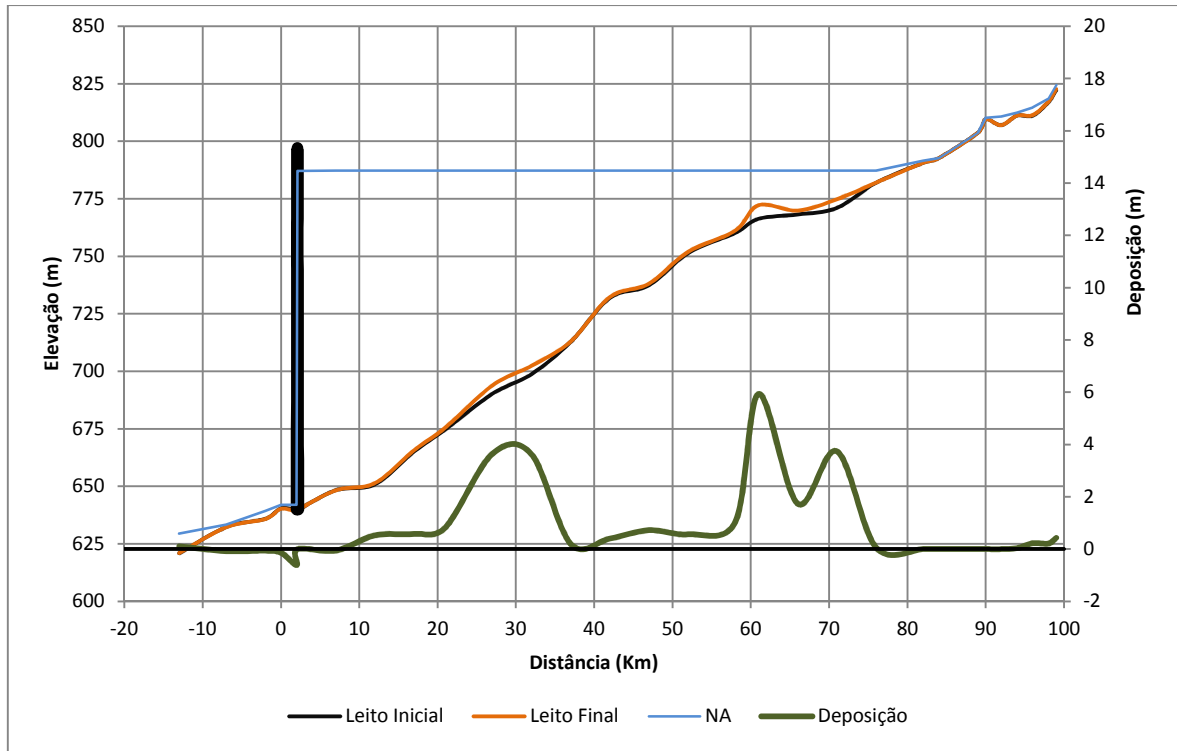
Alternativa BTFS - Deposição e Erosão no Lava-Tudo.



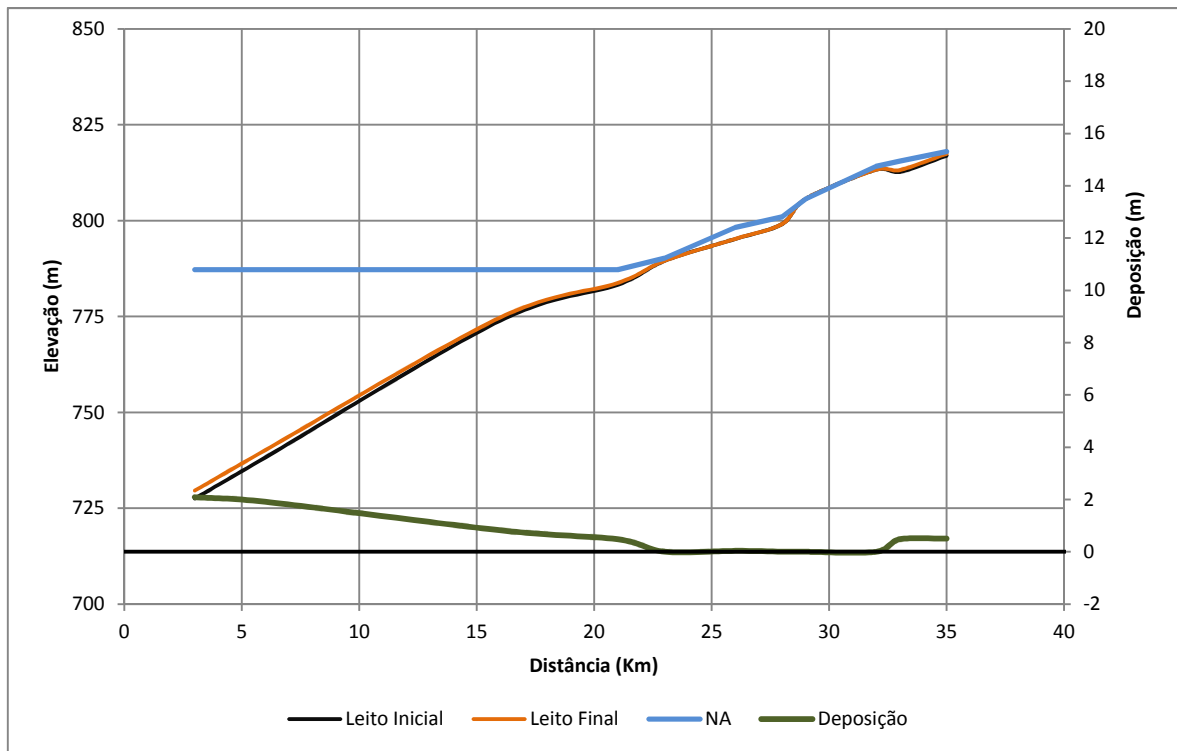
Alternativa BMGL - Deposição e Erosão no Rio Pelotas.



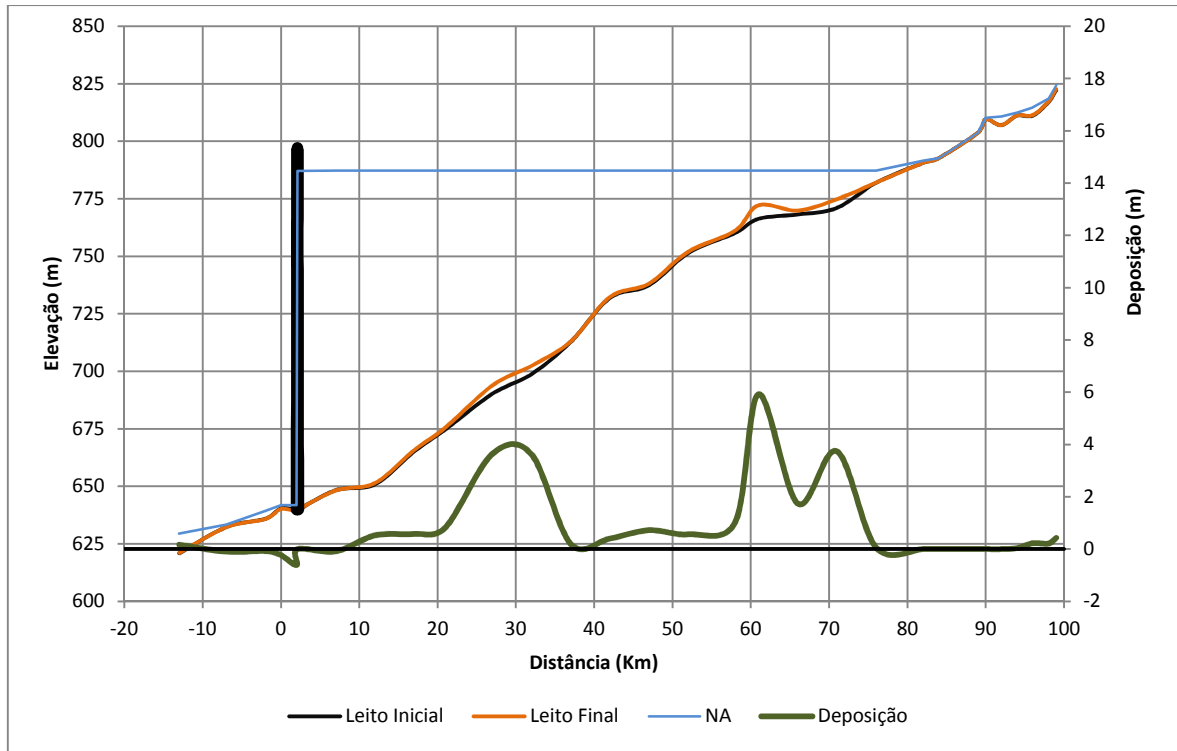
Alternativa BMGL - Deposição e Erosão no Lava-Tudo.



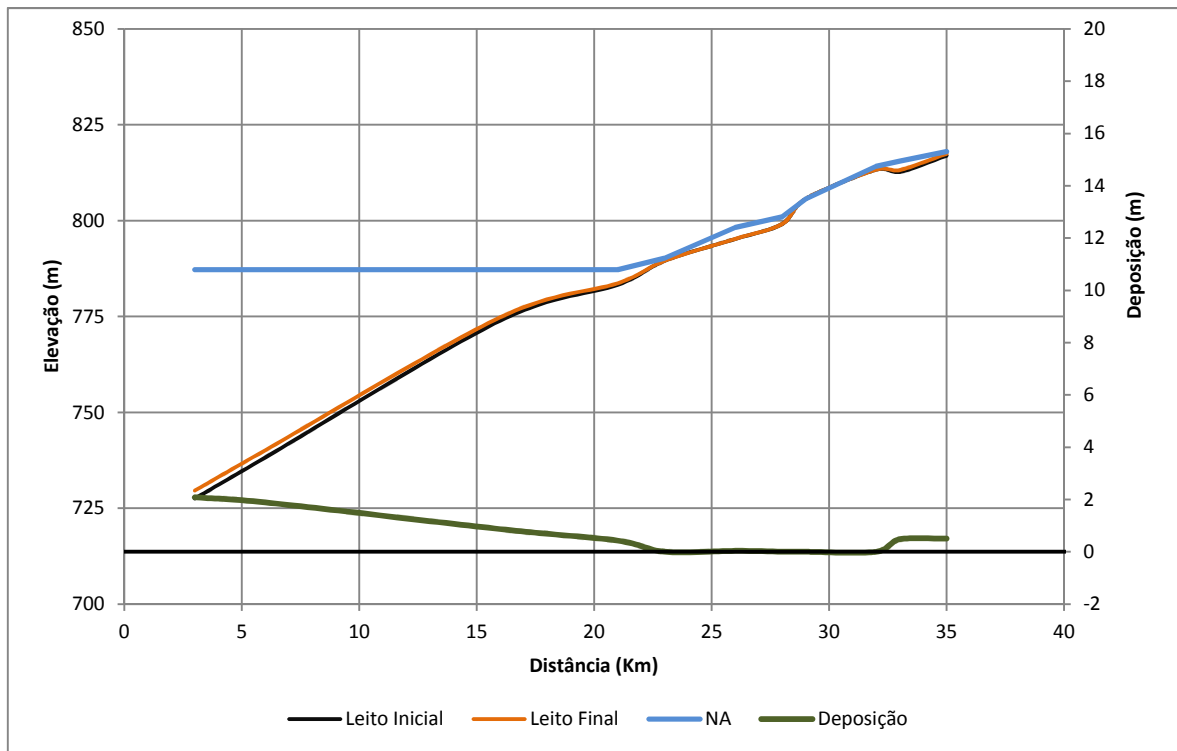
Alternativa BMGA - Deposição e Erosão no Rio Pelotas.



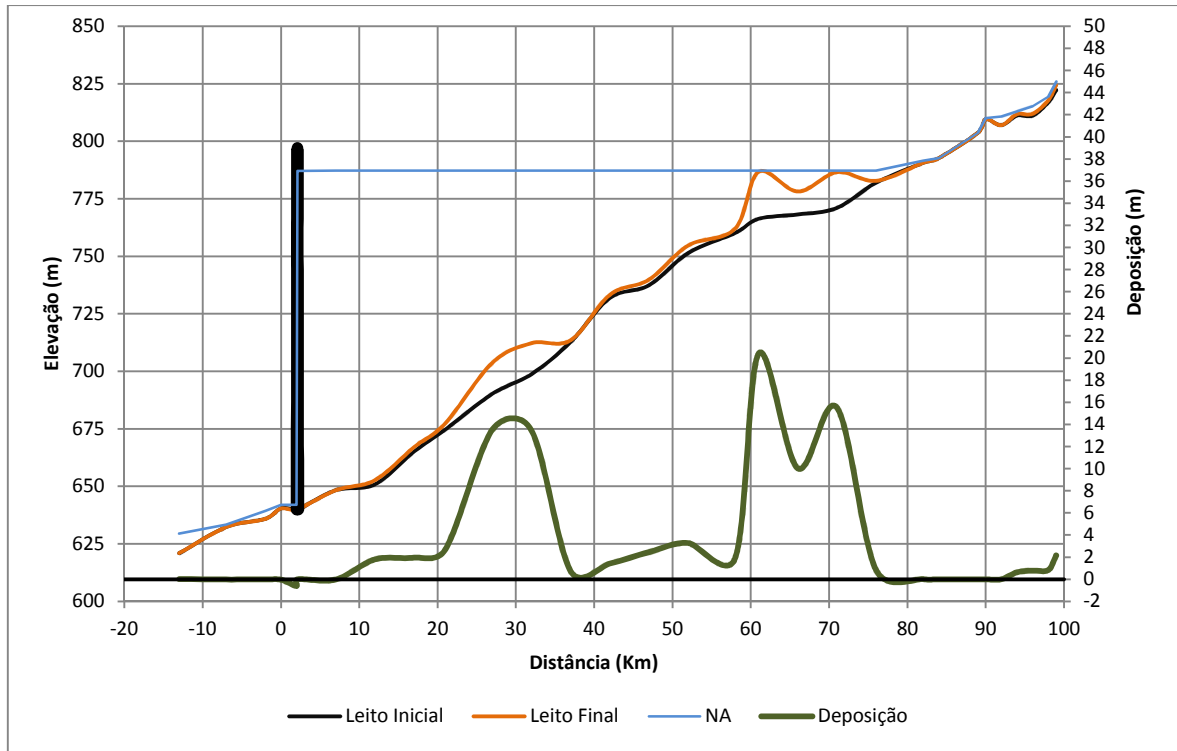
Alternativa BMGA - Deposição e Erosão no Lava-Tudo.



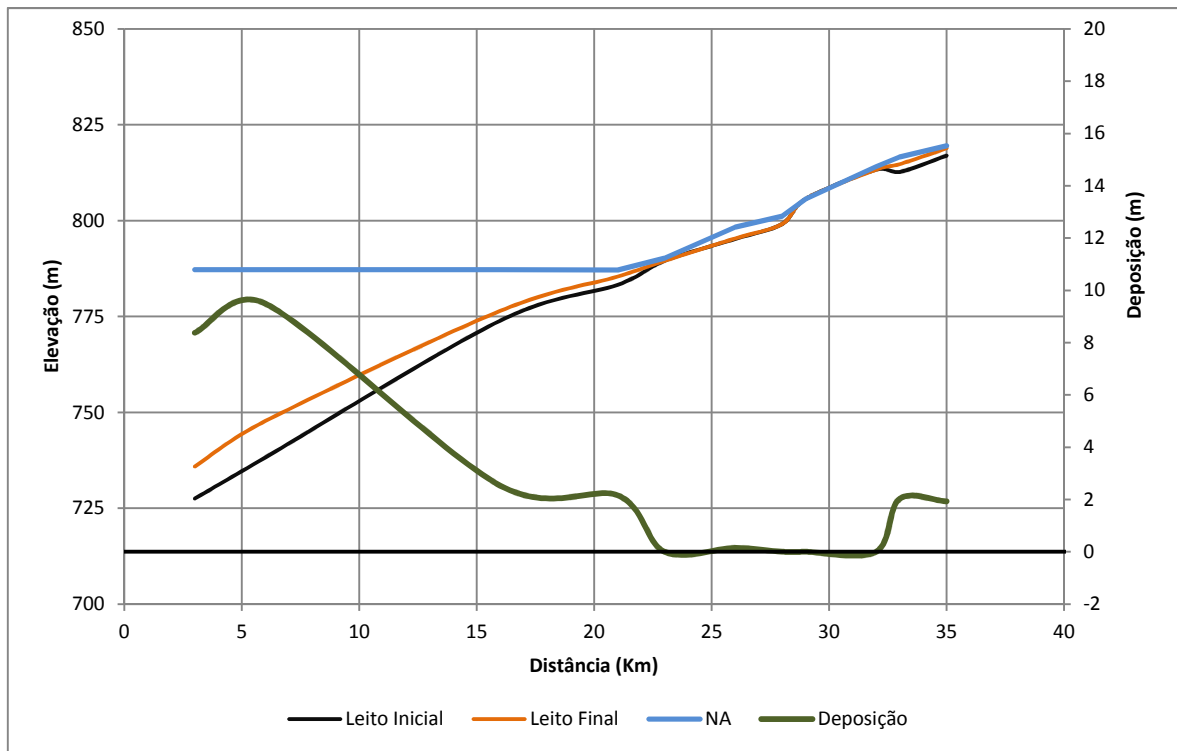
Alternativa BMGS - Deposição e Erosão no Rio Pelotas.



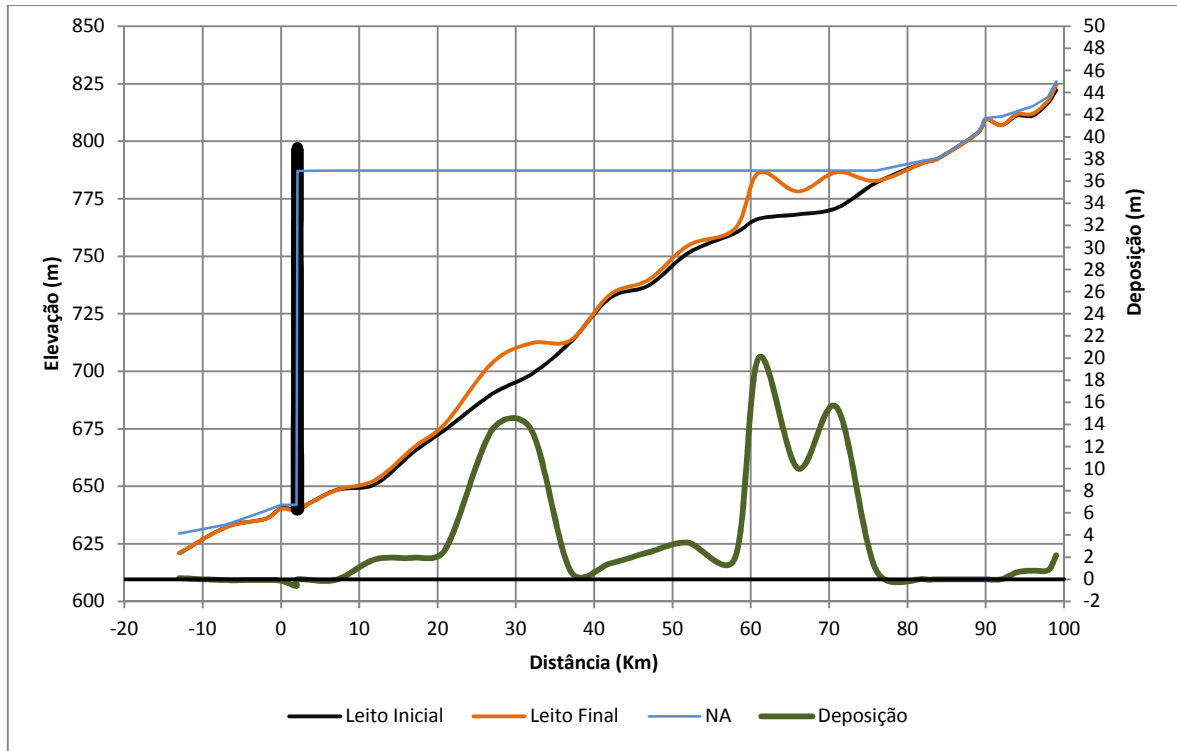
Alternativa BMGS - Deposição e Erosão no Lava-Tudo.



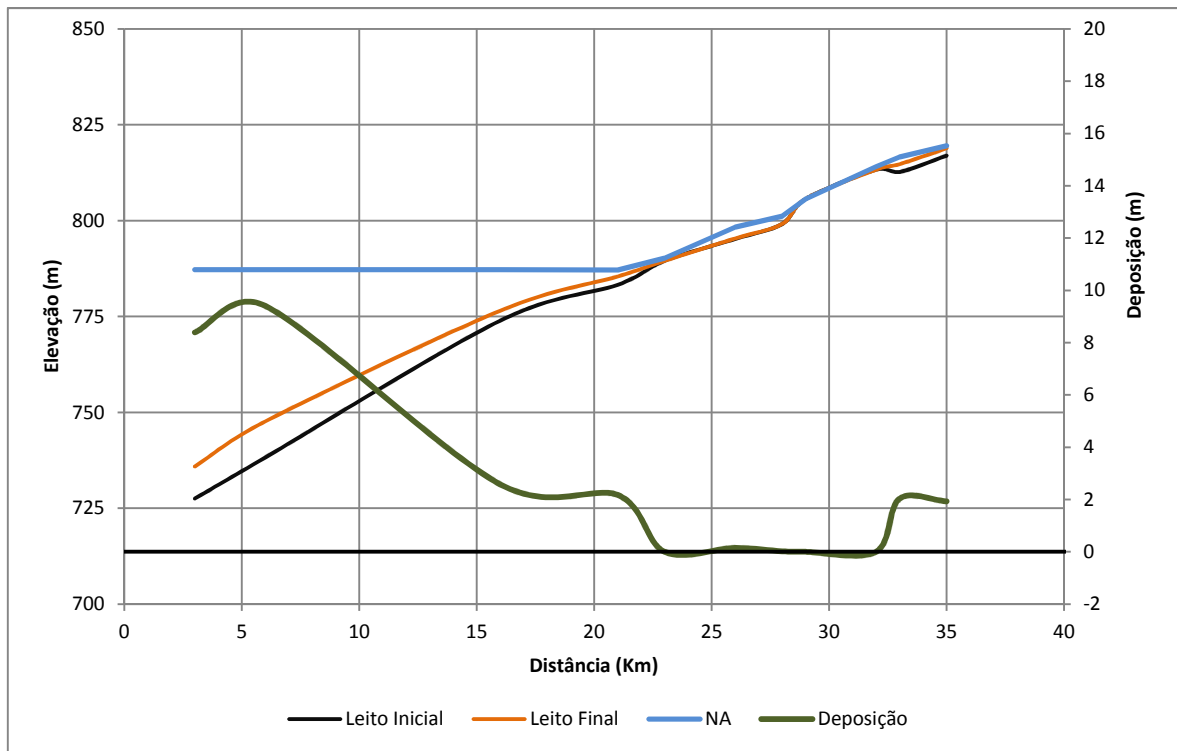
Alternativa BQGL - Deposição e Erosão no Rio Pelotas.



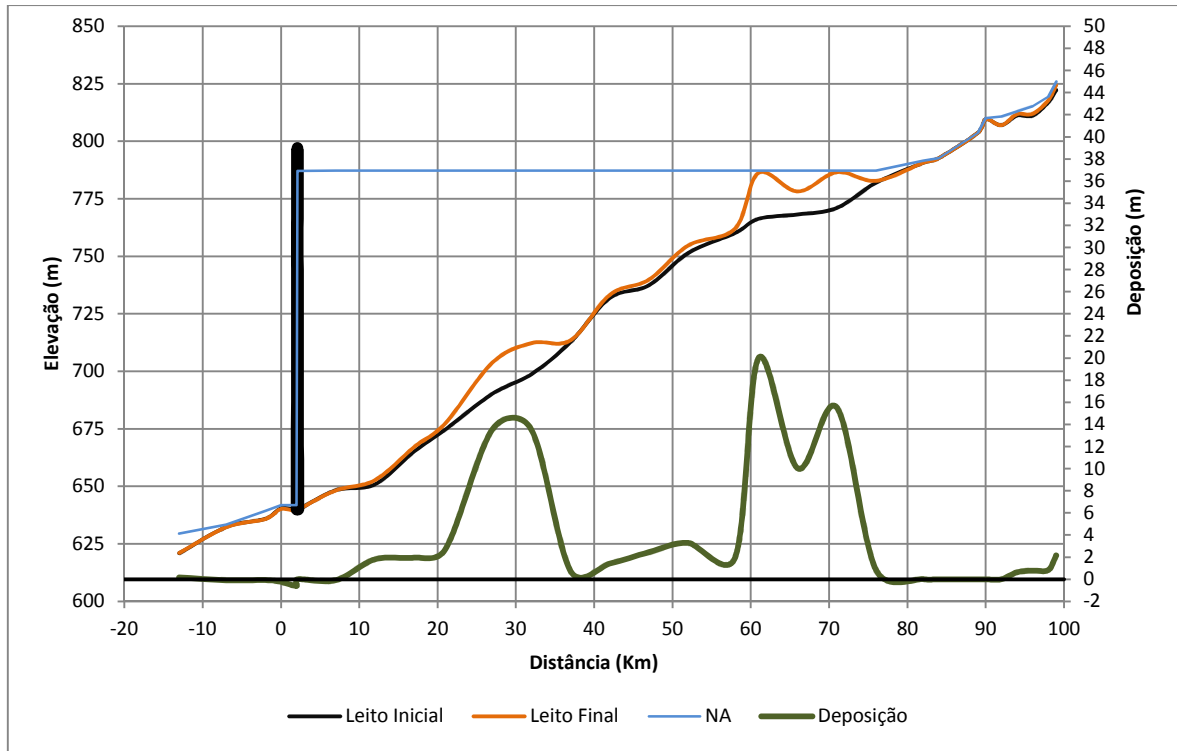
Alternativa BQGL - Deposição e Erosão no Lava-Tudo.



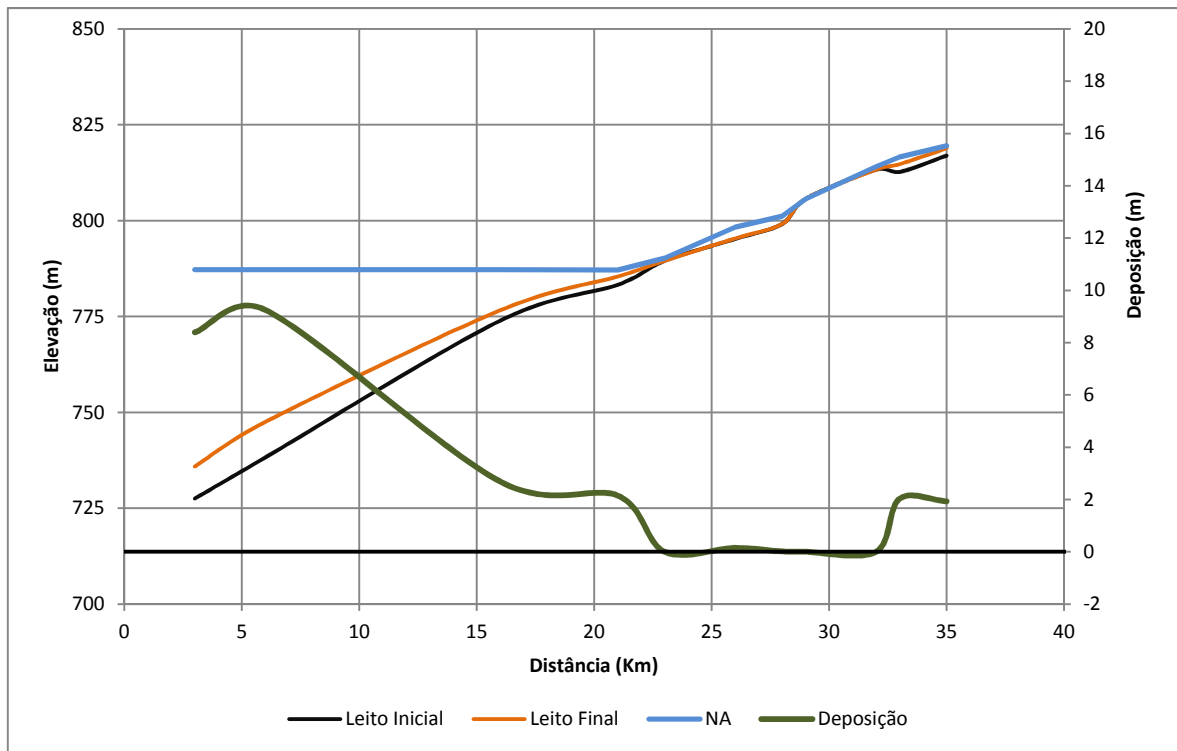
Alternativa BQGA - Deposição e Erosão no Rio Pelotas.



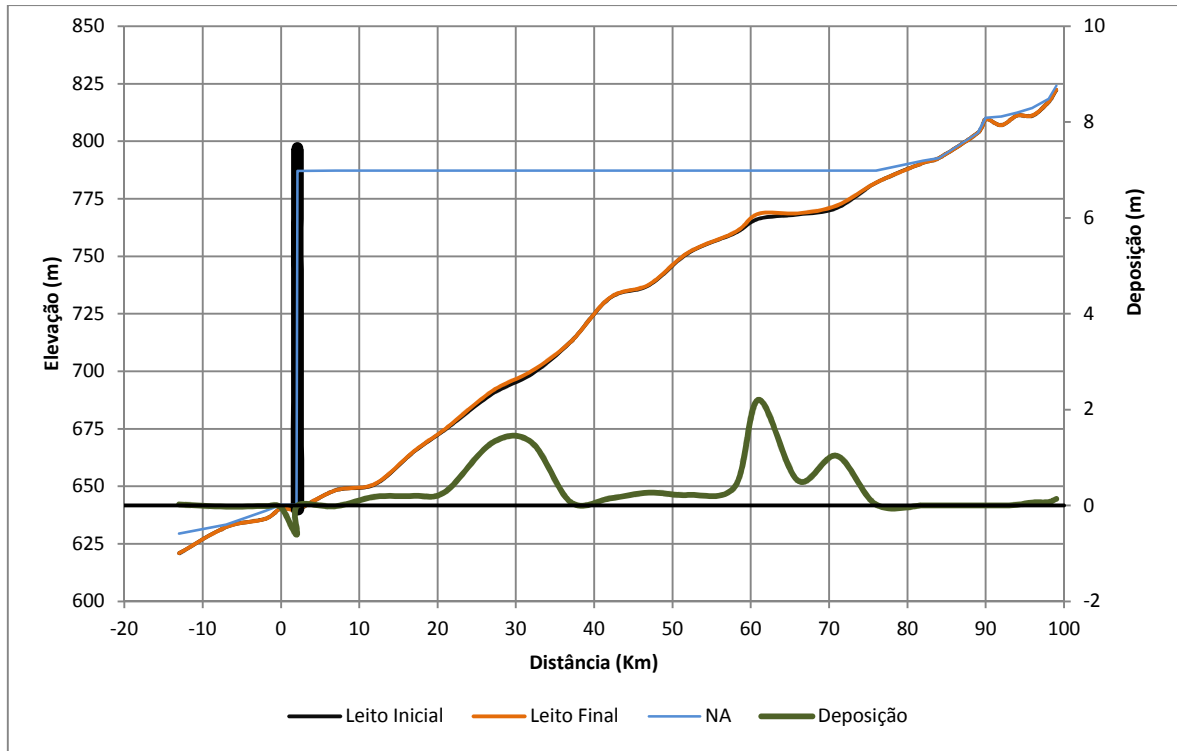
Alternativa BQGA - Deposição e Erosão no Lava-Tudo.



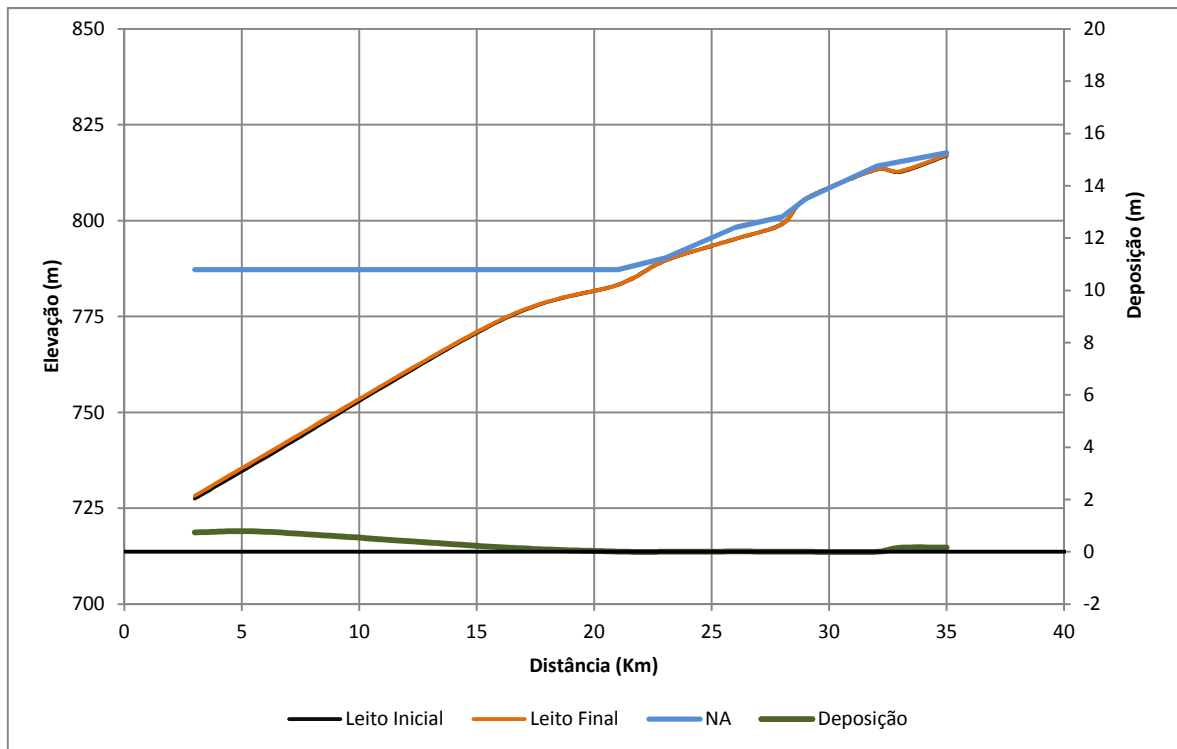
Alternativa BQGS - Deposição e Erosão no Rio Pelotas.



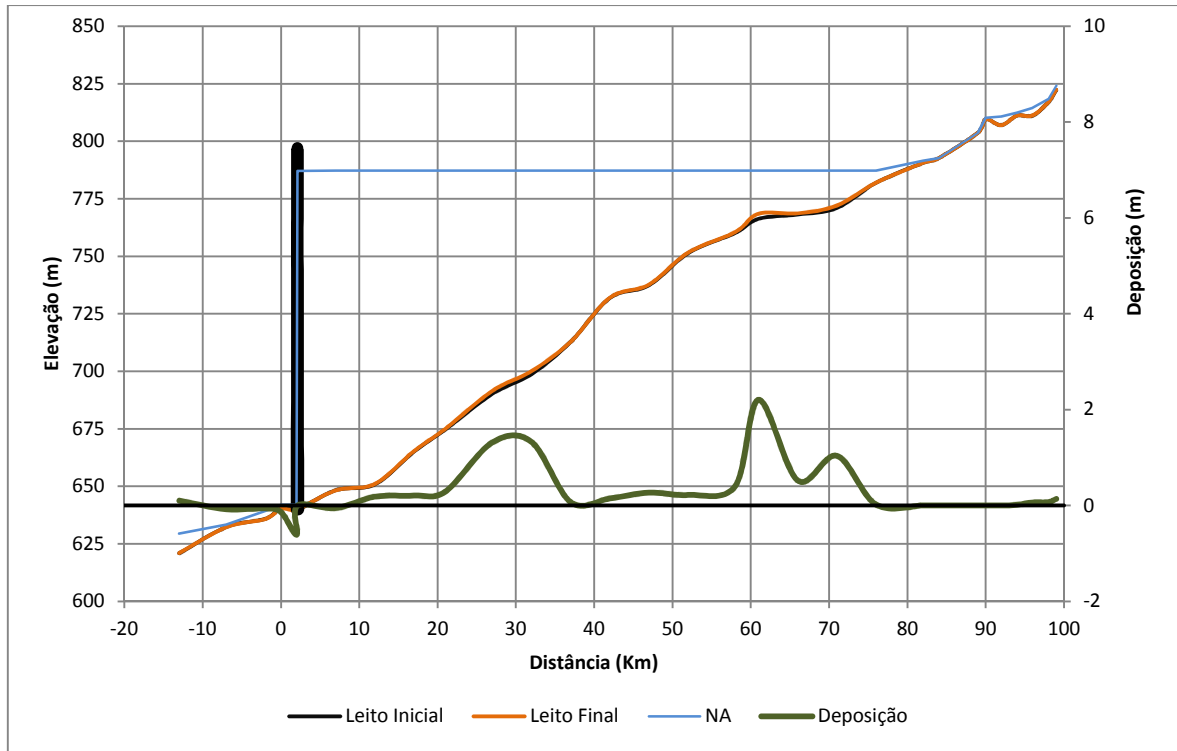
Alternativa BQGS - Deposição e Erosão no Lava-Tudo.



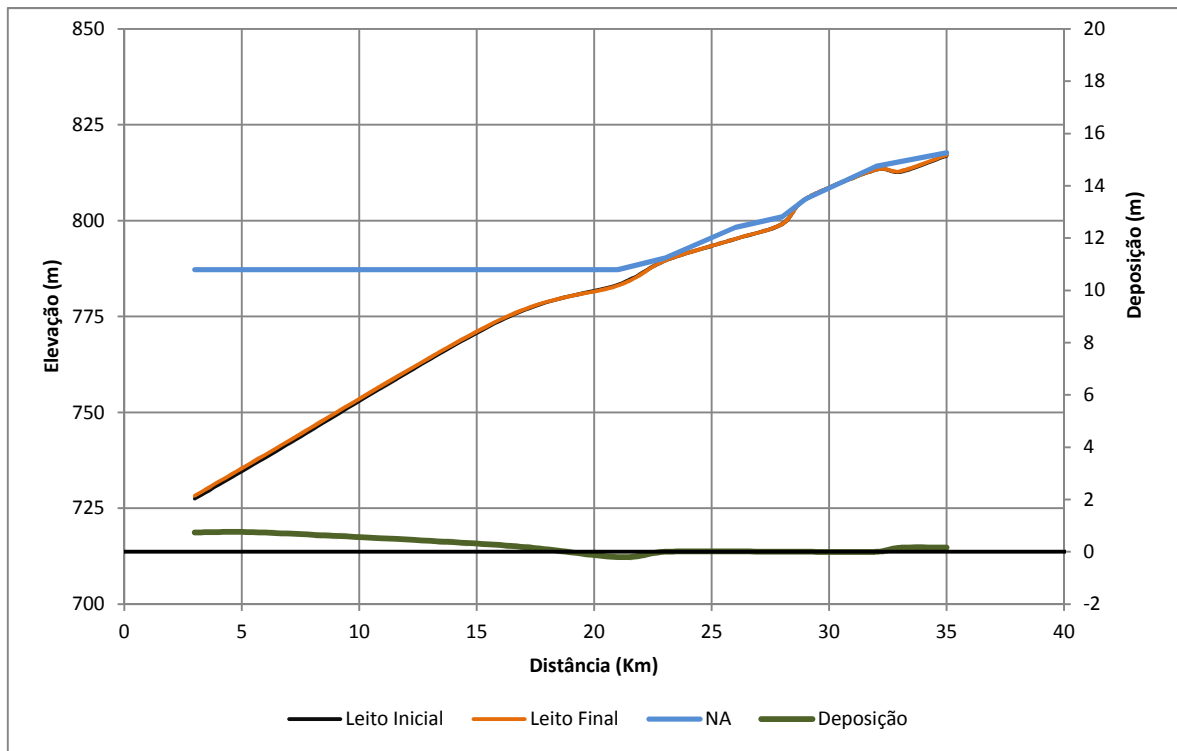
Alternativa BTGL - Deposição e Erosão no Rio Pelotas.



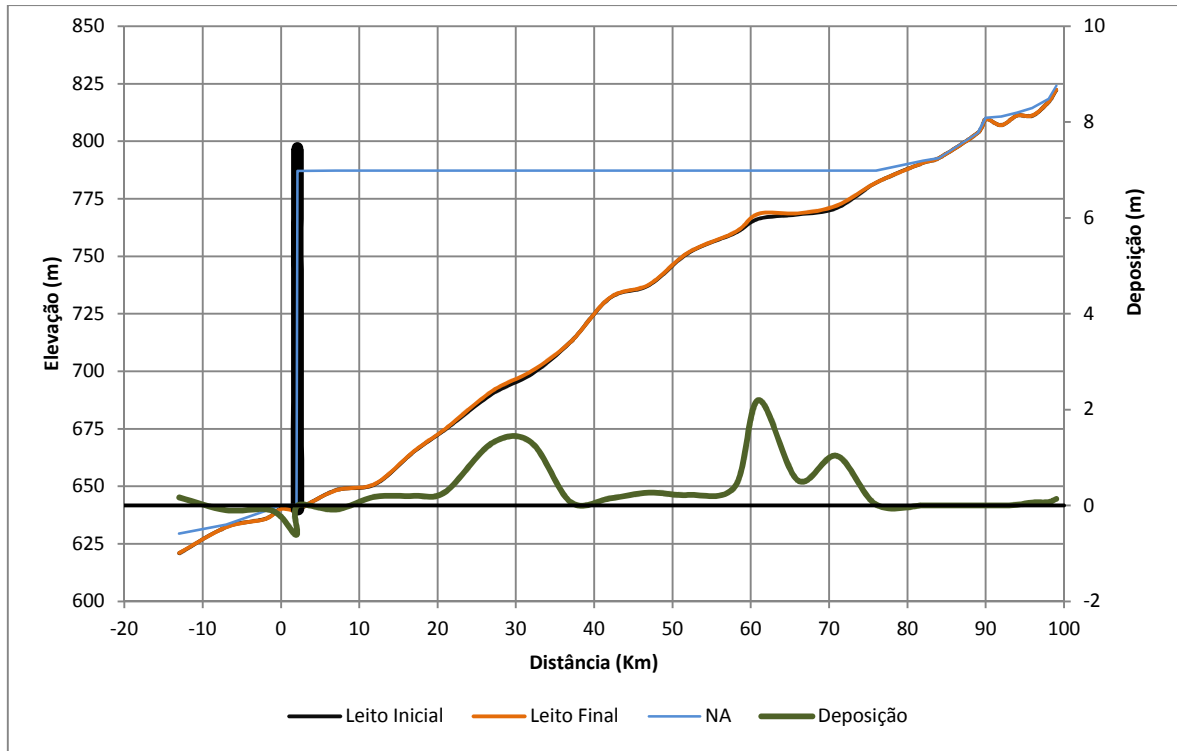
Alternativa BTGL - Deposição e Erosão no Lava-Tudo.



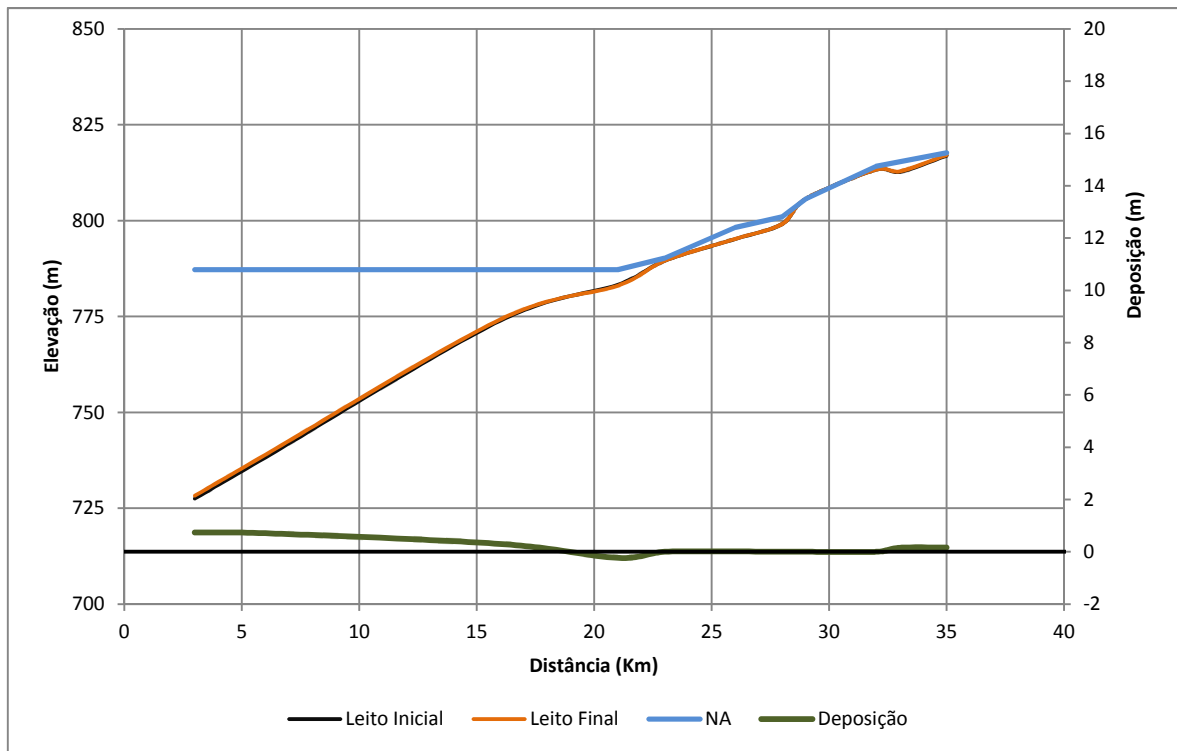
Alternativa BTGA - Deposição e Erosão no Rio Pelotas.



Alternativa BTGA - Deposição e Erosão no Lava-Tudo.

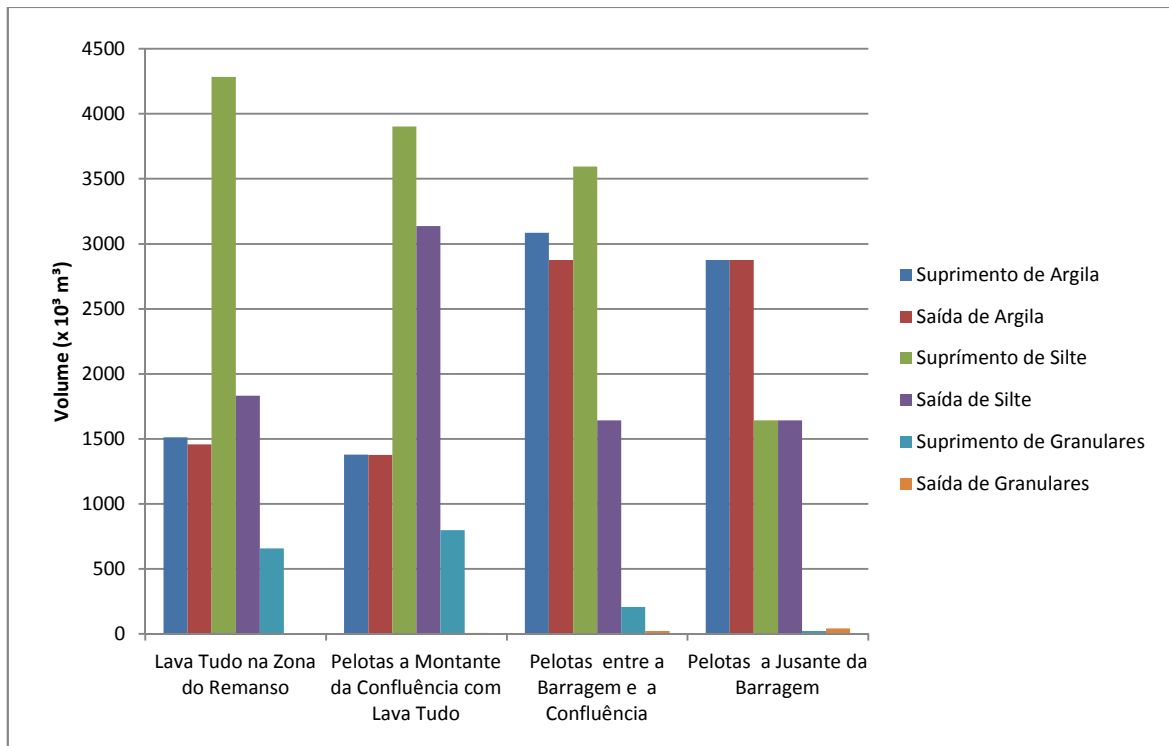


Alternativa BTGS - Deposição e Erosão no Rio Pelotas.

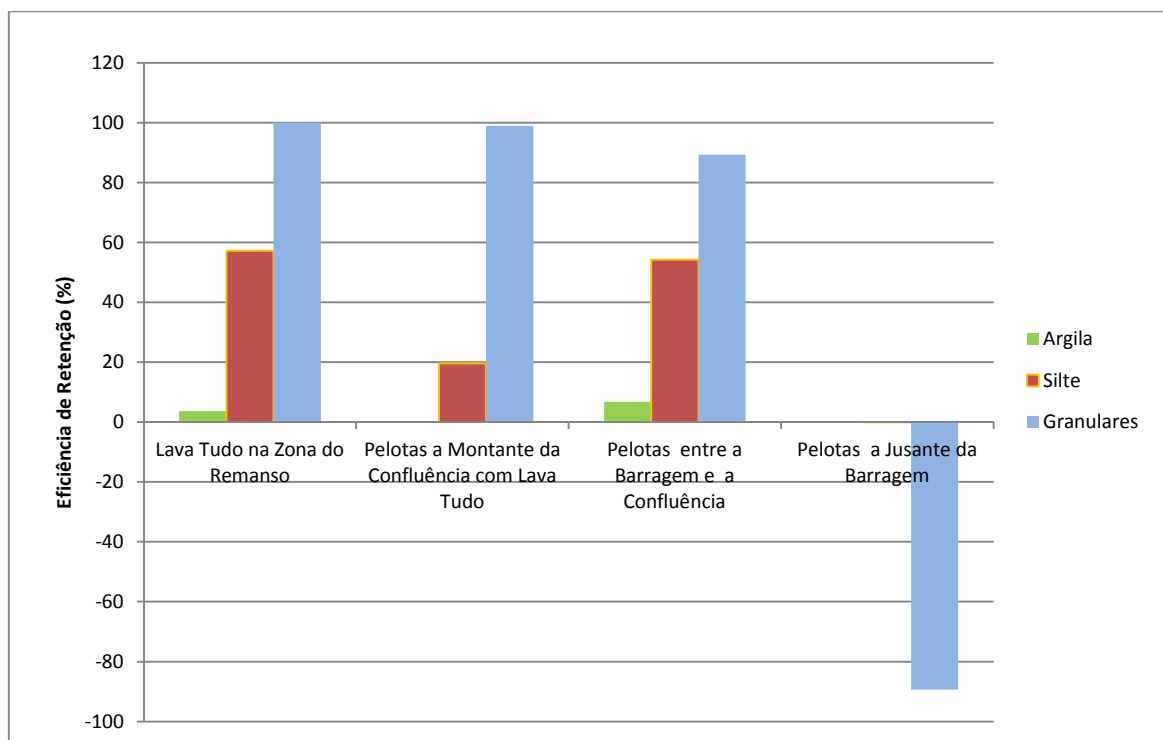


Alternativa BTGS - Deposição e Erosão no Lava-Tudo.

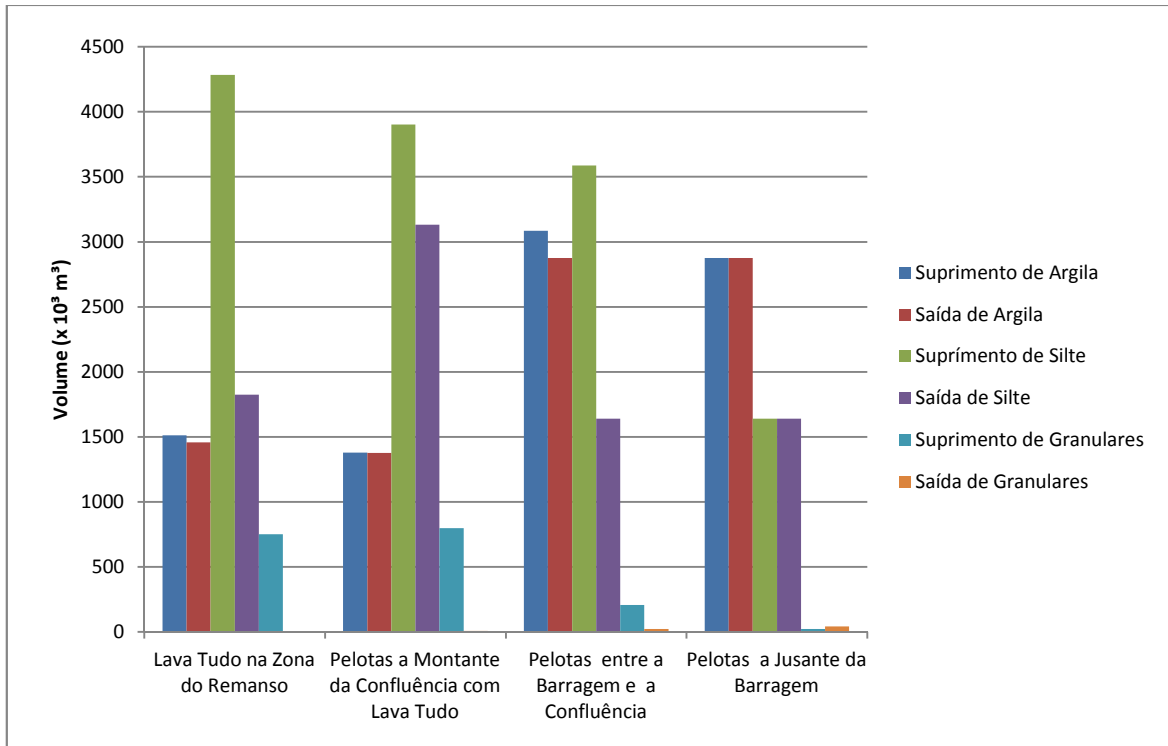
APÊNDICE KK – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE – BALANÇO DE SEDIMENTOS E EFICIÊNCIA DE RETENÇÃO NA ADA



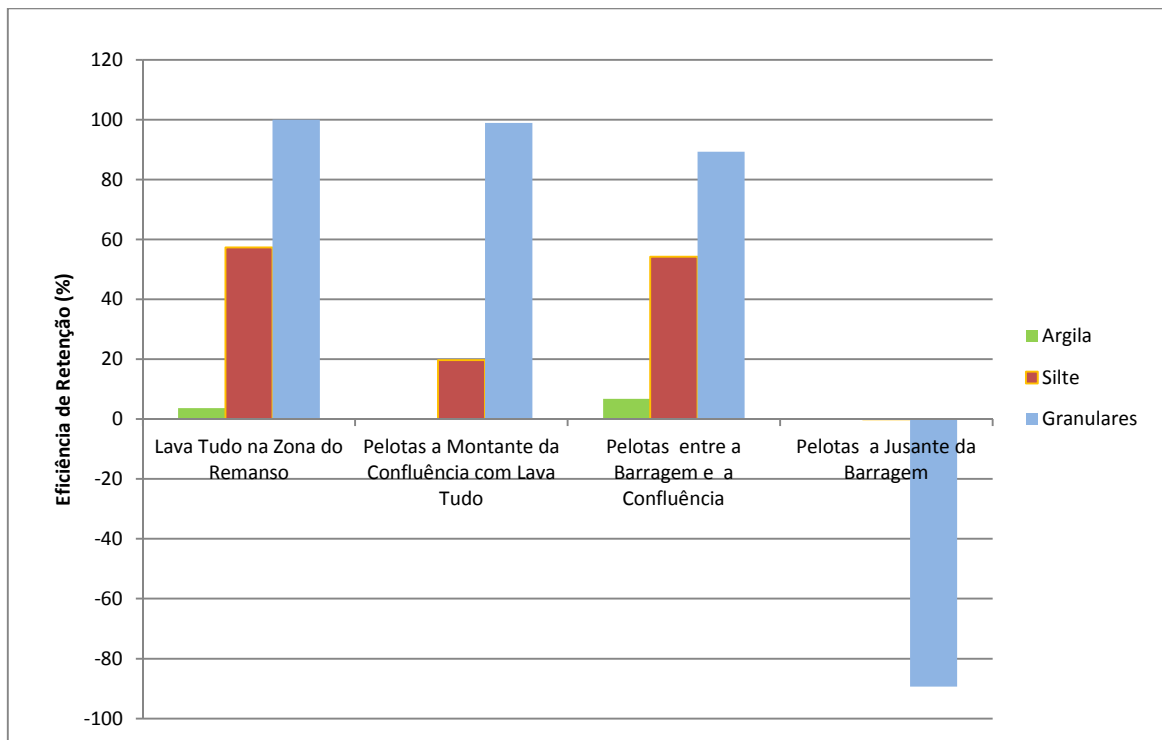
Alternativa BMML - Balanço de Sedimentos na ADA.



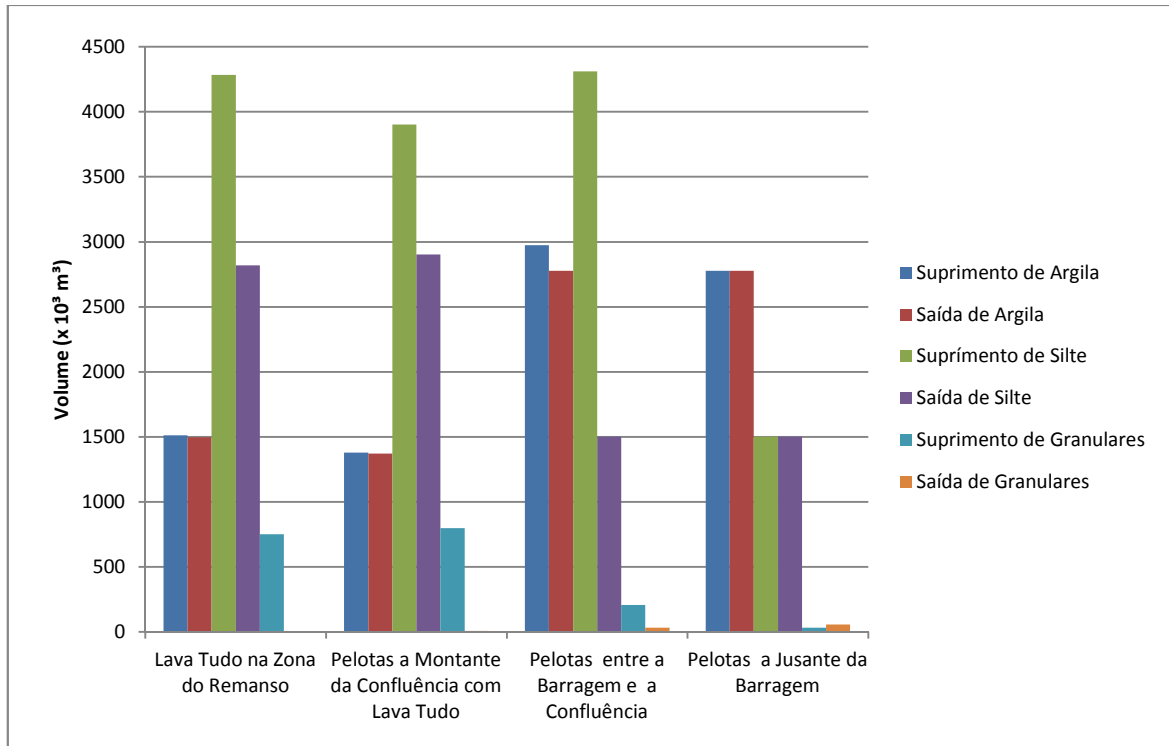
Eficiência de Retenção de Sedimentos.



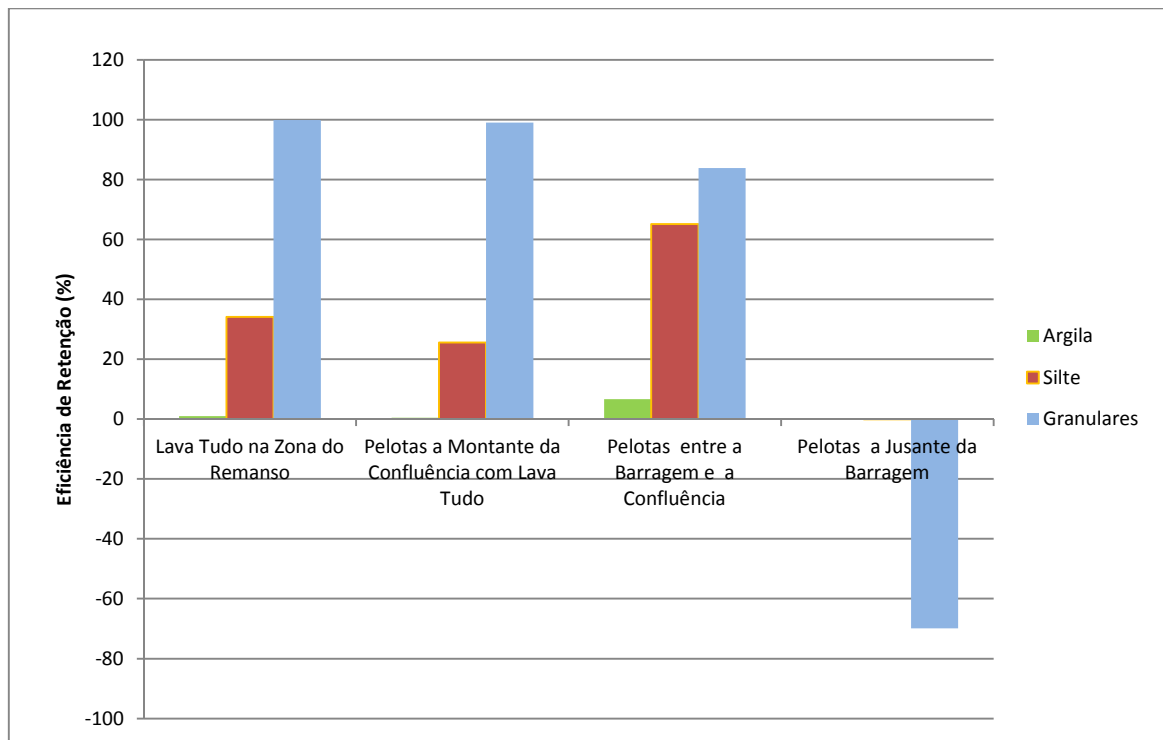
Alternativa BMMA - Balanço de Sedimentos na ADA.



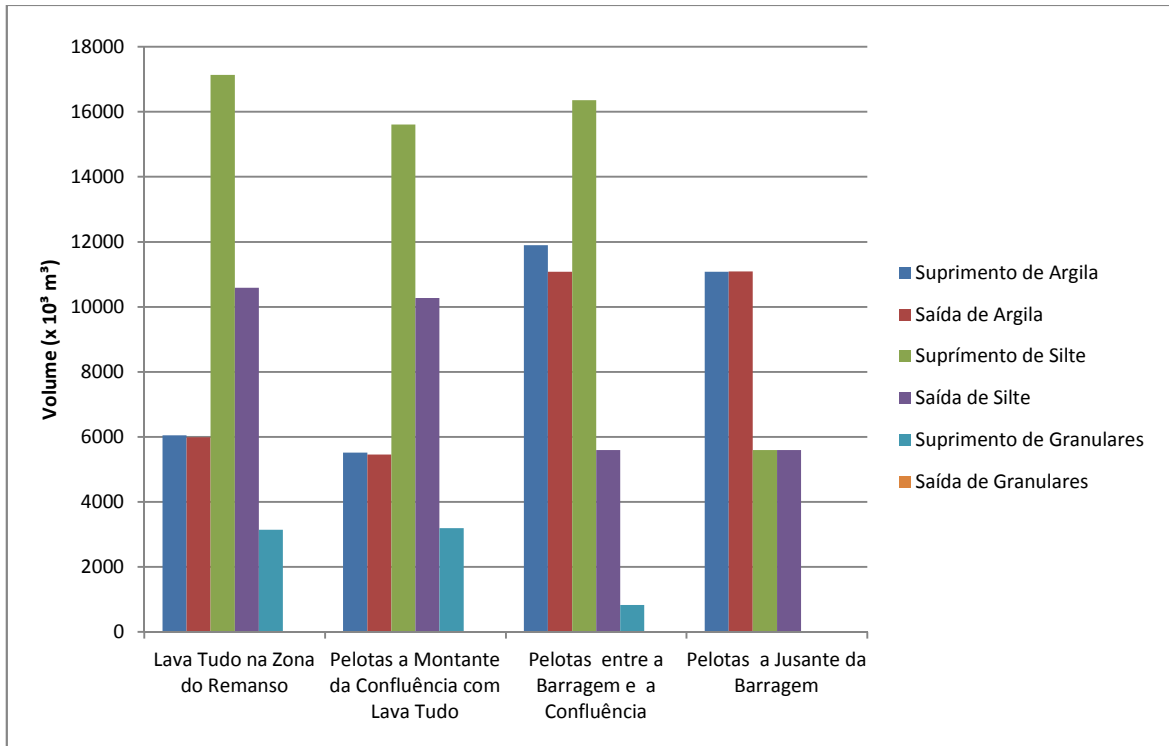
Alternativa BMMA - Eficiência de Retenção de Sedimentos.



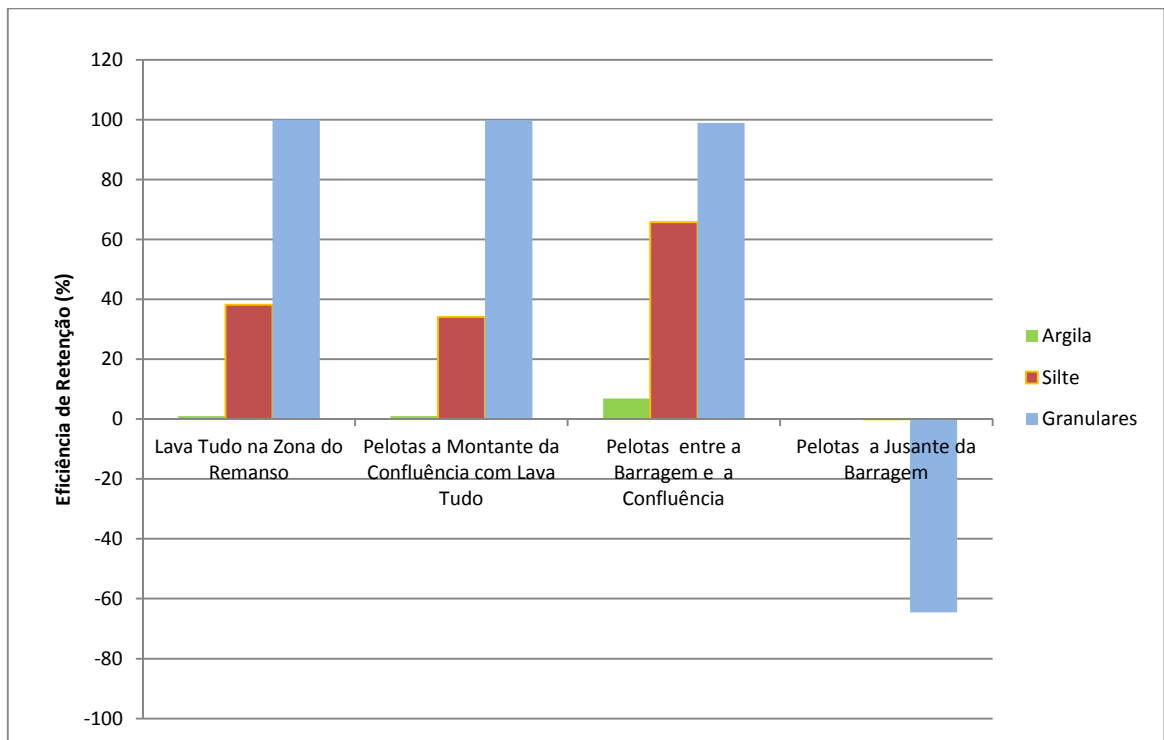
Alternativa BMMS - Balanço de Sedimentos na ADA.



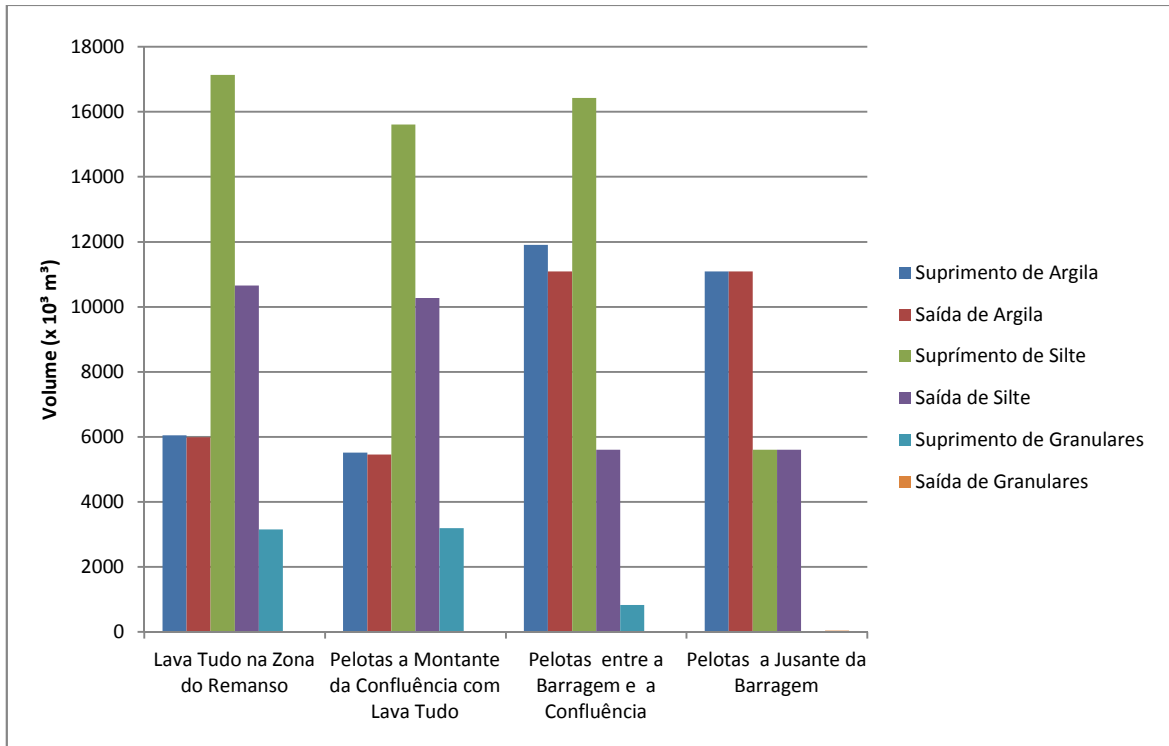
Alternativa BMMS - Eficiência de Retenção de Sedimentos.



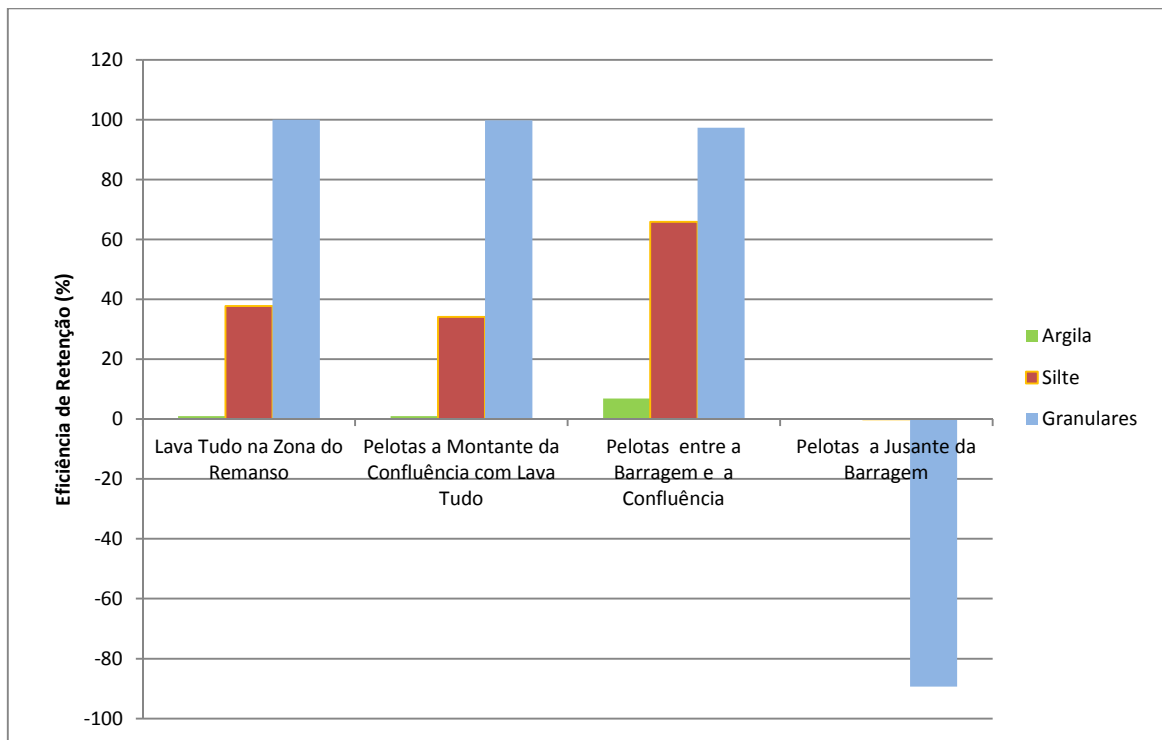
Alternativa BQML - Balanço de Sedimentos na ADA.



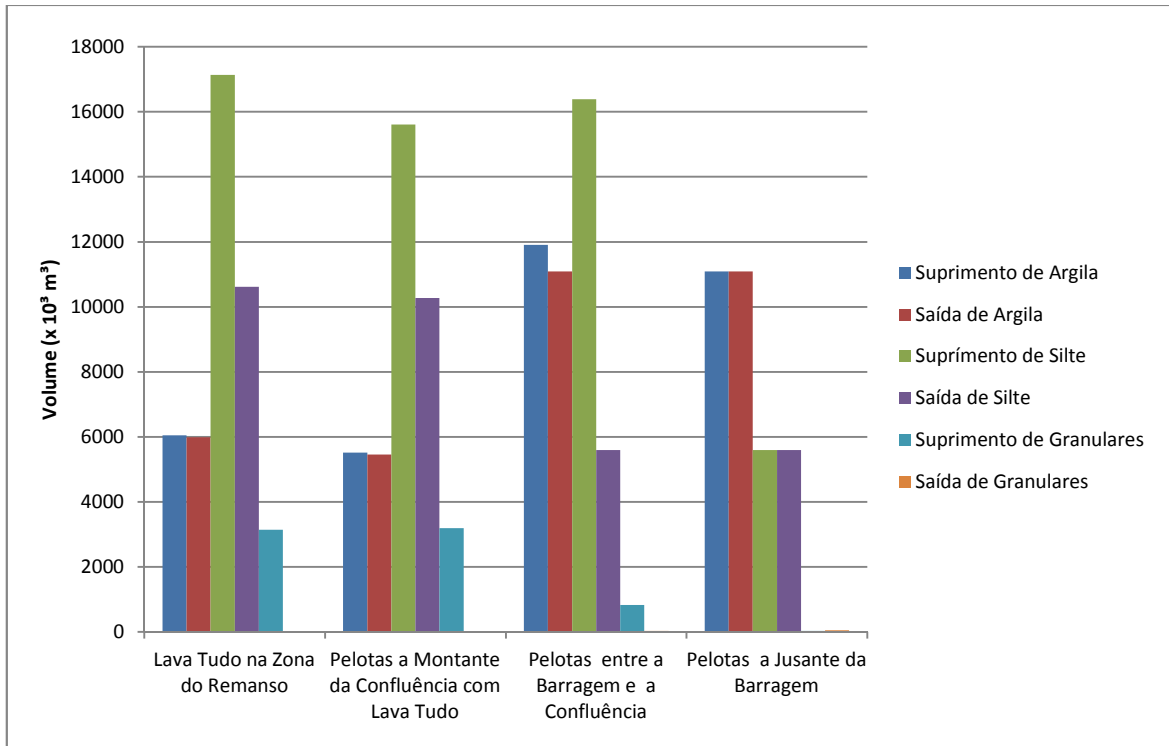
Alternativa BQML - Eficiência de Retenção de Sedimentos.



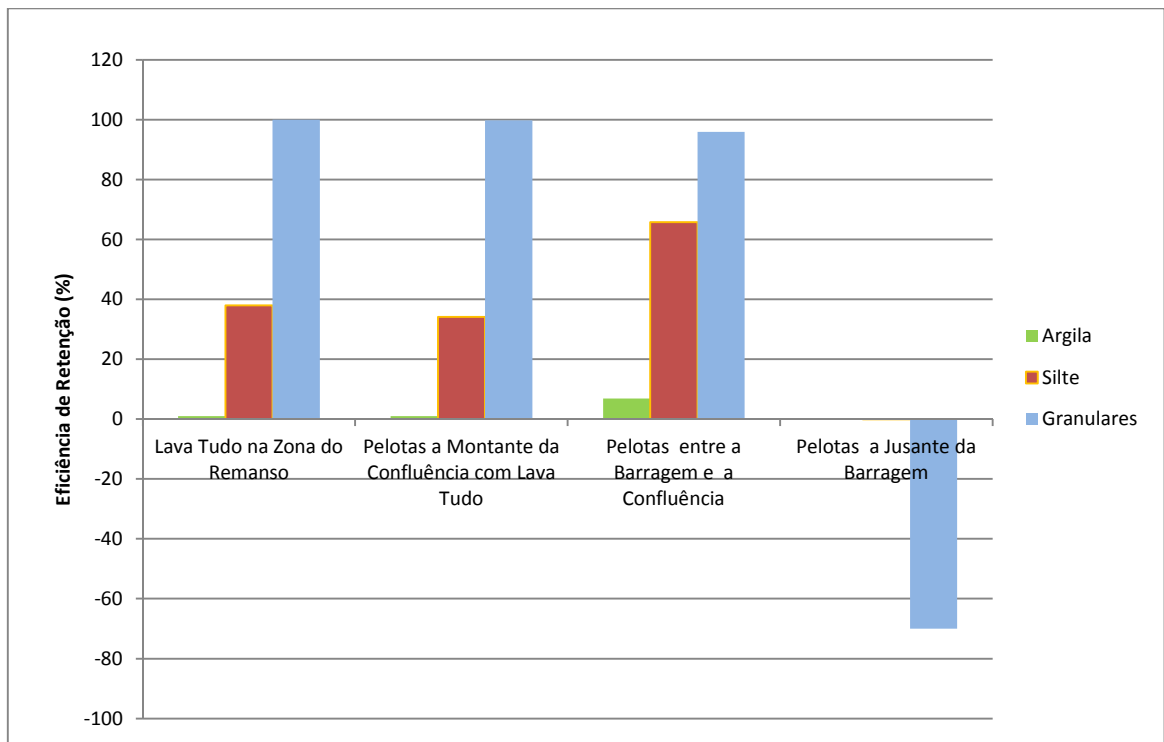
Alternativa BQMA - Balanço de Sedimentos na ADA.



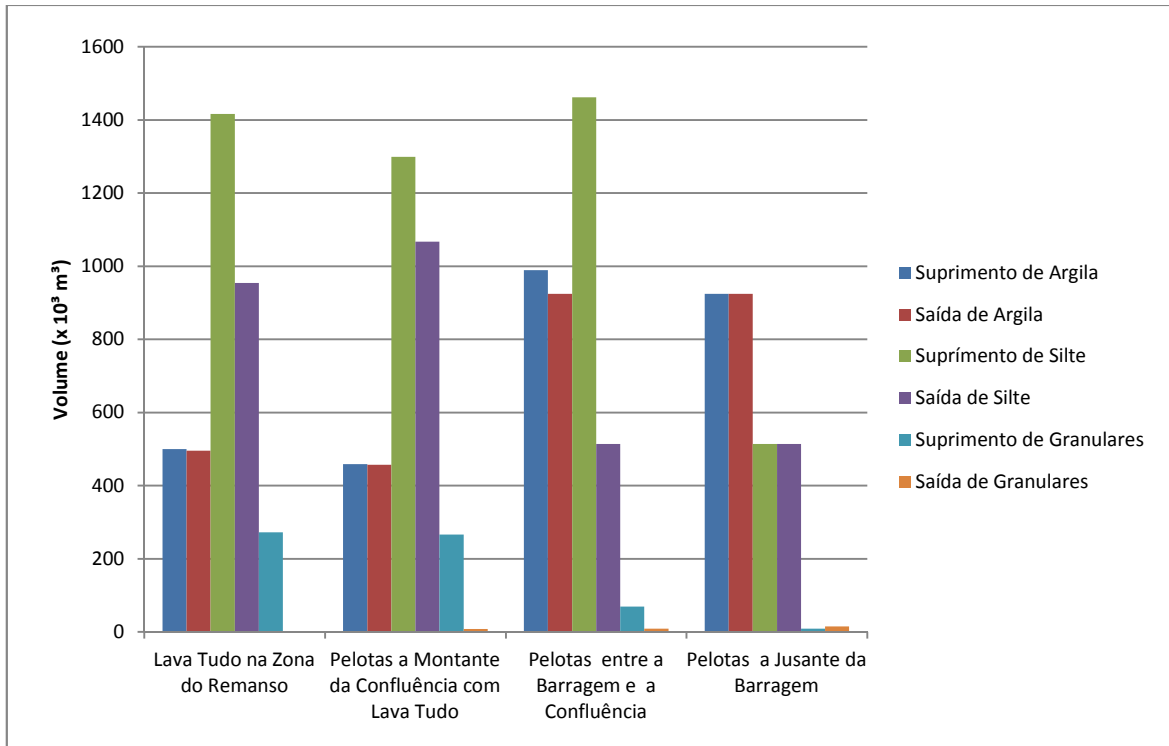
Alternativa BQMA - Eficiência de Retenção de Sedimentos.



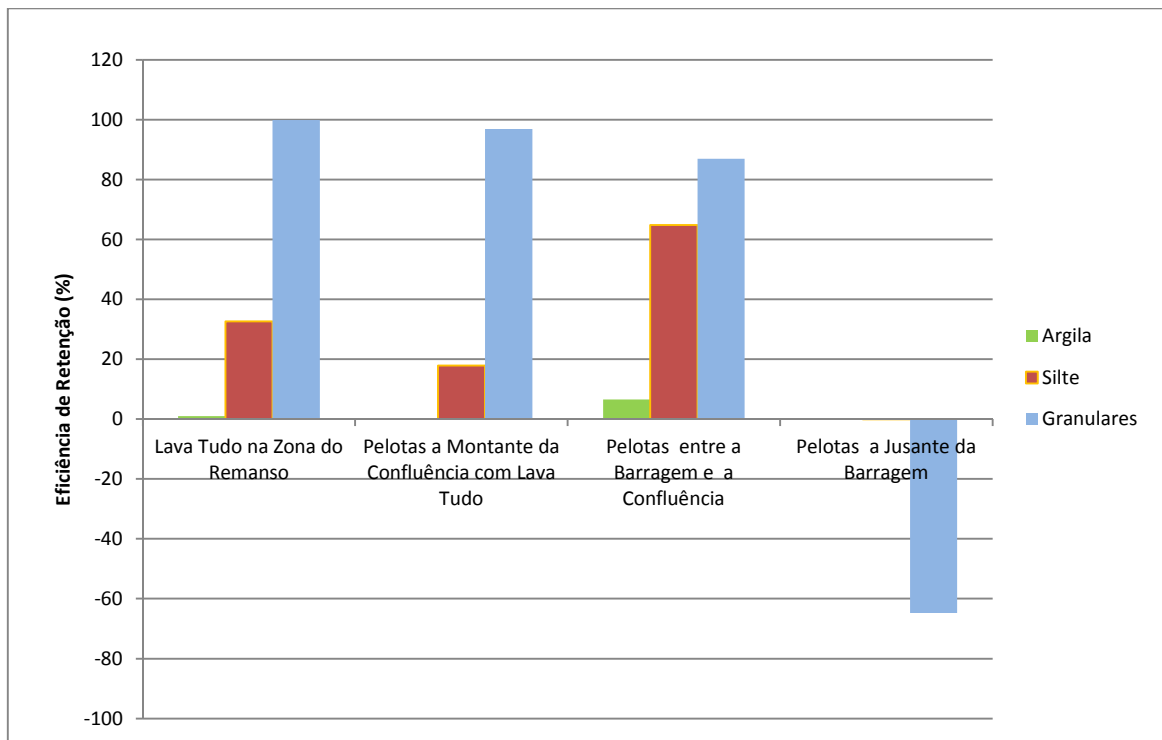
Alternativa BQMS - Balanço de Sedimentos na ADA.



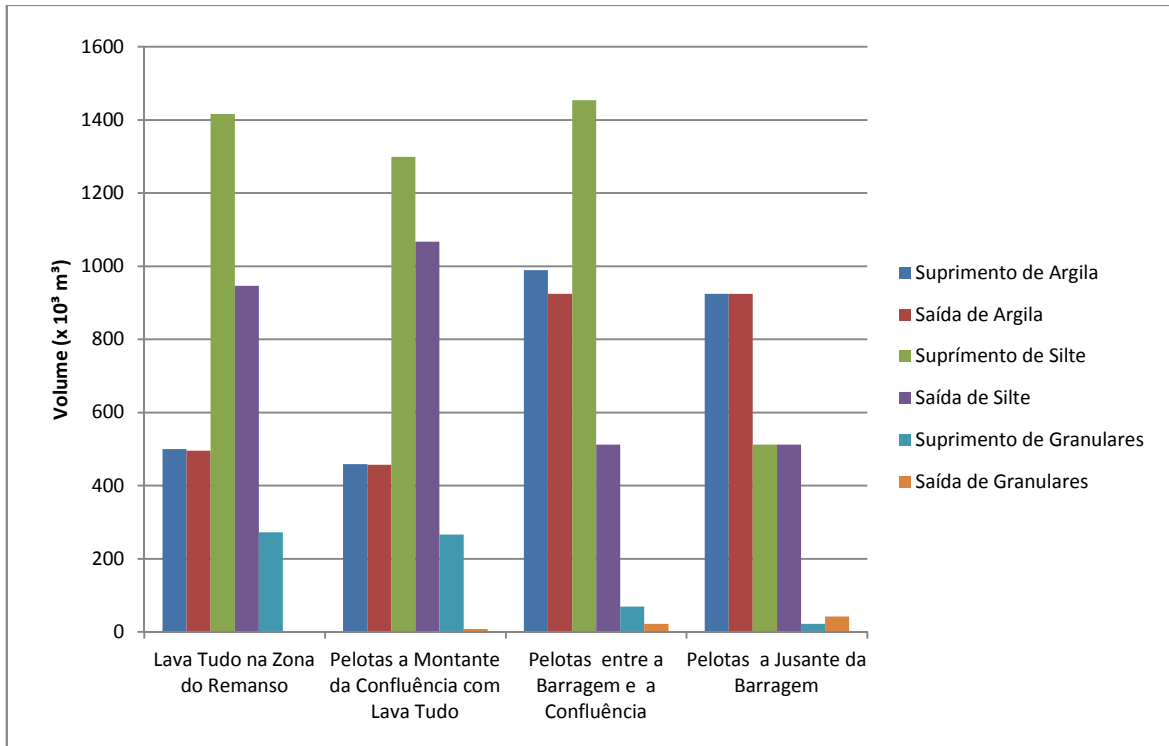
Alternativa BQMS - Eficiência de Retenção de Sedimentos.



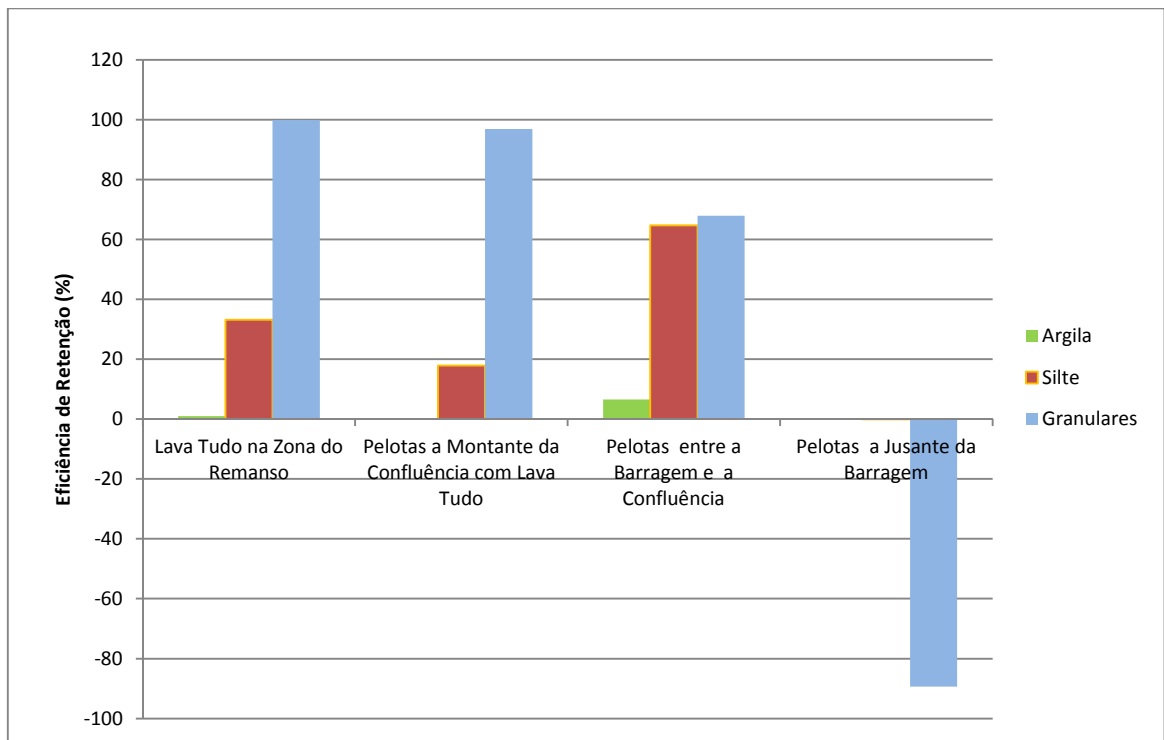
Alternativa BTML - Balanço de Sedimentos na ADA.



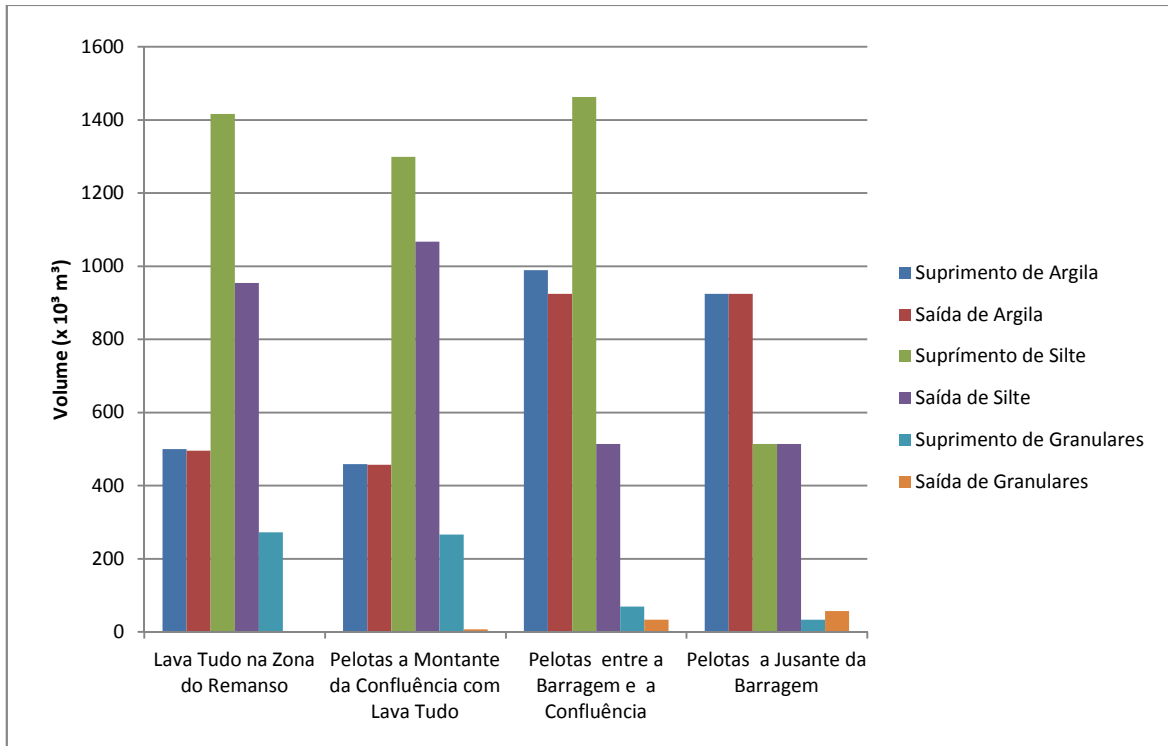
Alternativa BTML - Eficiência de Retenção de Sedimentos.



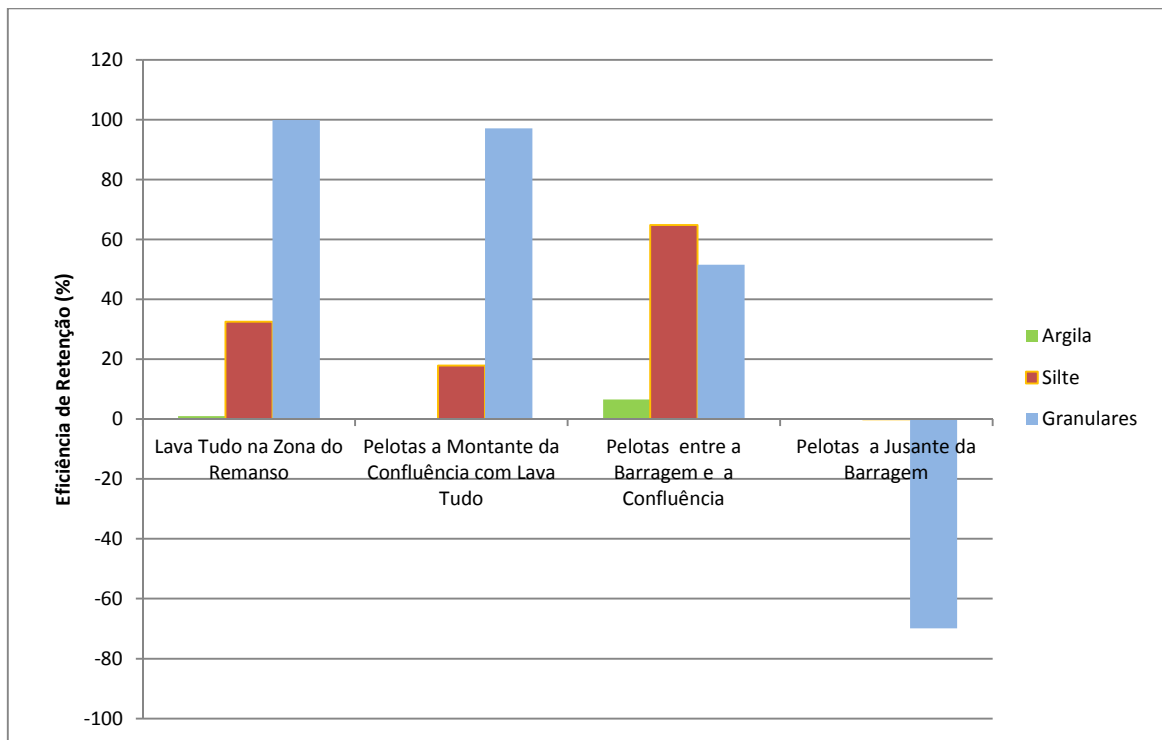
Alternativa BTMA - Balanço de Sedimentos na ADA.



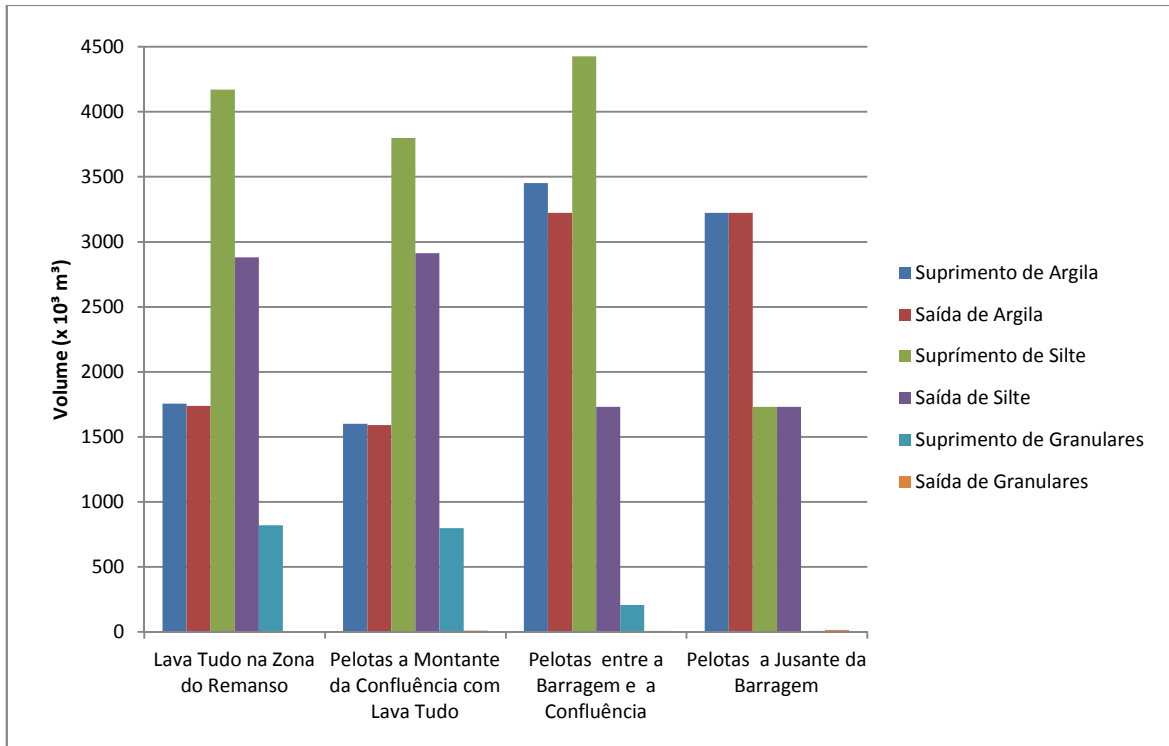
Alternativa BTMA - Eficiência de Retenção de Sedimentos.



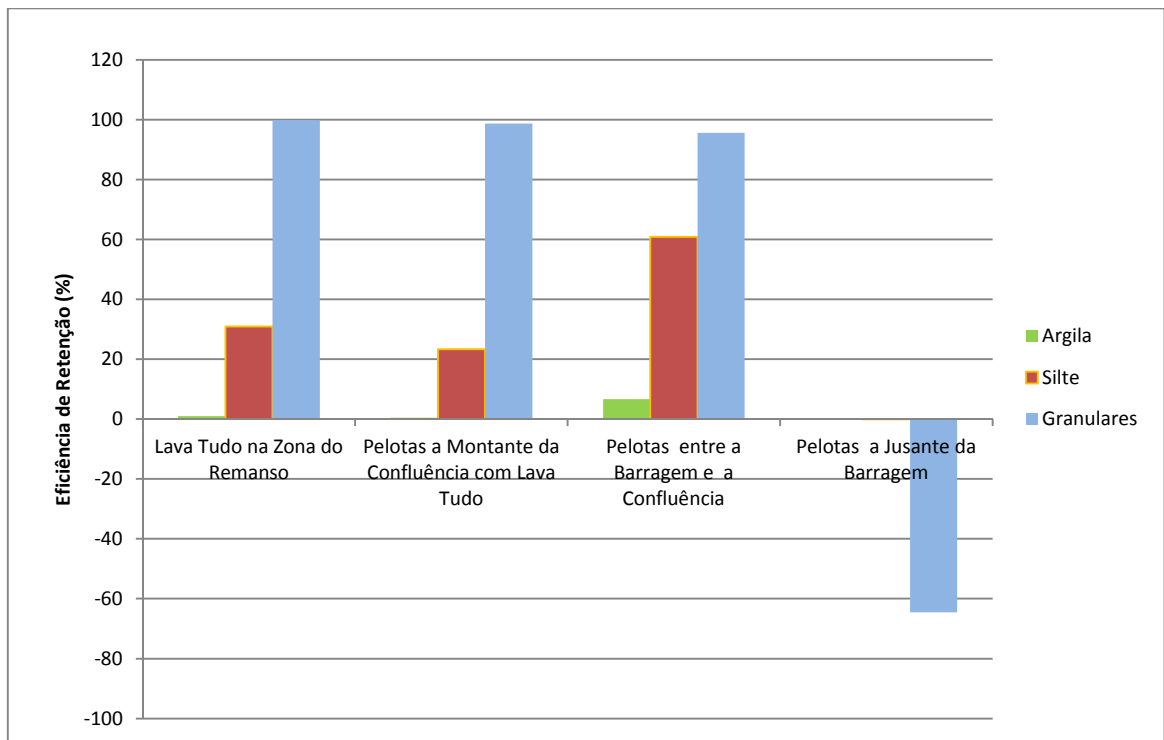
Alternativa BTMS - Balanço de Sedimentos na ADA.



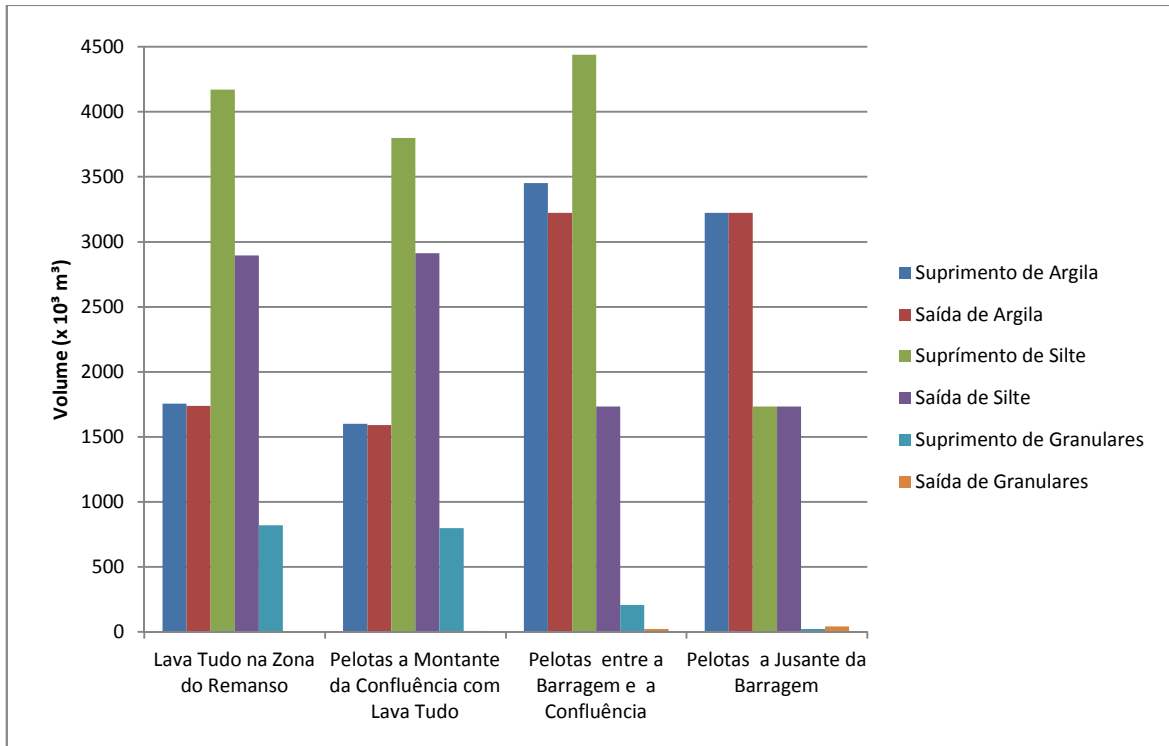
Alternativa BTMS - Eficiência de Retenção de Sedimentos.



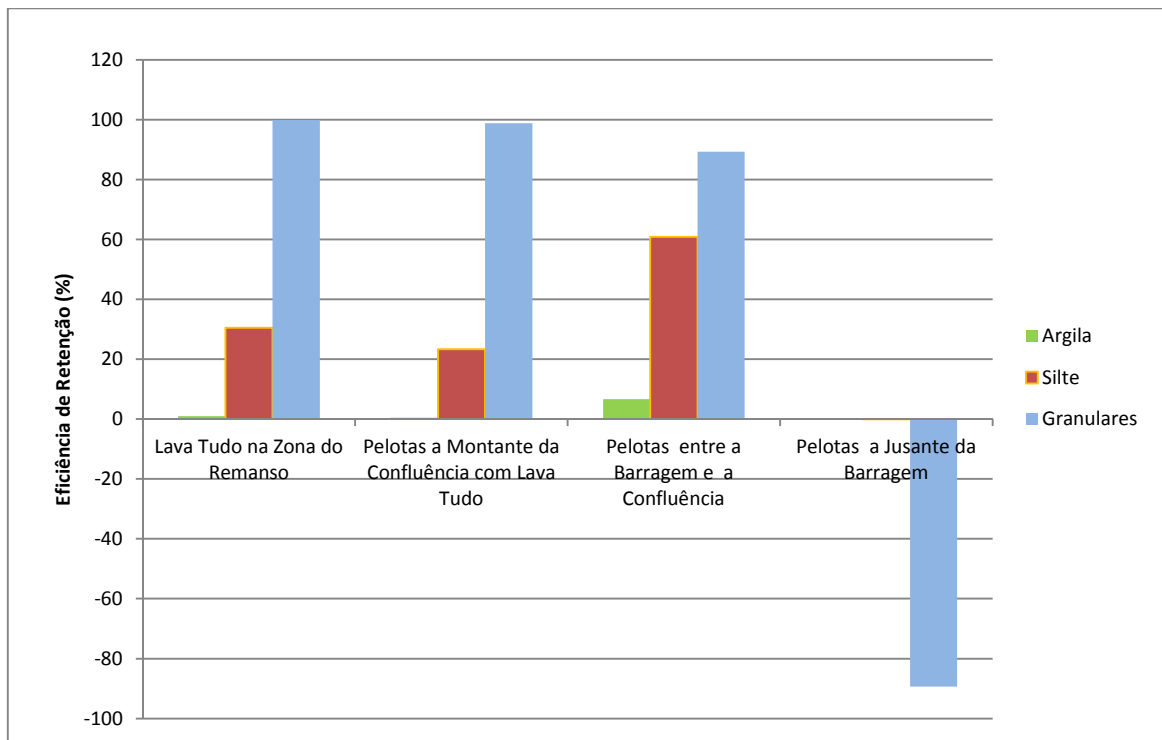
Alternativa BMFL - Balanço de Sedimentos na ADA.



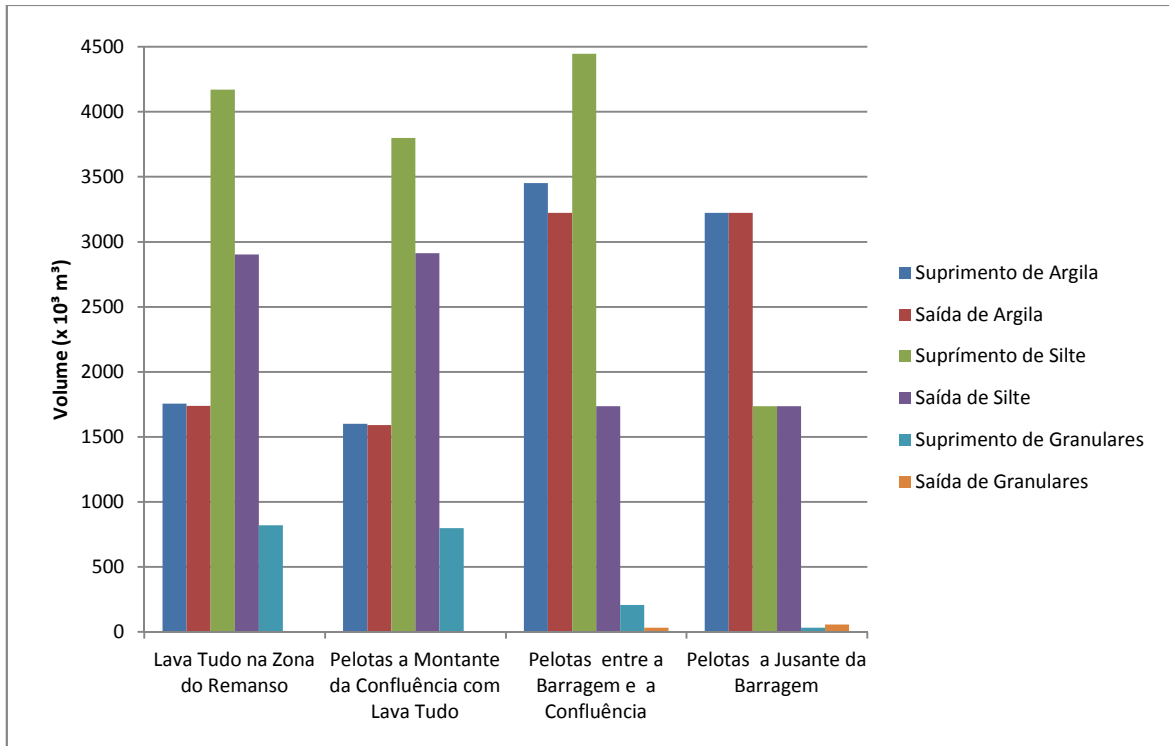
Alternativa BMFL - Eficiência de Retenção de Sedimentos.



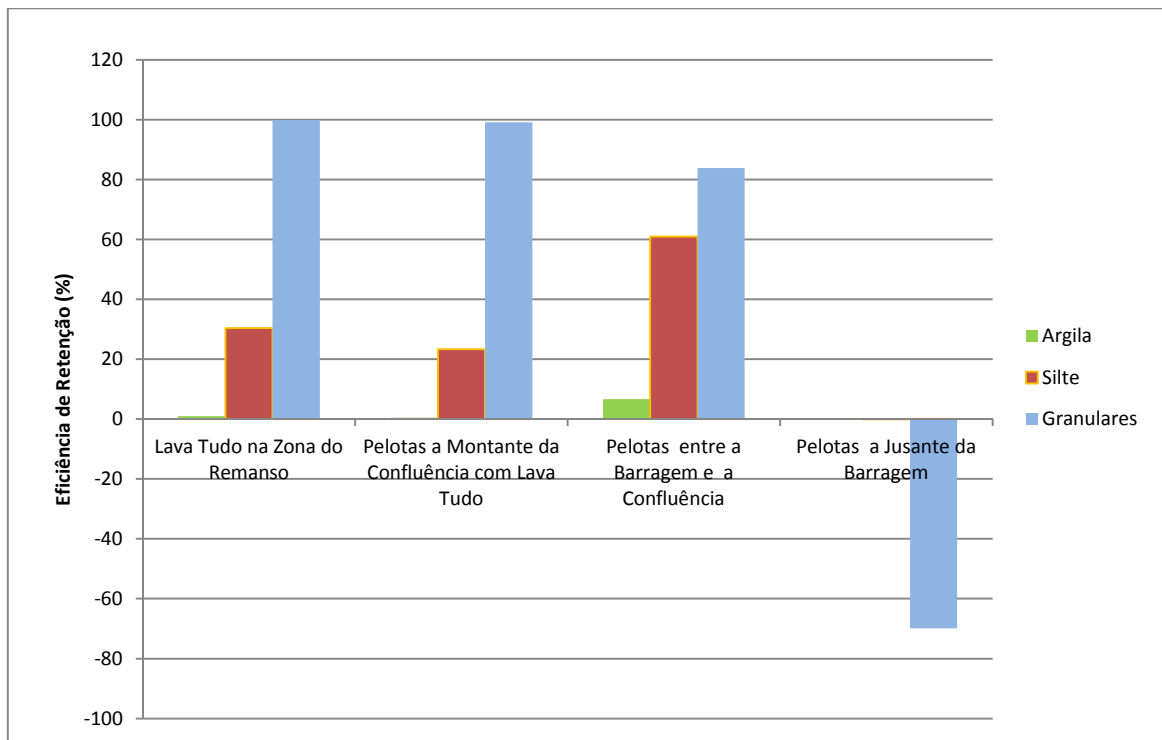
Alternativa BMFA - Balanço de Sedimentos na ADA.



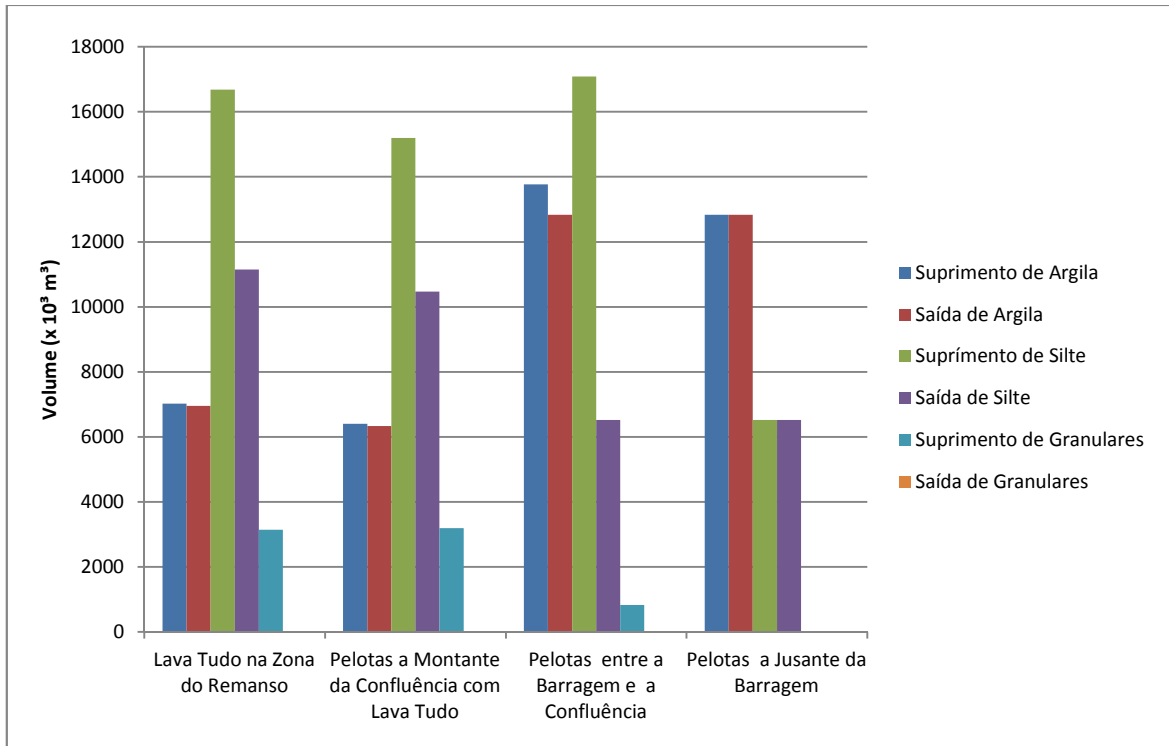
Alternativa BMFA - Eficiência de Retenção de Sedimentos.



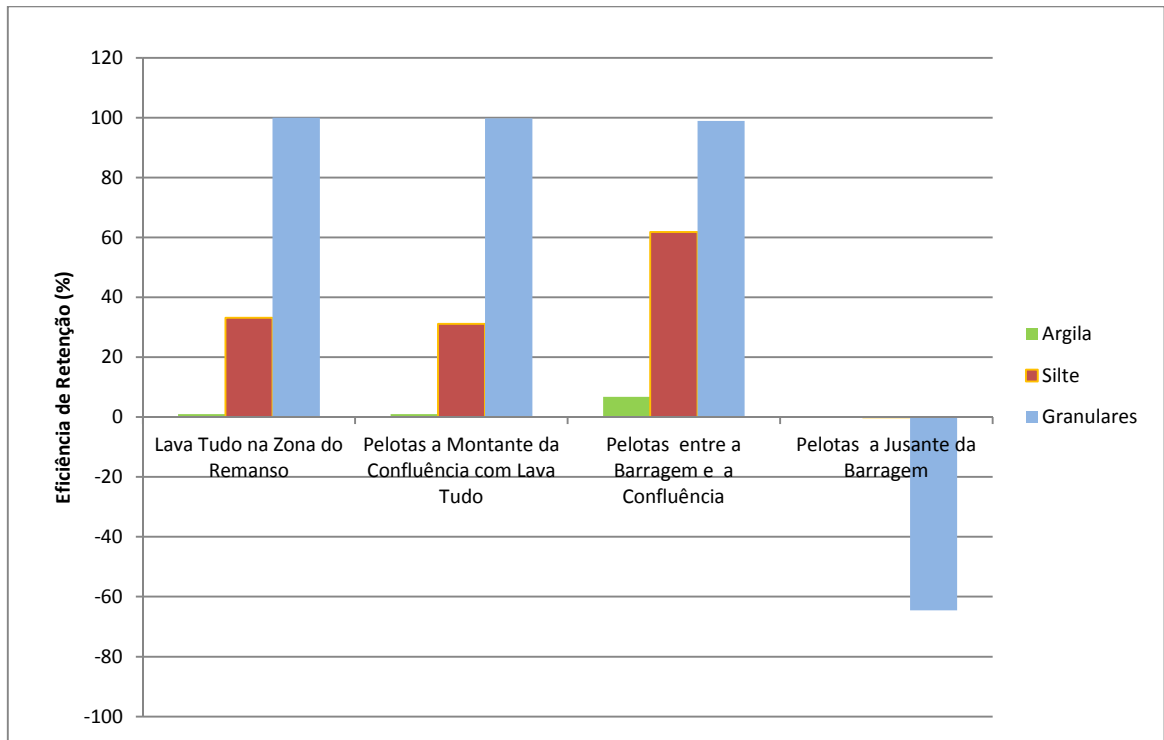
Alternativa BMFS - Balanço de Sedimentos na ADA.



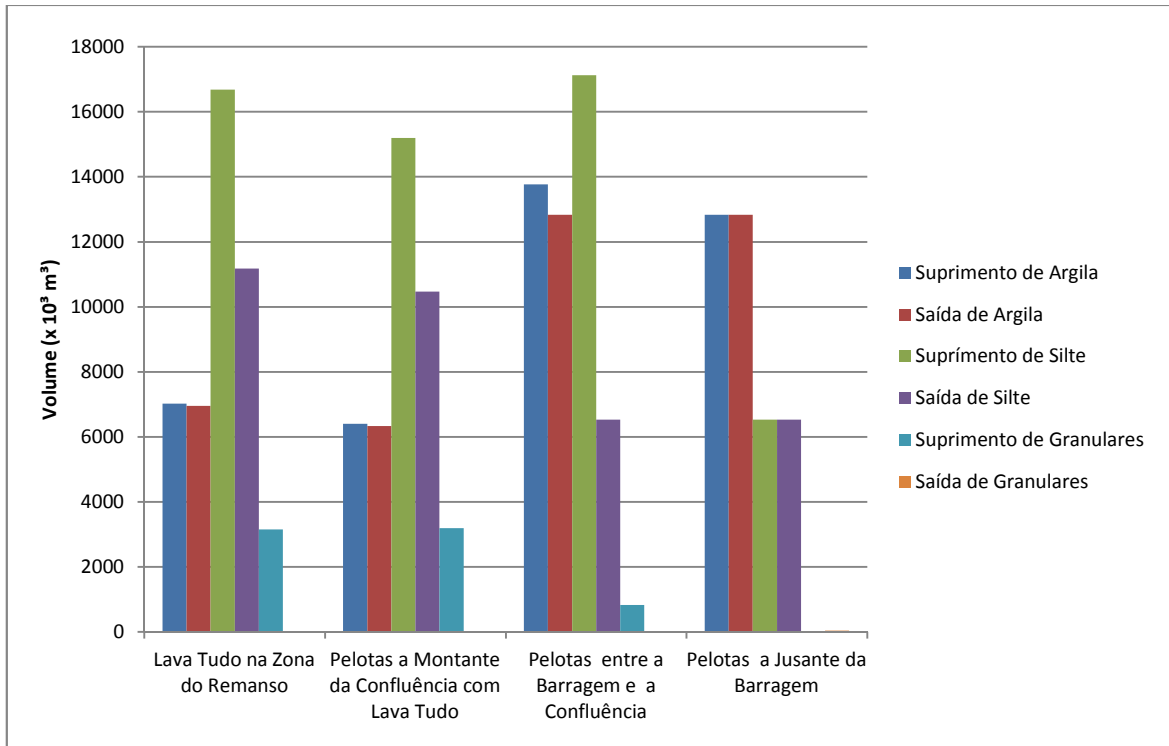
Alternativa BMFS - Eficiência de Retenção de Sedimentos.



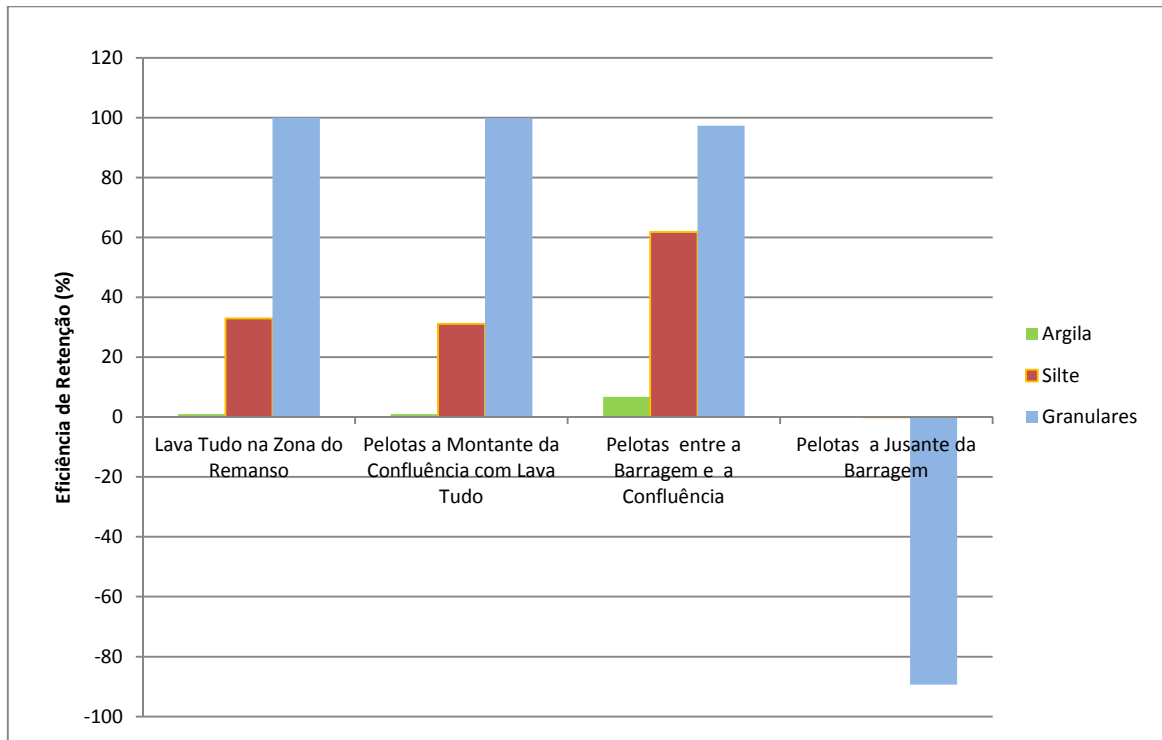
Alternativa BQFL - Balanço de Sedimentos na ADA.



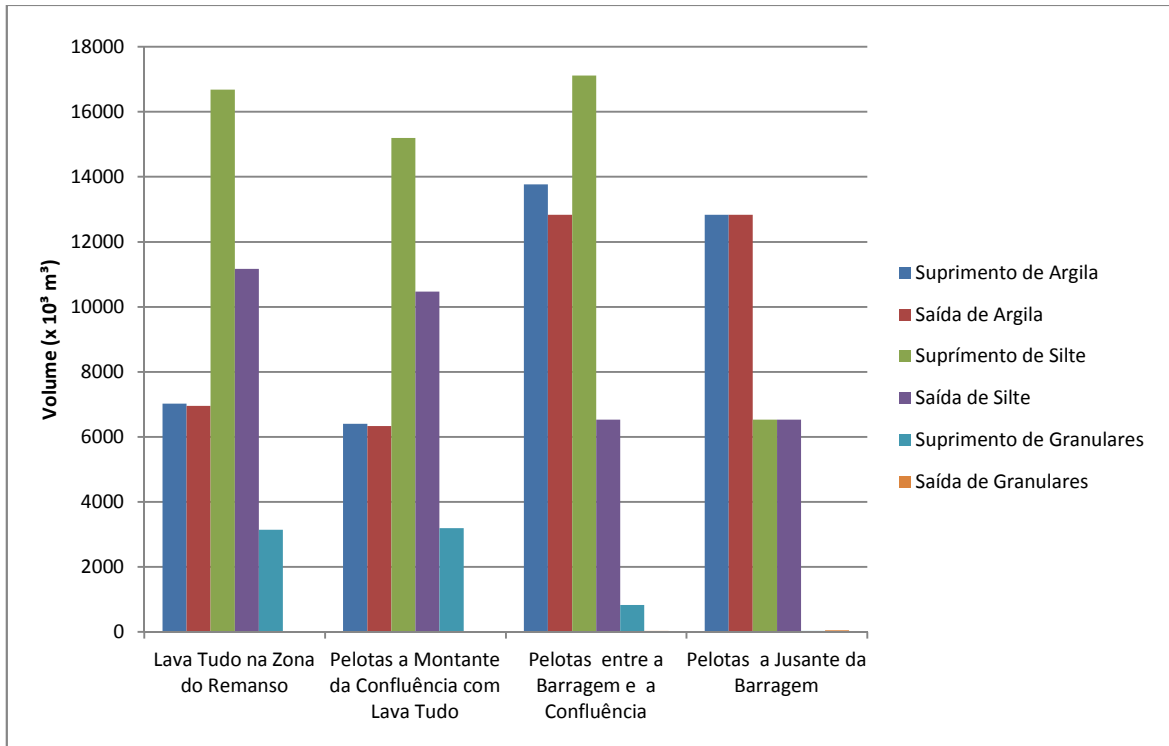
Alternativa BQFL - Eficiência de Retenção de Sedimentos.



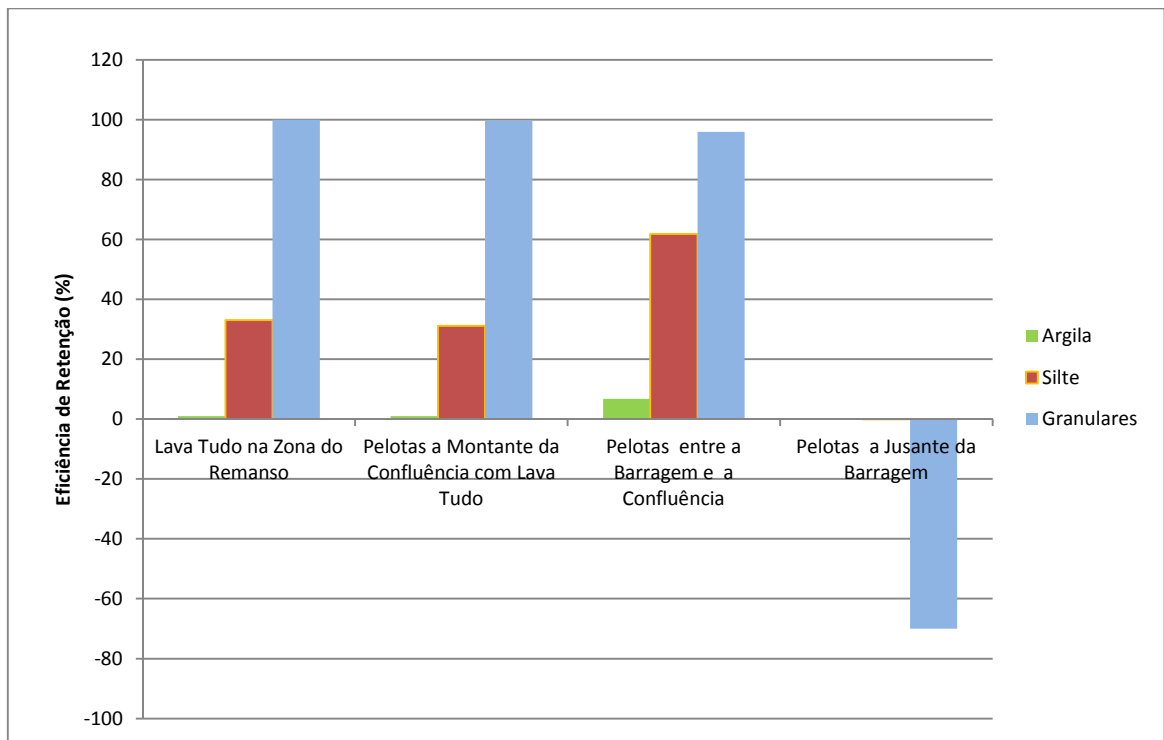
Alternativa BQFA - Balanço de Sedimentos na ADA.



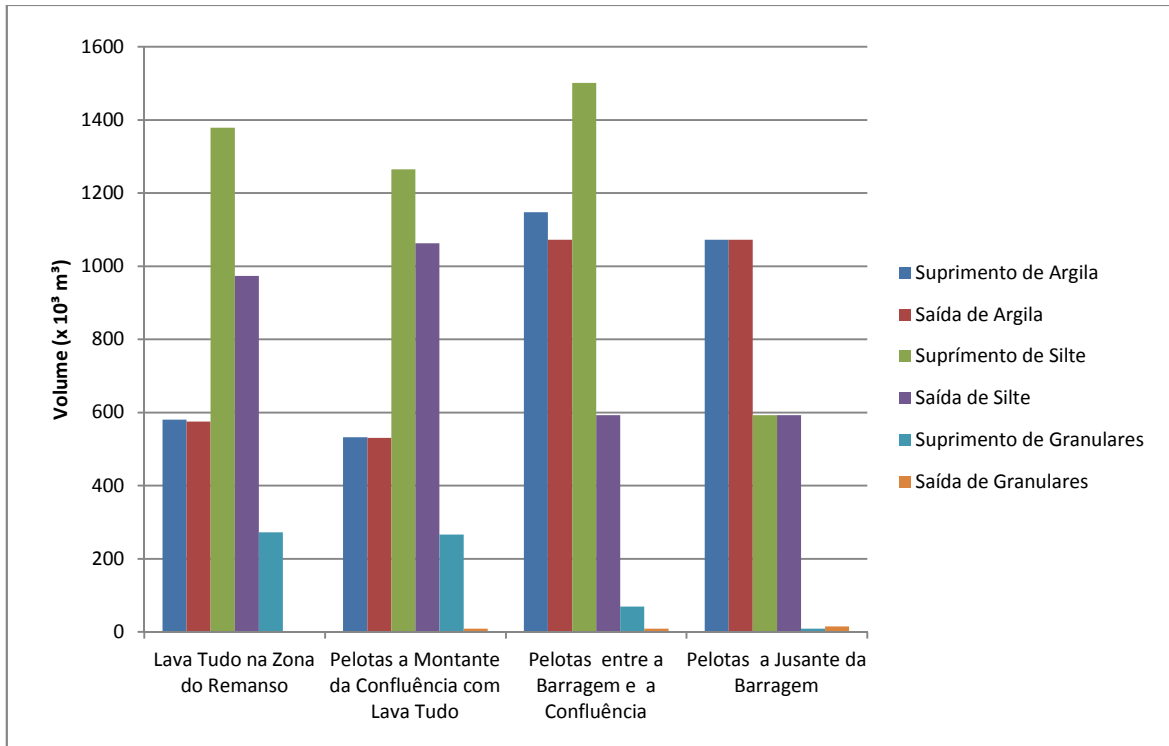
Alternativa BQFA - Eficiência de Retenção de Sedimentos.



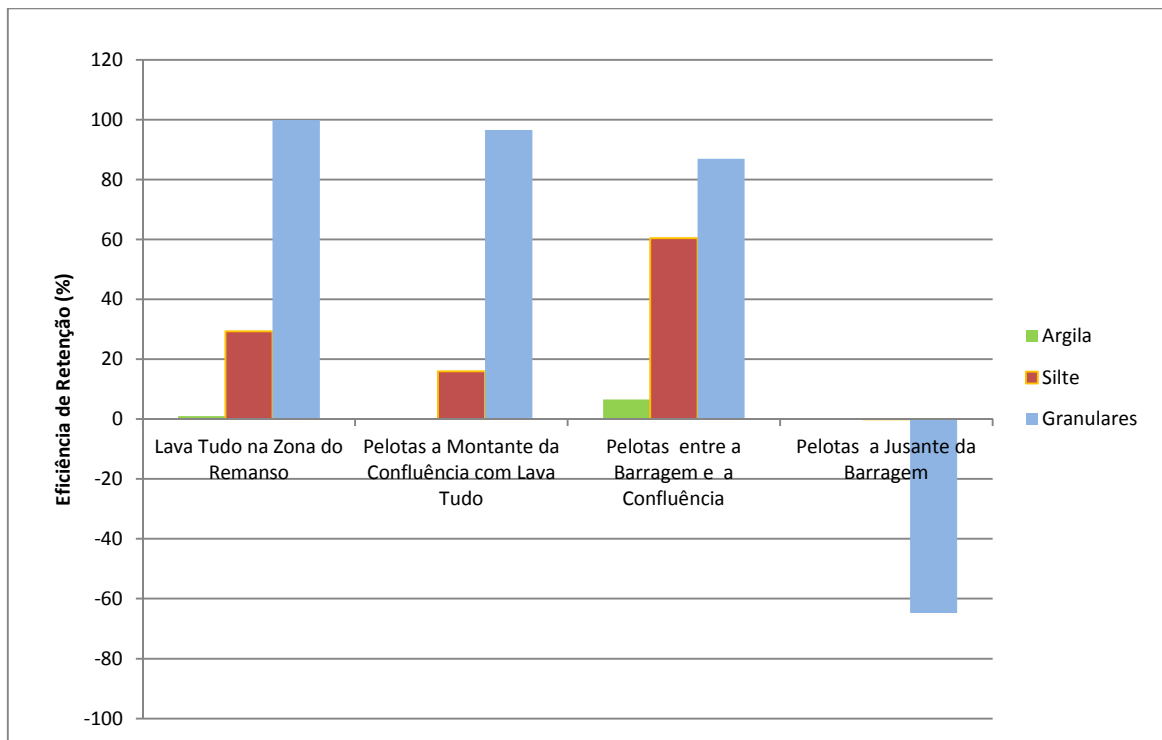
Alternativa BQFS - Balanço de Sedimentos na ADA.



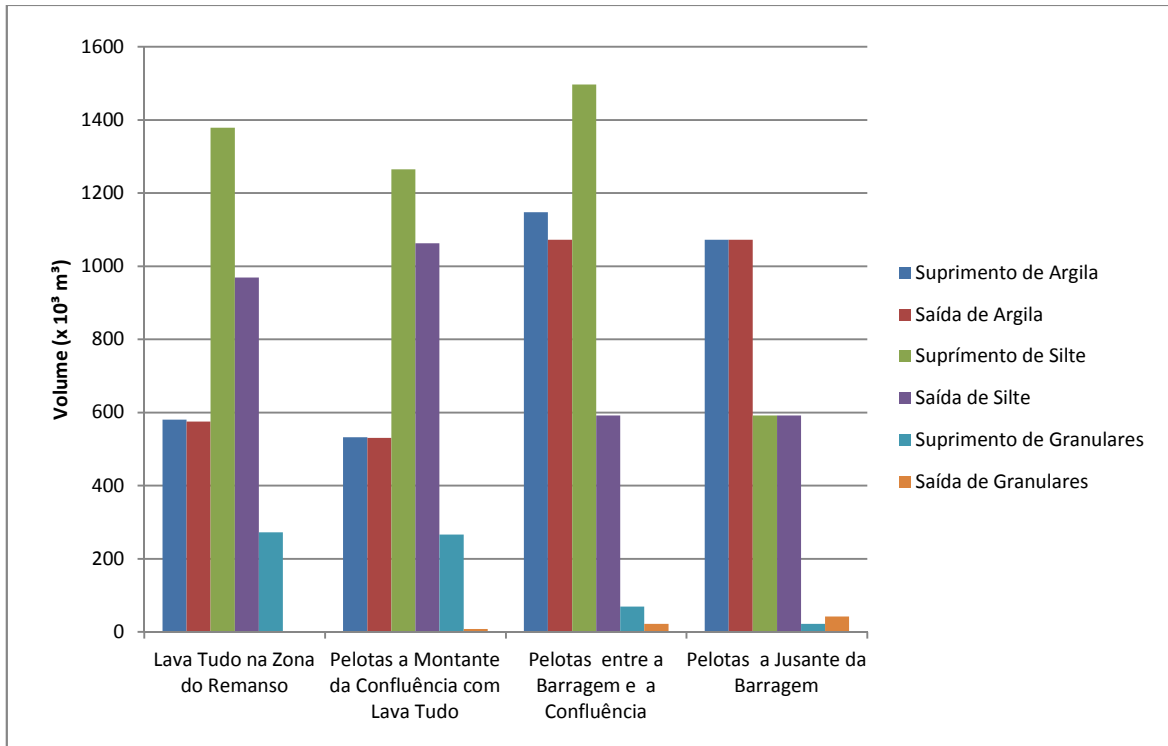
Alternativa BQFS - Eficiência de Retenção de Sedimentos.



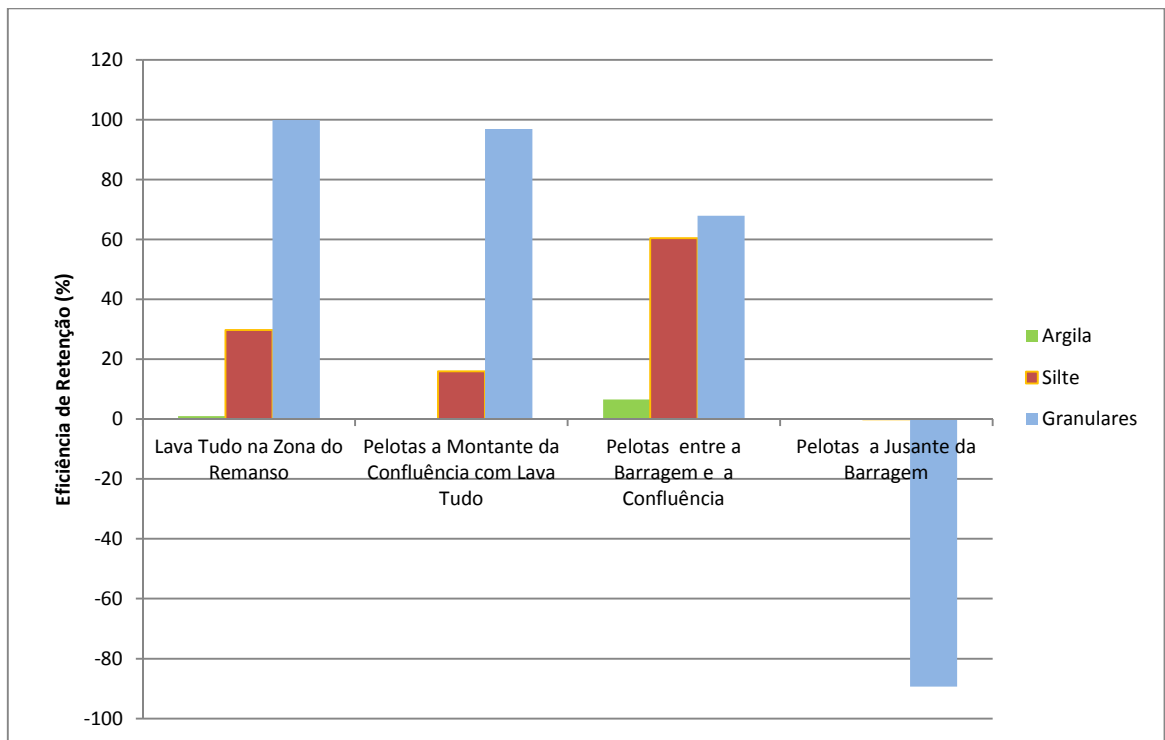
Alternativa BTFL - Balanço de Sedimentos na ADA.



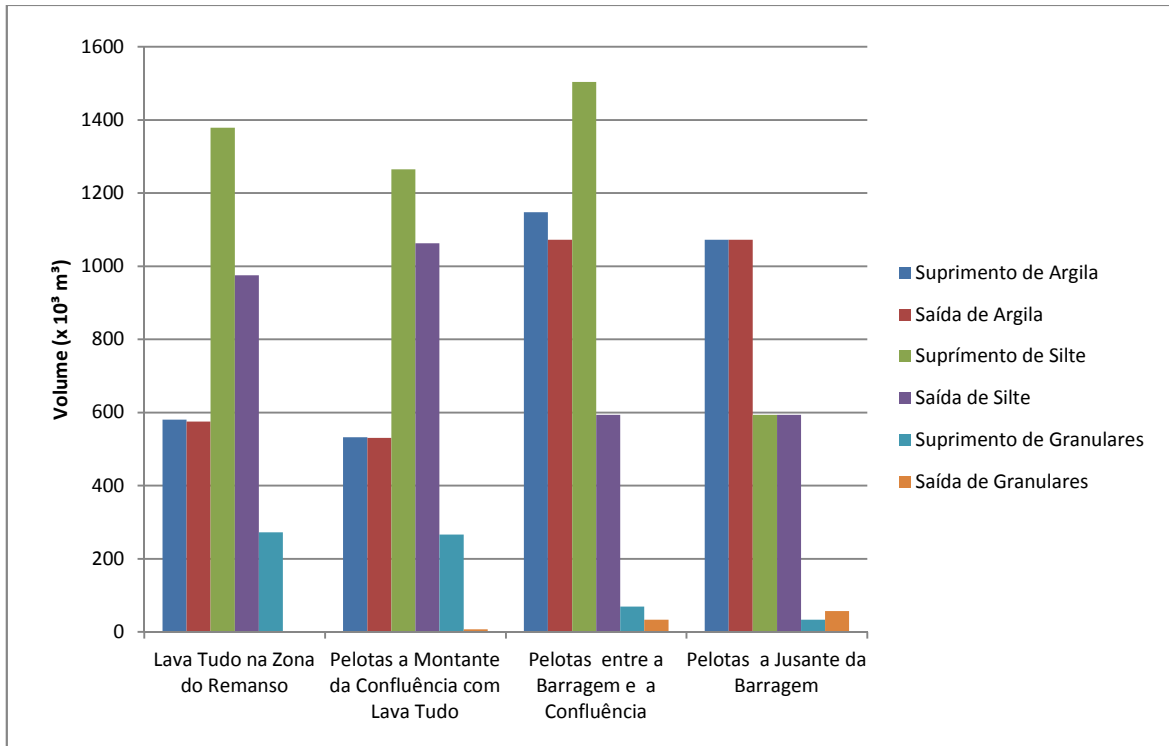
Alternativa BTFL - Eficiência de Retenção de Sedimentos.



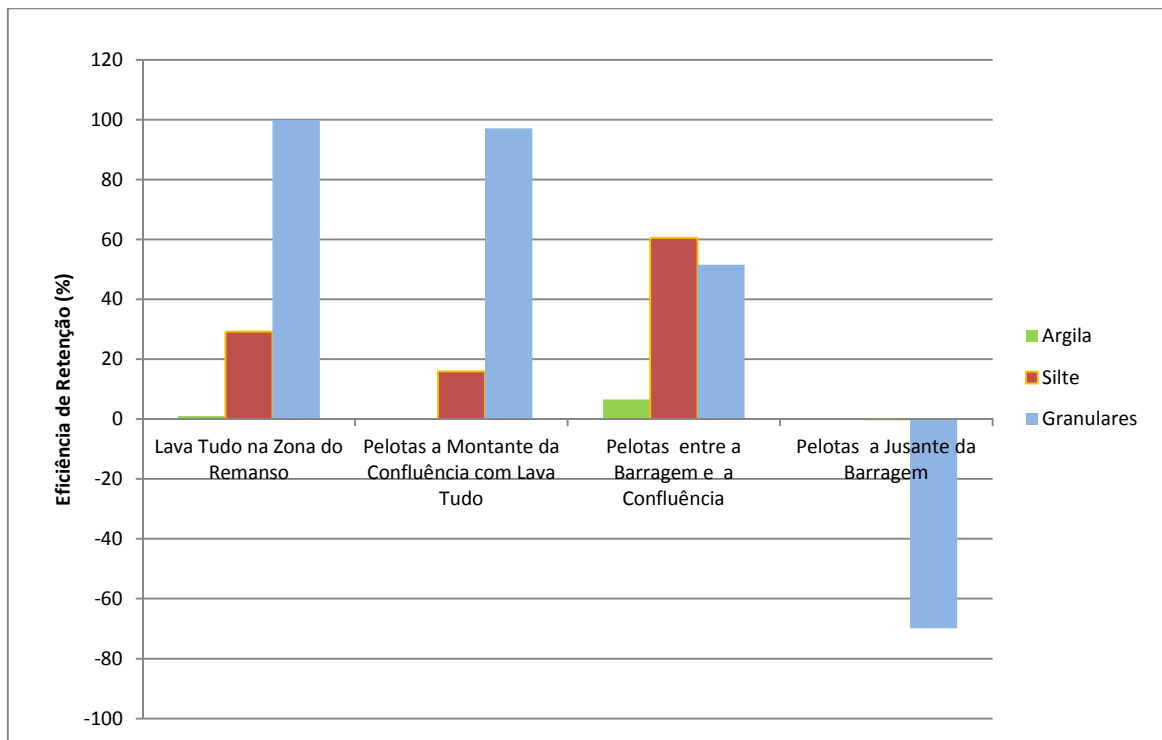
Alternativa BTFA - Balanço de Sedimentos na ADA.



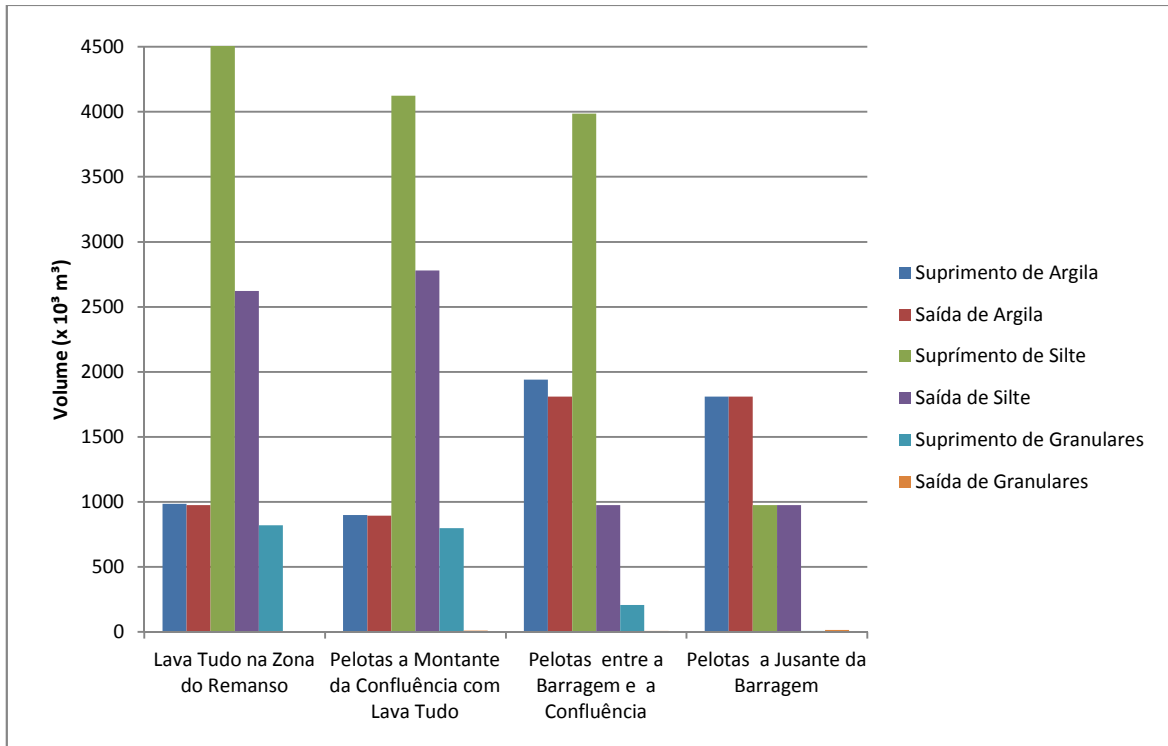
Alternativa BTFA - Eficiência de Retenção de Sedimentos.



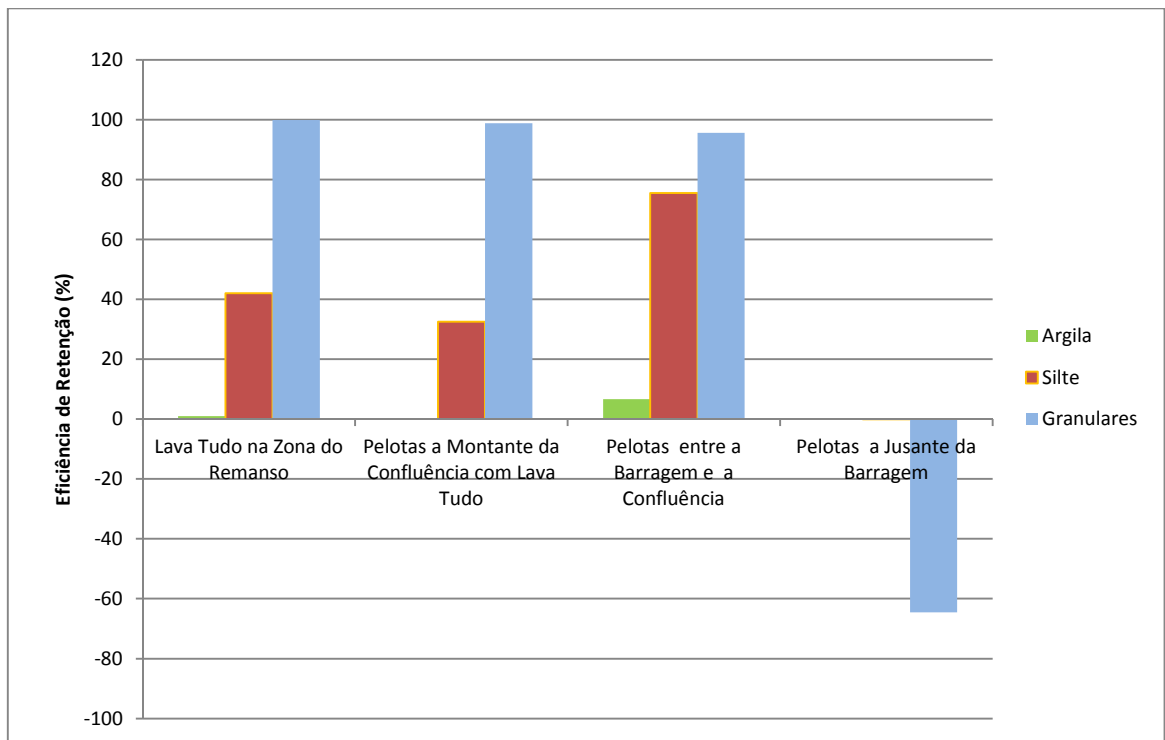
Alternativa BTFS - Balanço de Sedimentos na ADA.



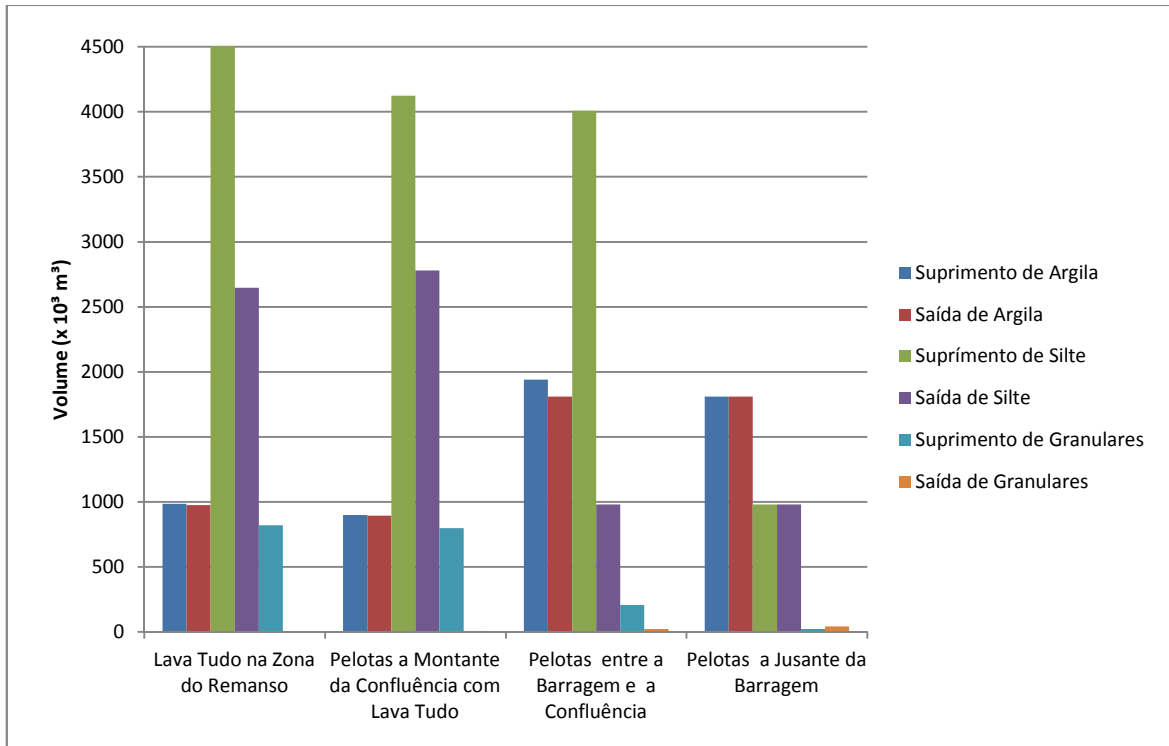
Alternativa BTFS - Eficiência de Retenção de Sedimentos.



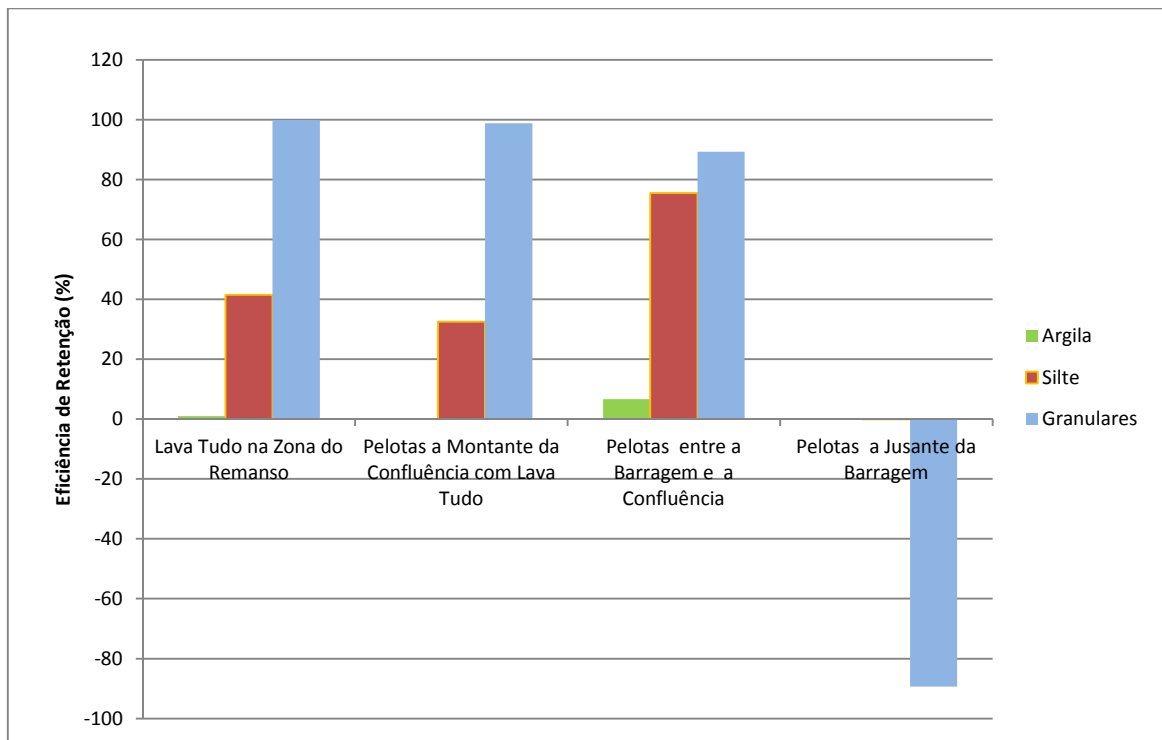
Alternativa BMGL - Balanço de Sedimentos na ADA.



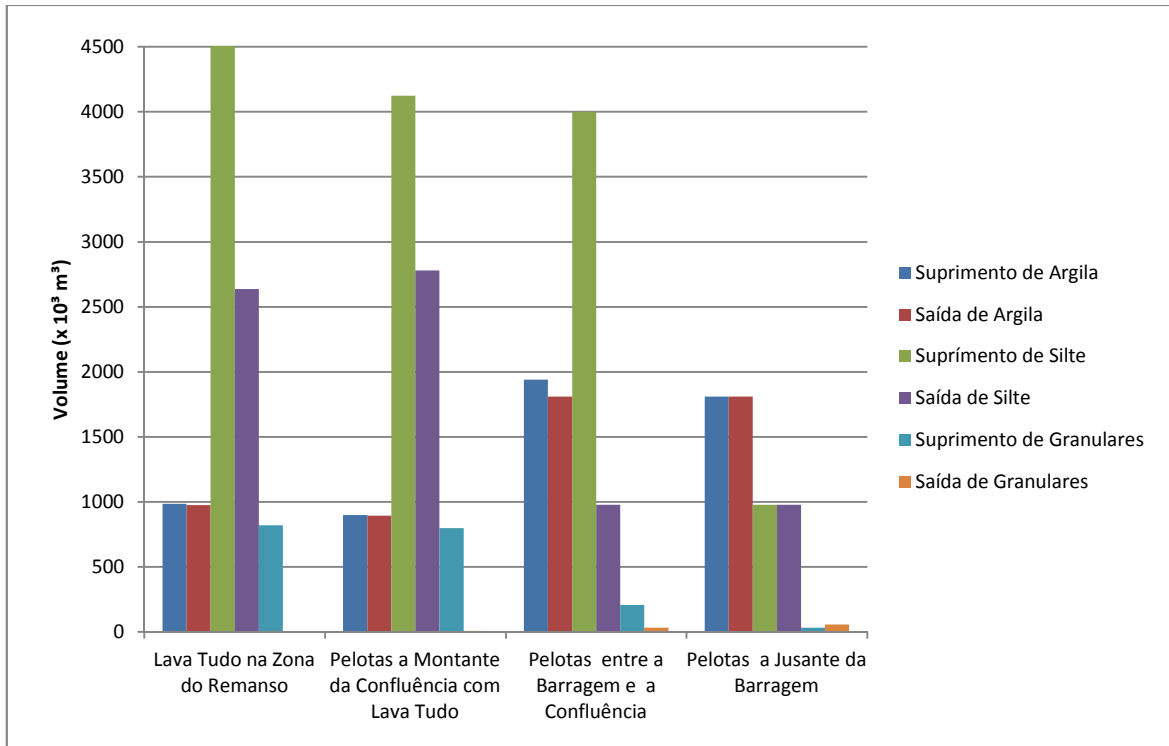
Alternativa BMGL - Eficiência de Retenção de Sedimentos.



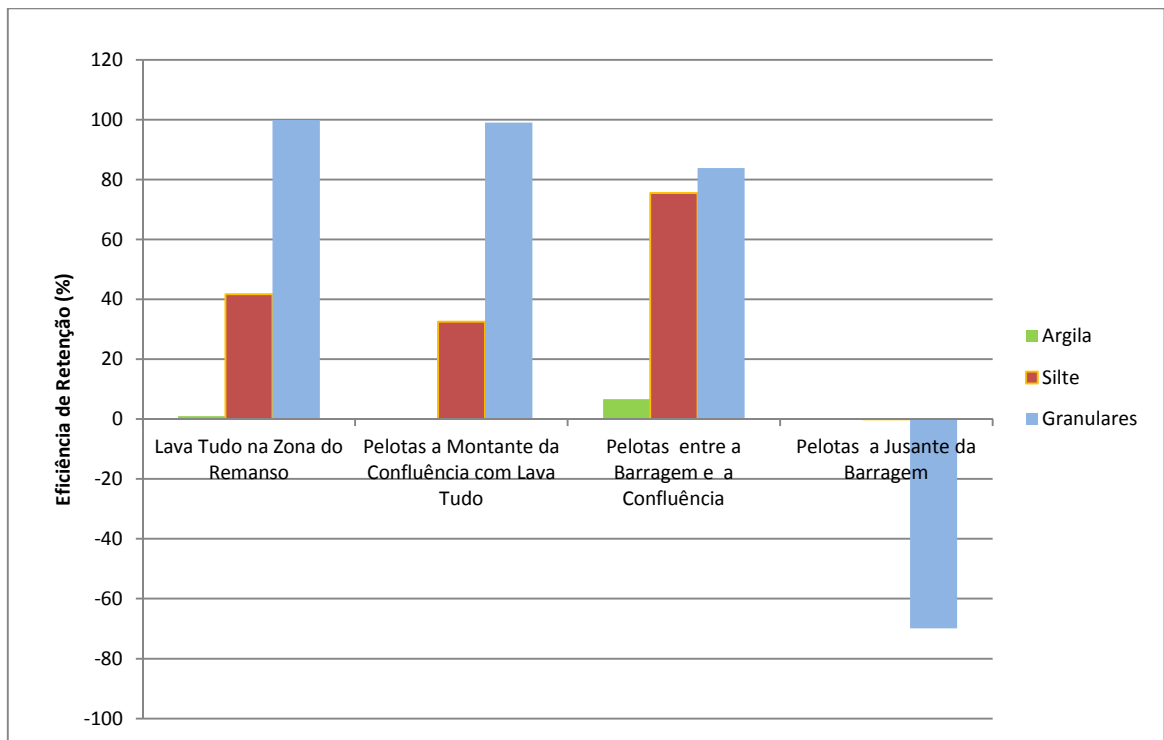
Alternativa BMGA - Balanço de Sedimentos na ADA.



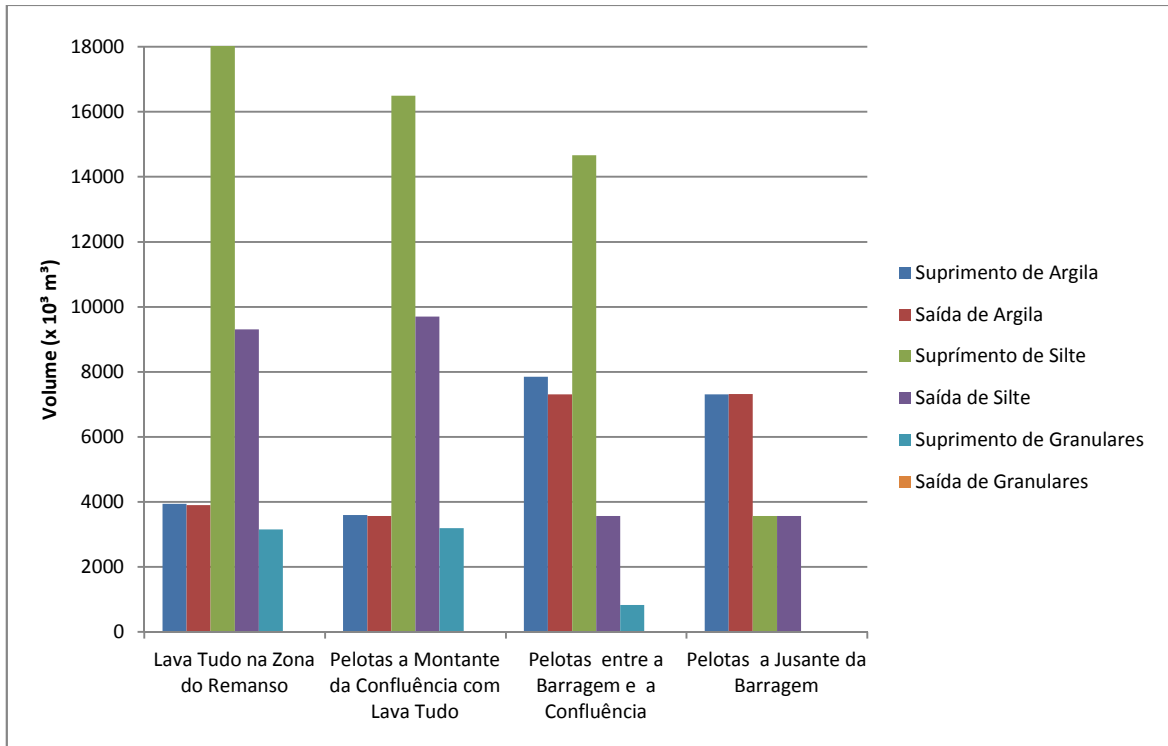
Alternativa BMGA - Eficiência de Retenção de Sedimentos.



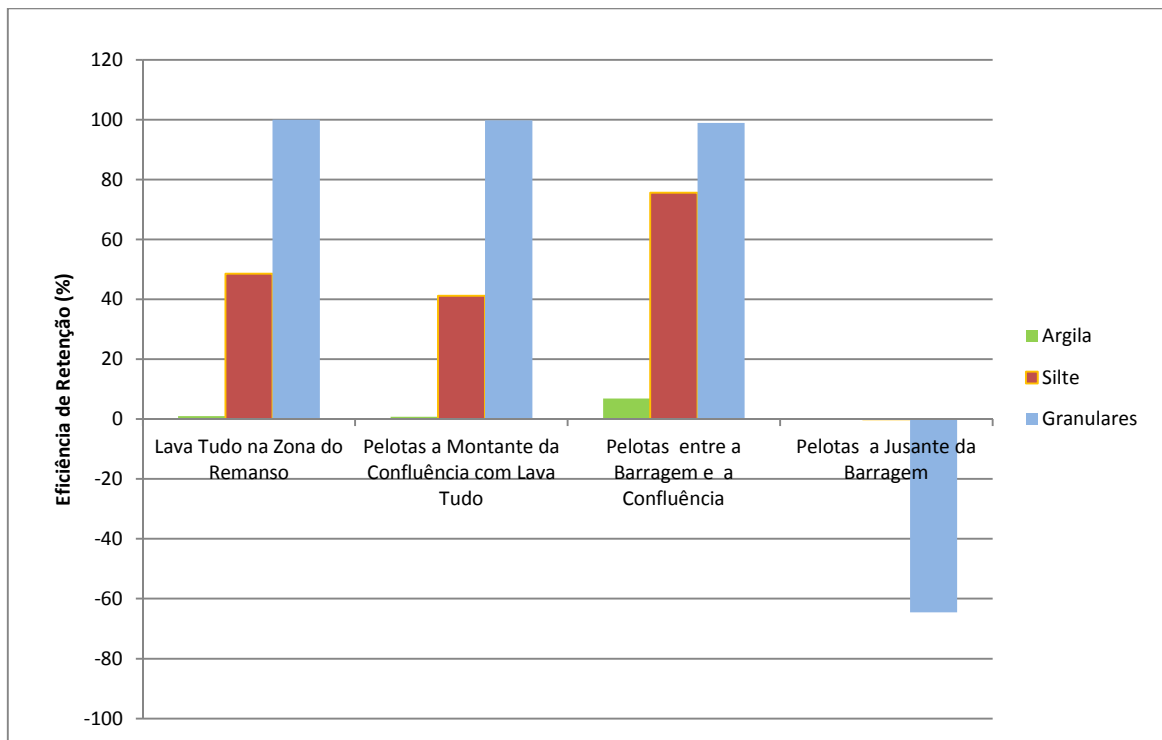
Alternativa BMGS - Balanço de Sedimentos na ADA.



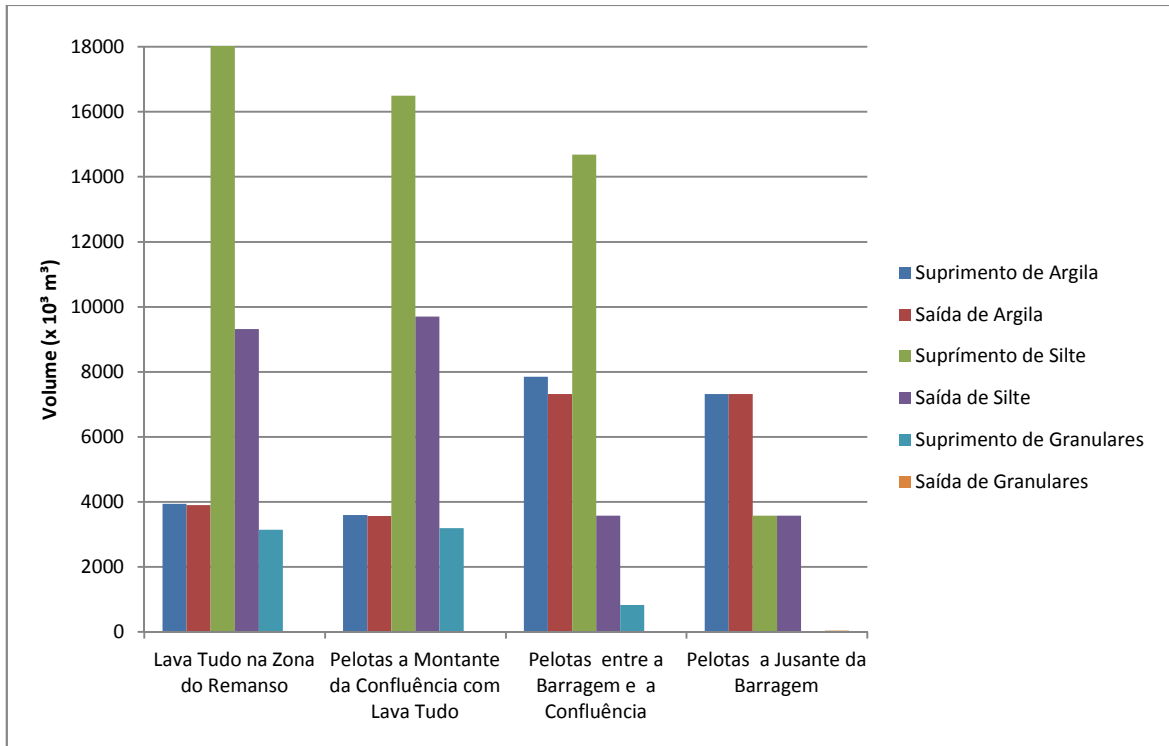
Alternativa BMGS - Eficiência de Retenção de Sedimentos.



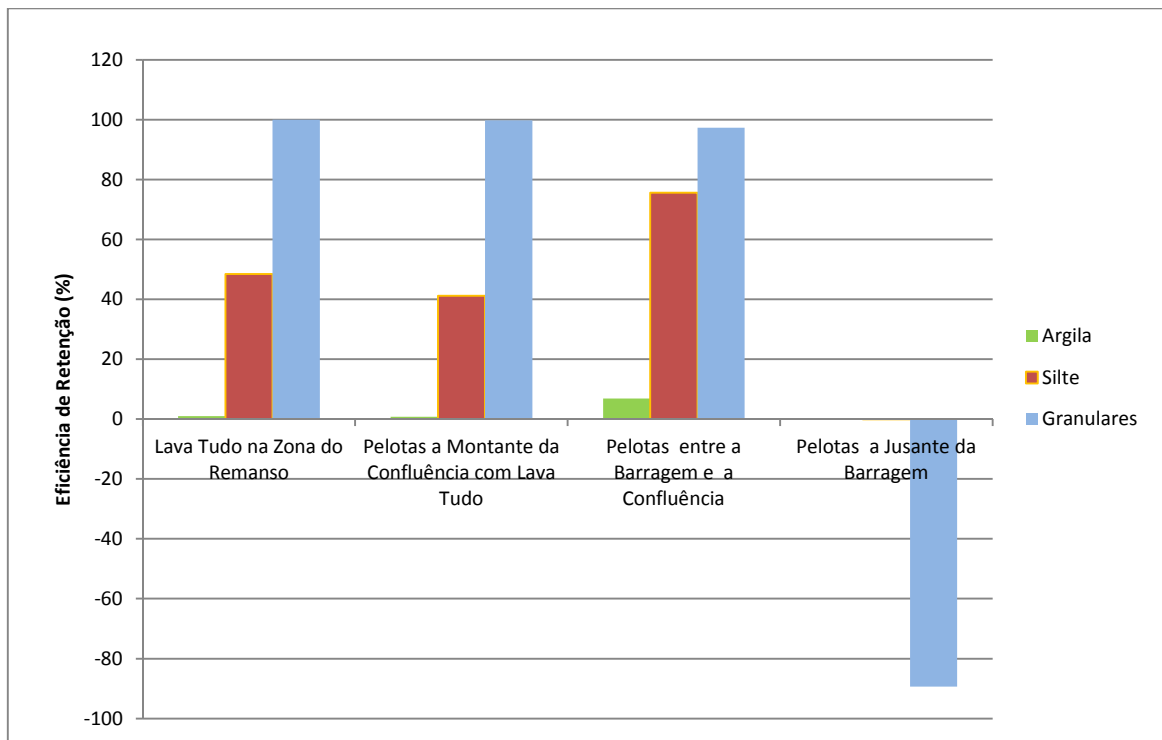
Alternativa BQGL - Balanço de Sedimentos na ADA.



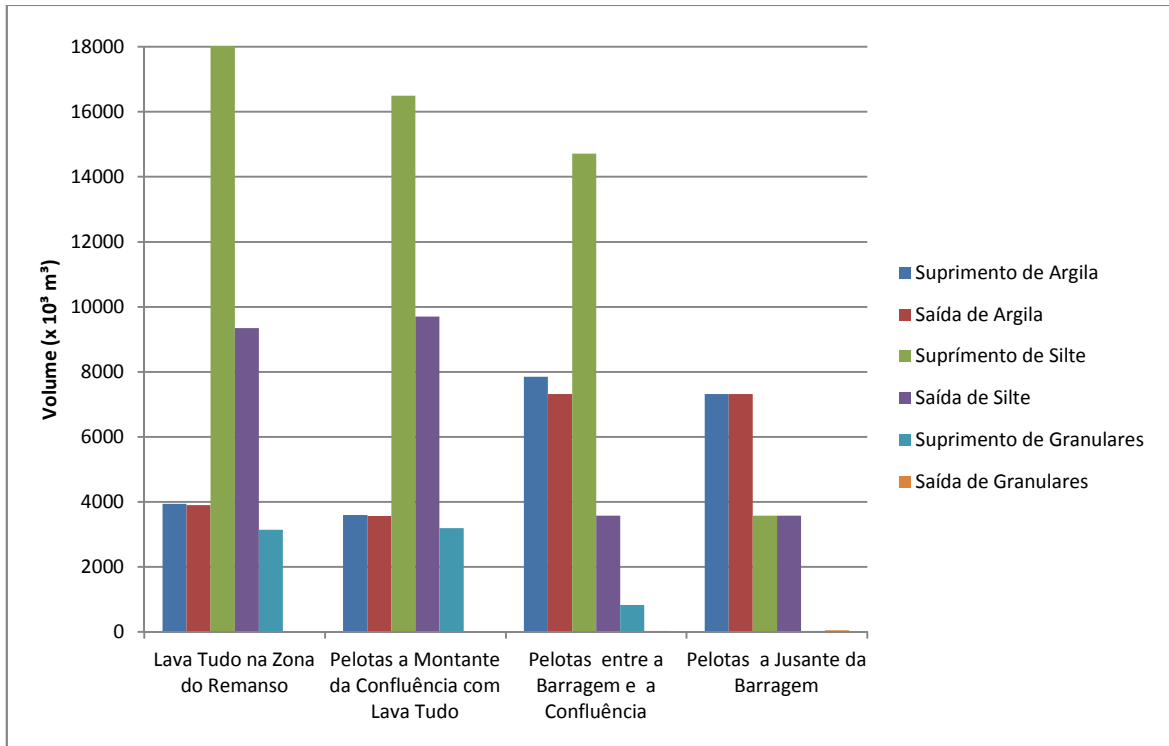
Alternativa BQGL - Eficiência de Retenção de Sedimentos.



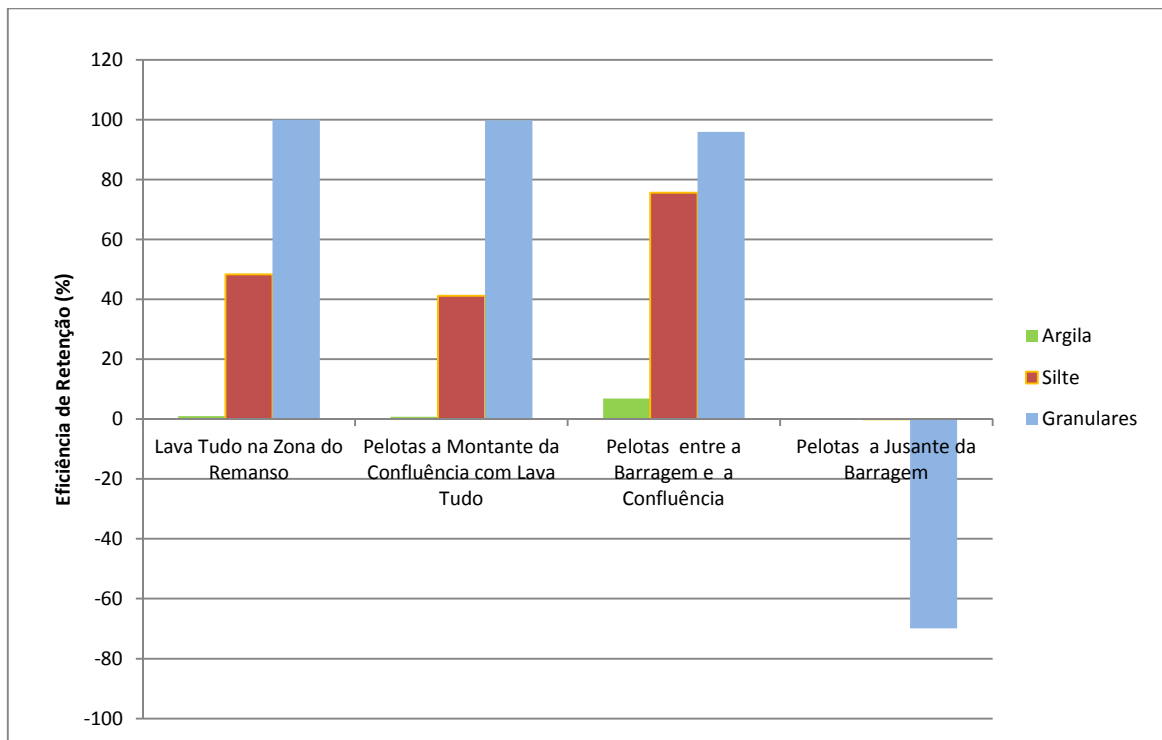
Alternativa BQGA - Balanço de Sedimentos na ADA.



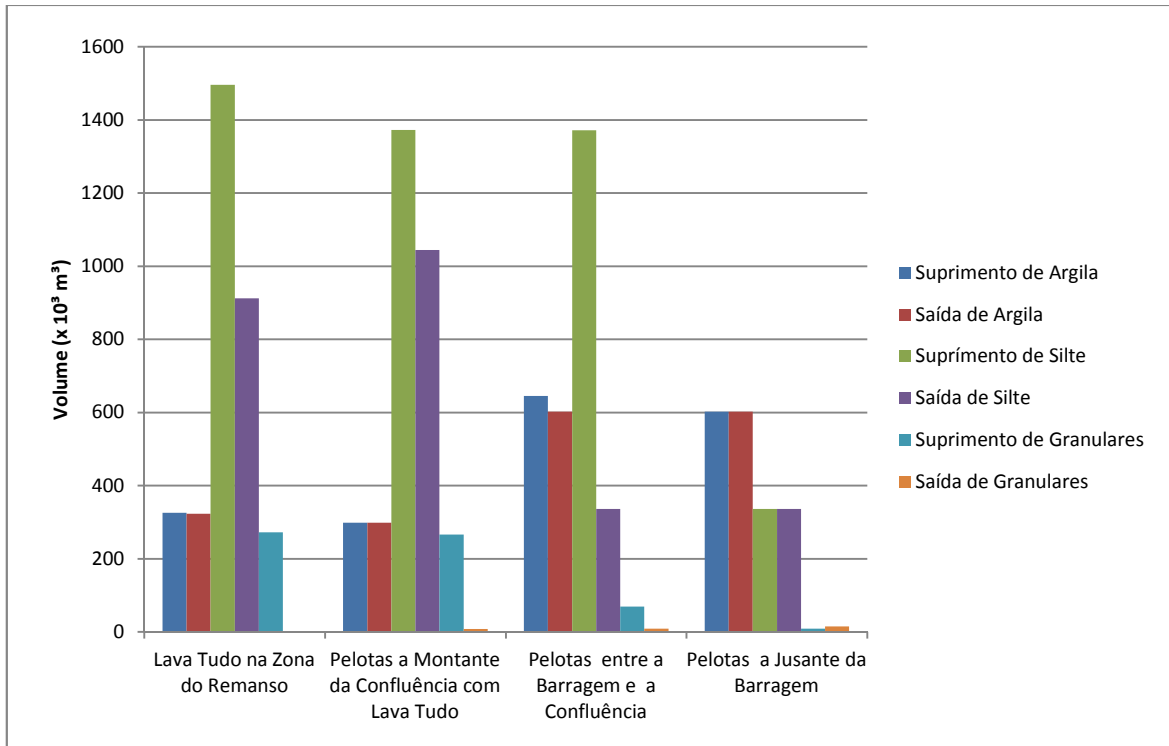
Alternativa BQGA - Eficiência de Retenção de Sedimentos.



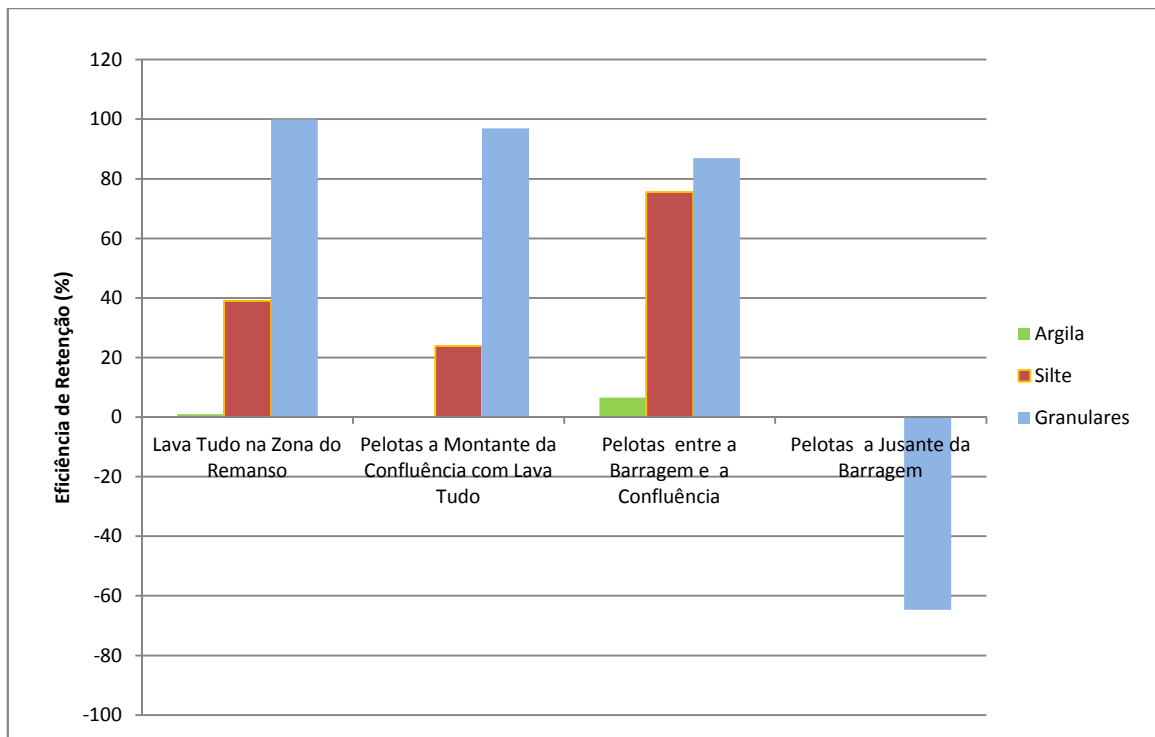
Alternativa BQGS - Balanço de Sedimentos na ADA.



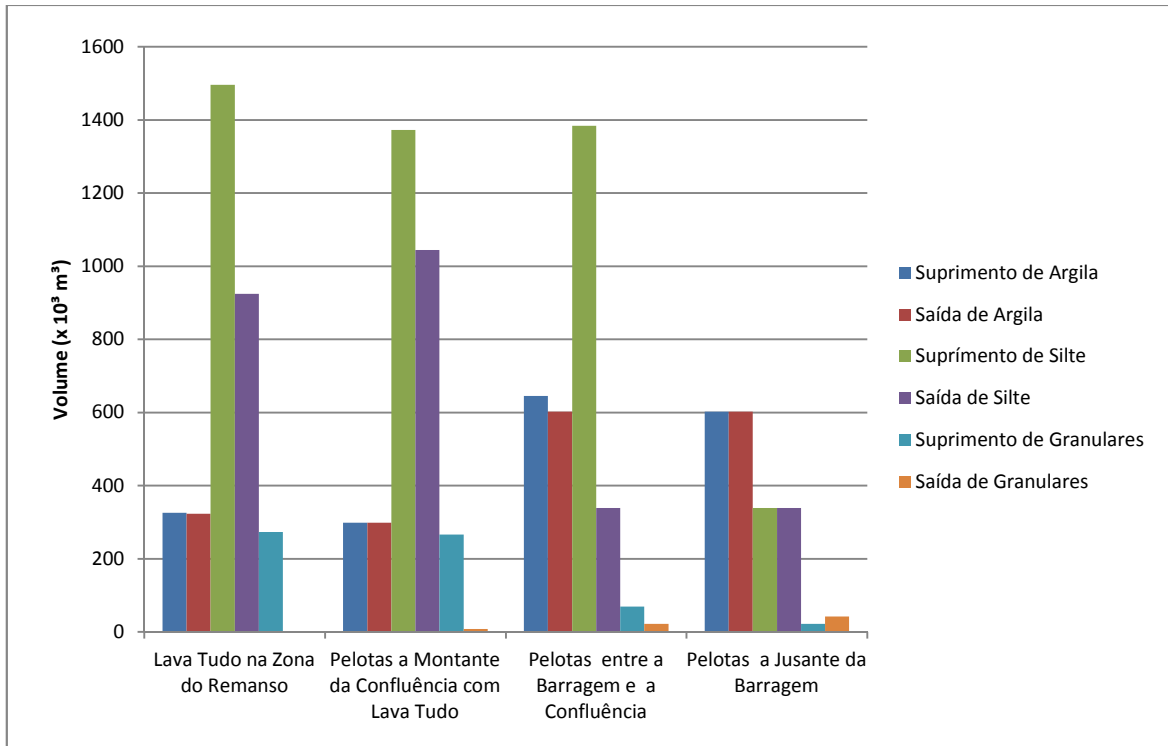
Alternativa BQGS - Eficiência de Retenção de Sedimentos.



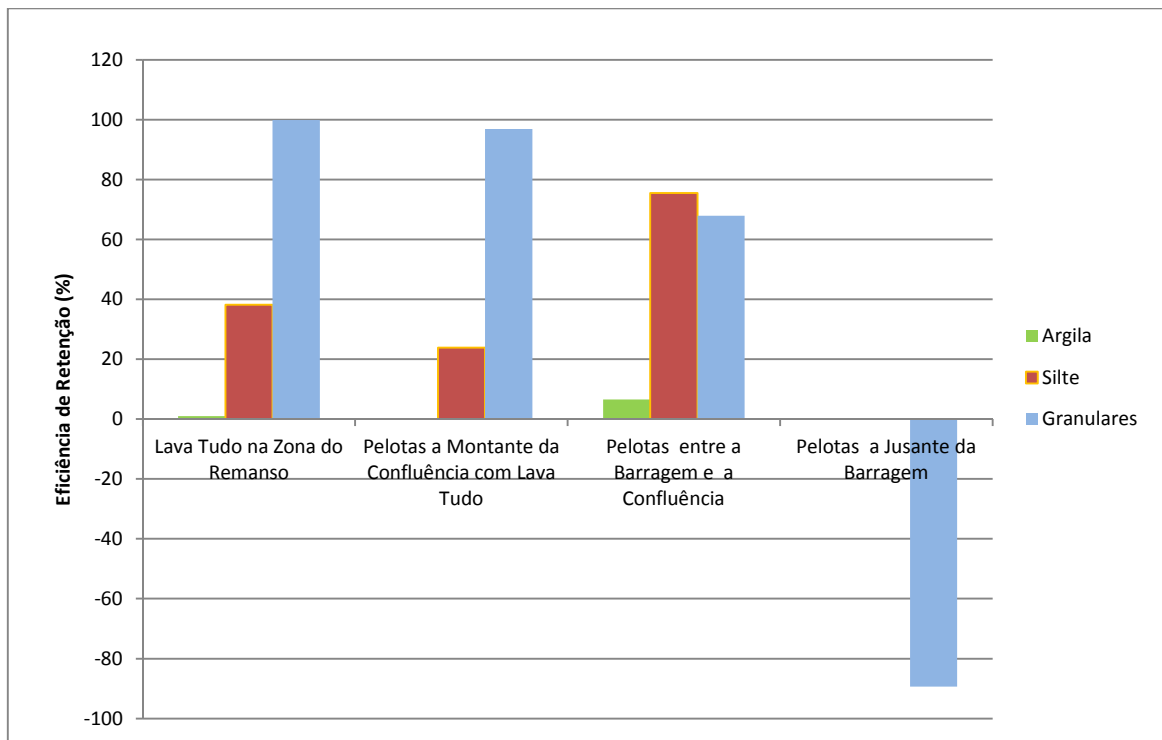
Alternativa BTGL - Balanço de Sedimentos na ADA.



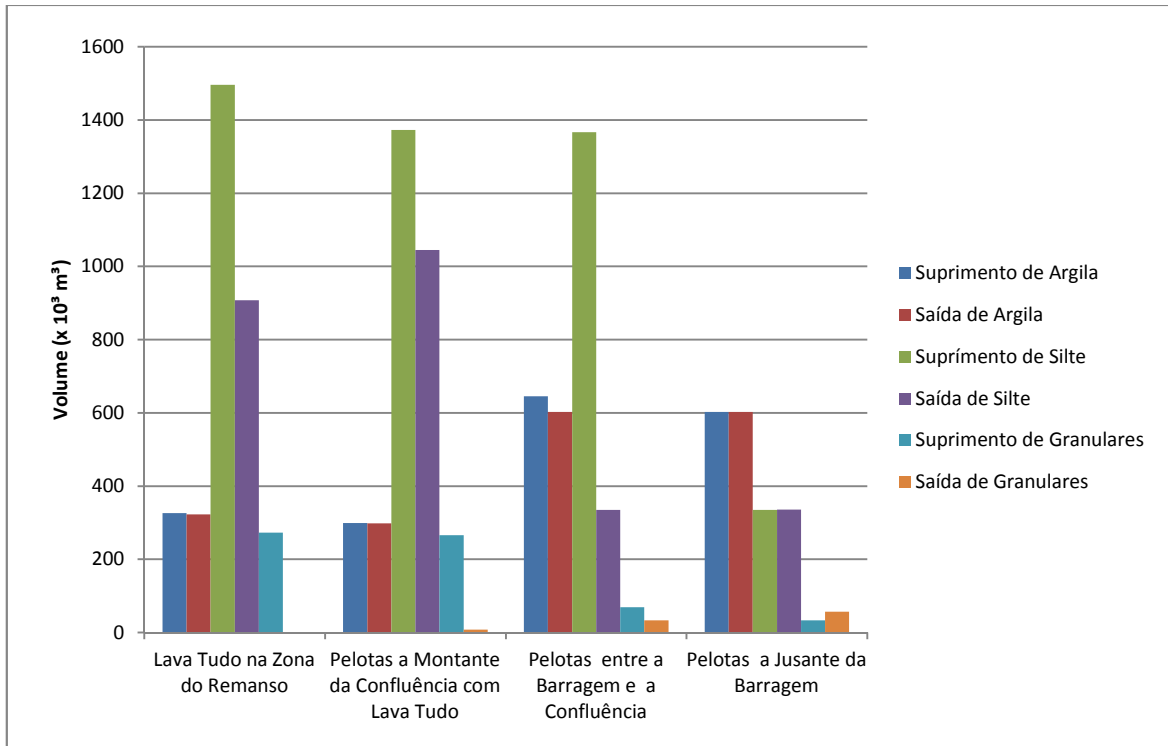
Alternativa BTGL - Eficiência de Retenção de Sedimentos.



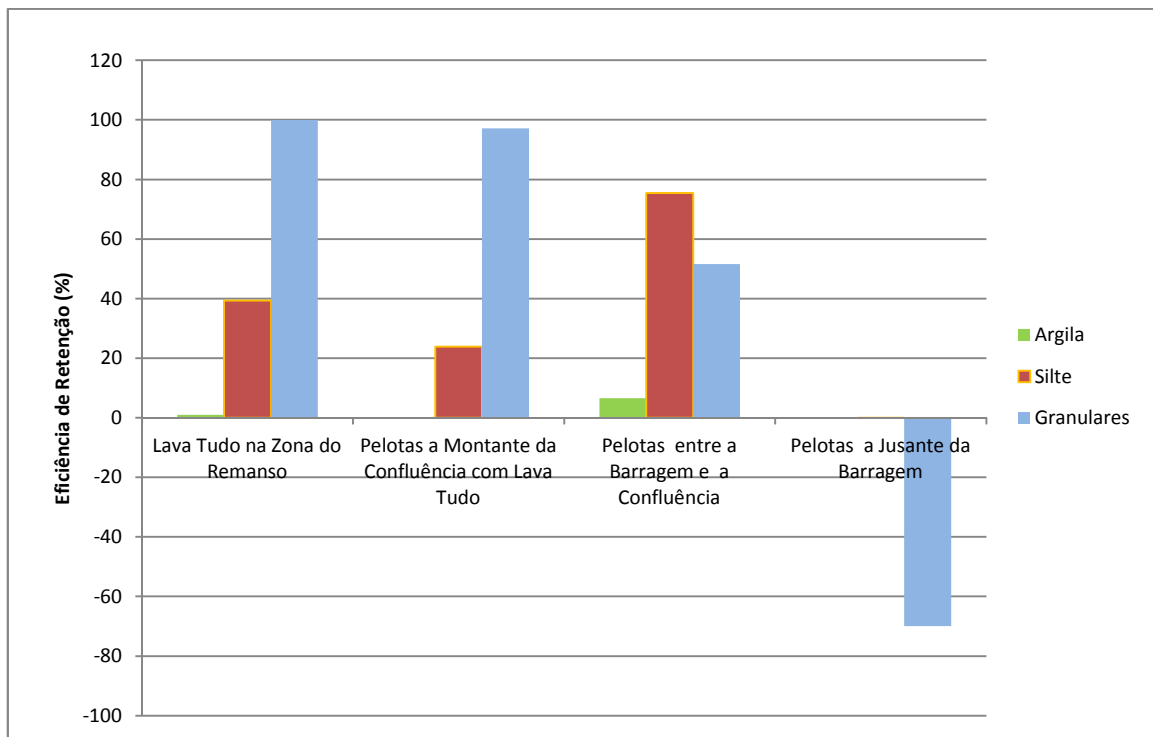
Alternativa BTGA - Balanço de Sedimentos na ADA.



Alternativa BTGA - Eficiência de Retenção de Sedimentos.



Alternativa BTGS - Balanço de Sedimentos na ADA.



Alternativa BTGS - Eficiência de Retenção de Sedimentos.

APÊNDICE LL– MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO

LL MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO

Nesta seção é descrita uma avaliação dos processos de estratificação, distribuição horizontal e as condições de eutrofização do reservatório de Pai Querê. O objetivo deste estudo foi avaliar a dinâmica da qualidade da água e de floração de algas na fase pós-enchimento através de um modelo matemático complexo IPH-TRIM3D-PCLake mediante diferentes cenários de remoção de vegetação, bem como as condições de estratificação do reservatório.

LL.1 Descrição do modelo de qualidade da água do reservatório

O IPH-TRIM3D-PCLake é um complexo sistema computacional desenvolvido pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH), voltado especialmente para entendimento da dinâmica dos processos físicos, químicos e biológicos de corpos d'água rasos e profundos, tais como, lagos, reservatórios e estuários (FRAGOSO JR. et al., 2009). Este modelo possui um módulo hidrodinâmico acoplado com os módulos químico e biológico (qualidade da água). Em resumo, este modelo descreve as mais importantes interações hidrodinâmicas e abióticas, além dos principais processos bióticos, com a finalidade de auxiliar o entendimento comportamental de um determinado ecossistema aquático e prever impactos considerando diferentes cenários de alterações. As diferenças espaciais dentro do corpo d'água podem ser levadas em consideração (e.g. área aberta, banhado) (Ilustração LL-1), onde é possível definir diferentes discretizações (e.g. unidimensional, bidimensional ou tridimensional) para os módulos hidrodinâmico e de qualidade da água.

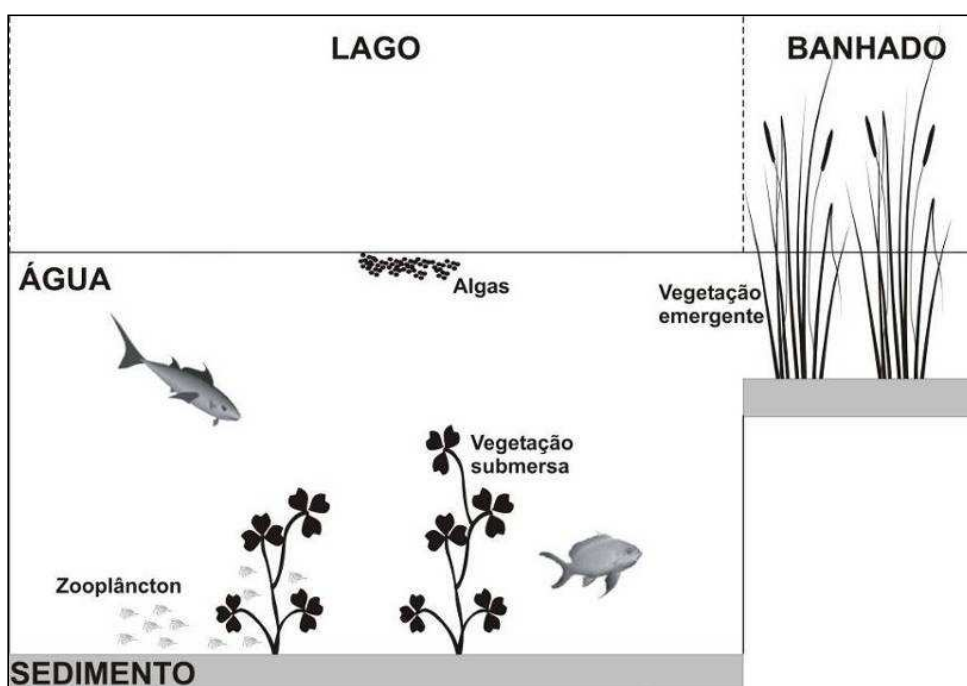


Ilustração LL-1. Estrutura esquemática do modelo IPH-TRIM3D-PCLake, mostrando a diferenciação espacial que pode ser levada em conta entre lago e banhado.

Este modelo é um produto de contínuas atualizações que teve como base a estrutura inicial do modelo IPH-TRIM2D em linguagem FORTRAN desenvolvida por COLLISCHONN & MARQUES (2003), podendo ser aplicado em microcomputadores do tipo PC. Em 2004, a versão inicial foi aperfeiçoada por Fragoso Jr. (2005) através da introdução de diversos mecanismos: (a) algoritmo de secagem e

inundação (CHENG et al., 1993; BAW, 1990); (b) incorporação de um ponderador temporal no esquema de diferenças finitas minimizando os erros numéricos (CASULLI & CATTANI, 1994); (c) mudança do esquema numérico aplicado aos termos advectivos da equação de transporte (GROSS et al., 1999; DEGHAN, 2004) e; (d) introdução de um módulo simplificado para estimativa da biomassa de fitoplâncton (CHAPRA, 1997). No ano seguinte, o modelo passaria a ser capaz de estimar o escoamento em três dimensões (IPH-TRIM3D). Contudo, ainda era explícita a necessidade de reformulação e ampliação do módulo de qualidade da água, bem como a criação de um novo módulo apto para representar as interações e processos biológicos. Foi então que, a partir de adaptações do modelo PCLake desenvolvido por Janse (2005), surgiu o modelo ecológico para ecossistemas aquáticos denominado IPH-TRIM3D-PCLake. A partir de então, esta versão foi aplicada em diversos ecossistemas aquáticos do mundo, apresentando resultados satisfatórios (FRAGOSO Jr., 2009).

O módulo hidrodinâmico estima os fluxos da água e níveis dinamicamente. A maioria dos componentes da água é sujeito a advecção e difusão e são modelados como concentrações ($g.m^{-3}$), no sedimento as variáveis de estado são definidas como concentrações por unidade de altura ($g.m^{-2}$).

O módulo de qualidade da água é composto por um grande número de equações diferenciais acopladas, uma para cada variáveis de estado, nos compartimentos água e sedimento (Quadro LL-1). A estrutura e os principais processos envolvidos são mostrados na Ilustração LL-2.

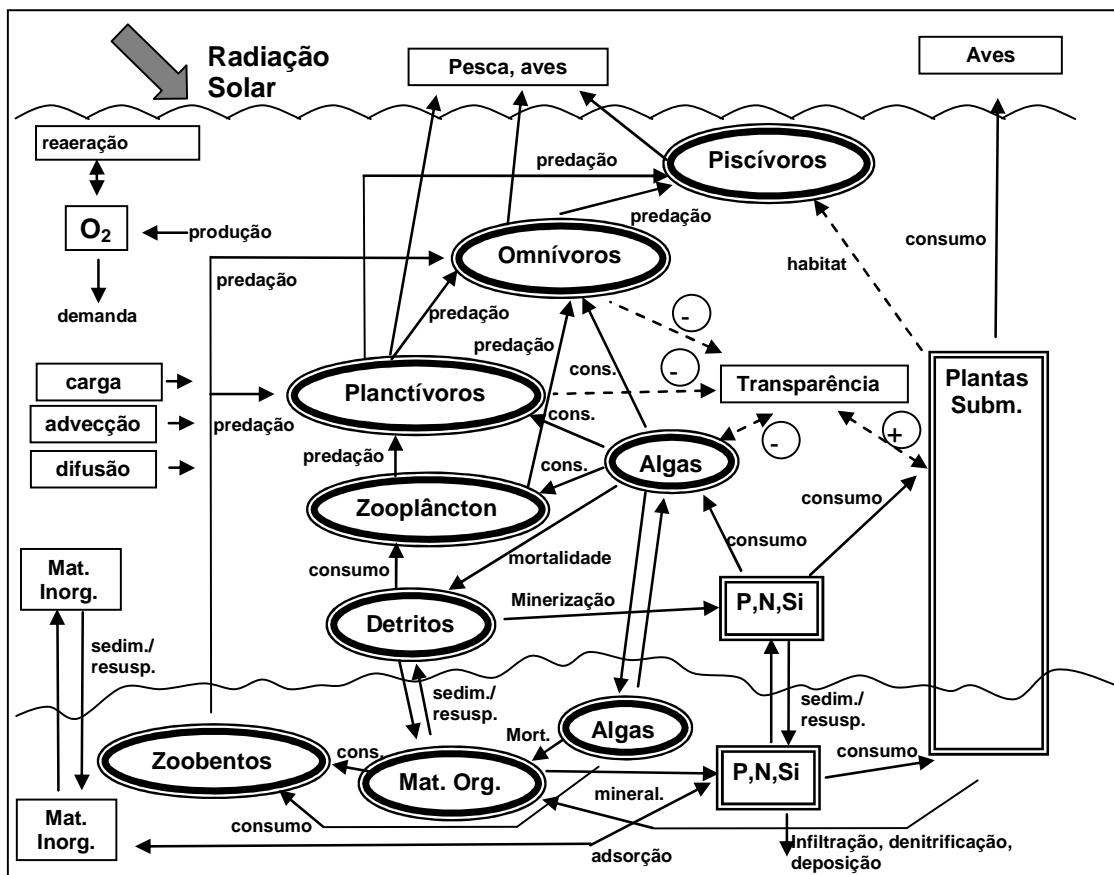


Ilustração LL-2. Estrutura simplificada do modelo IPH-TRIM3D-PCLAKE - fração do lago (Adaptado de JANSE, 2005).

Os ciclos de nitrogênio, fósforo e sílica são descritos como completamente fechados, desprezando fluxos externos e processos de perda, tais como denitrificação e deposição no sedimento. Isto foi

feito considerando no mínimo três compartimentos para cada componente da biota, por exemplo, peso seco, nitrogênio e fósforo. Desta forma é possível estimar as razões entre peso seco e nutrientes durante o processo de cálculo e verificar a posição trófica de cada elemento. Todos os processos bióticos tem uma escala de tempo diária, mas o passo de tempo da simulação pode ser escolhido menor com a finalidade de evitar erros numéricos.

Quadro LL-1. Variáveis de estado do IPH-TRIM3D-PCLAKE.

Descrição	Unid.	Na água	Peso s. (D)	Fósforo (P)	Nitrogênio (N)	Sílica (Si)	Oxig. (O ₂)
Componentes hidrodinâmicos:							
Profund. da água	[m]	sDepthW	-	-	-	-	-
Veloc. da água	[m s ⁻¹]	sVelW	-	-	-	-	-

Quadro LL-1. Variáveis de estado do IPH-TRIM3D-PCLAKE. (continuação)

Descrição	Unid.	Na água	Peso s. (D)	Fósforo (P)	Nitrogênio (N)	Sílica (Si)	Oxig. (O ₂)
Componentes abióticos na coluna d'água:							
Matéria Inorgânica	[g m ⁻³]		sDIMW	-	-	-	-
Detritos	[g m ⁻³]		sDDetW	sPDetW	sNDetW	sSiDetW	-
Nutrientes inorg.	[g m ⁻³]		-	sPO4W/ SPAIMW	sNH4W/ sNO3W	sSiO2W	-
Oxigênio	[g m ⁻³]		-	-	-	-	sO2W
Componentes abióticos no sedimento:							
Matéria Inorgânica	[g m ⁻²]		sDIMS	-	-	-	-
Húmus	[g m ⁻²]		sDHumS	sPHumS	sNHumS	-	-
Detritos	[g m ⁻²]		sDDetS	sPDetS	sNDetS	sSiDetS	-
Nutrientes inorg.	[g m ⁻²]		-	sPO4S/ SPAIMS	sNH4S/ sNO3S	sSiO2S	-
Fitoplâncton¹ na coluna d'água:							
Diatomáceas	[g m ⁻³]		sDDiatW	sPDiatW	sNDiatW	(oSiDiatW)	-
Algas verdes	[g m ⁻³]		sDGrenW	sPGrenW	sNGrenW	-	-
Cianobactérias	[g m ⁻³]		sDBlueW	sPBlueW	sNBlueW	-	-
Fitoplâncton³ no sedimento:							
Diatomáceas	[g m ⁻²]		sDDiatS	sPDiatS	sNDiatS	(aSiDiatS)	-
Algas verdes	[g m ⁻²]		sDGrenS	sPGrenS	sNGrenS	-	-
Cianobactérias	[g m ⁻²]		sDBlueS	sPBlueS	sNBlueS	-	-
Vegetação ²	[g m ⁻²]		sDVeg	sPVeg	sNVeg	-	-
Grupo de animais aquáticos³:							
Zooplâncton	[g m ⁻²]		sDZoo	sPZoo	sNZoo	-	-
Zoobentos	[g m ⁻²]		sDBent	sPBent	sNBent	-	-
Omnívoros Juvenil	[g m ⁻²]		sDOniJv	sPOniJv	sNOniJv	-	-
Omnívoros Adulto	[g m ⁻²]		sDOniAd	sPOniAd	sNOniAd	-	-

Quadro LL-1. Variáveis de estado do IPH-TRIM3D-PCLAKE. (continuação)

Descrição	Unid.	Na água	Peso s. (D)	Fósforo (P)	Nitrogênio (N)	Sílica (Si)	Oxig. (O ₂)
-----------	-------	---------	-------------	-------------	----------------	-------------	-------------------------

¹ O fitoplâncton pode ser agrupado em um grupo, sDPhyt.

² As macrófitas aquáticas podem ser divididas em diversos grupos, tais como, não enraizadas (sDCera), enraizadas (sDElod), flutuantes (sDNymp) e emergentes (sDHelo).

³ Os animais aquáticos podem ser, opcionalmente, retirados da simulação.

APÊNDICES

Planctívoro Juvenil	[g m ⁻²]		sDP plankJv	sP plankJv	sN plankJv	-	-
Planctívoro Adulto	[g m ⁻²]		sDP plankAd	sP plankAd	sN plankAd	-	-
Piscívoros	[g m ⁻²]		sDPisc	sDPisc	sDPisc	-	-

Legenda: s=variável de estado; D=peso seco.

O modelo também possui um complexo módulo para avaliar a dinâmica de nutrientes e organismos no sedimento. Ele considera que a troca de matéria inorgânica e orgânica entre água e sedimento pode acontecer via sedimentação e ressuspensão. A mineralização dos detritos é descrita com um processo de primeira ordem, dependendo da temperatura. Húmus (matéria orgânica refratária) é assumido ser mineralizado muito lentamente. Os nutrientes liberados são dissolvidos no poro do sedimento. O fósforo inorgânico no sedimento é sujeito à adsorção reversiva, podendo aumentar com o conteúdo de lodo no sedimento e com a proporção aeróbica. O oxigênio no sedimento é modelado em função da concentração de oxigênio na água, da demanda de oxigênio no sedimento e a taxa de difusão. A nitrificação do NH₄ aumenta e a desnitrificação diminui com a proporção aeróbica do sedimento. As trocas de fósforo e nitrogênio dissolvido entre a água e o sedimento são modeladas de acordo com a diferença de concentração dos dois compartimentos.

Todos os organismos aquáticos são modelados como grandes grupos funcionais. Além de um fluxo de massa determinístico, o modelo também considera algumas relações empíricas entre componentes como, por exemplo, o impacto dos peixes omnívoros, planctívoros e macrófitas na ressuspensão.

Os blocos em duplo são modelados por compartimentos compostos por peso seco e nutrientes (P, N e Si). Três grupos funcionais de fitoplâncton podem ser definidos: cianobactérias, diatomáceas e algas verdes. As macrófitas aquáticas podem ser divididas em enraizadas, não enraizadas, flutuantes e emergentes. Os peixes omnívoros e planctívoros tem dois estágios de vida: juvenil e adulto. As setas sólidas representam os fluxos de massa e as setas tracejadas denotam relações empíricas (o sinal de menos indica uma influência negativa na transparência da água, caso contrário positiva).

LL.1.1 Lista de equações diferenciais

A lista de equações diferenciais por compartimento é apresentada logo abaixo. As variáveis de estado são expressas por s-, as derivadas por d-, outras variáveis por -a, concentrações por -o, e processos por w- (fluxo por volume) e t- (fluxo por área).

Os processos de transporte de massa, tais como advecção e dispersão, são descritos para a maioria dos componentes presentes na água conforme a seguinte equação:

$$\frac{\partial(HC)}{\partial t} + \frac{\partial(uCH)}{\partial x} + \frac{\partial(vCH)}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_h \frac{\partial(HC)}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_h \frac{\partial(HC)}{\partial y} \right) + dC|_{fontes}$$

onde: C = concentração escalar média na vertical;

u e v = velocidades médias horizontais nas direções x e y, respectivamente;

K_h = difusividade escalar horizontal;

$dC|_{fontes}$ = termo de fontes para cada elemento que será descrito detalhadamente a seguir.

Os componentes no sedimento não são sujeitos aos processos de transporte de massa.

LL.1.1.1 Matéria orgânica e inorgânica

$$dDIMW = uDLoadIMsDepthW + (uDErosIMW - tDSetIM - tDResusIM) / sDepthW - aRelDeltaW \cdot sDIMW$$

= carga + erosão – sedimentação + ressuspensão – correção pela deposição

(Matéria inorgânica na água)

$$dDDetW = uDLoadDet / sDepthW + (-tDSetDet + tDRe susDet) / sDepthW - wDMinDetW + wDMortPhytW + (tDMortVegW + tDEgesBird) / sDepthW - wDConsDetZoo + wDEgesZoo + wDMortZoo + (tDEgesFish + tDMortFishDet) / sDepthW - aRelDeltaW \cdot sDDetW$$

$$dPDetW = uPLoadDet / sDepthW + (-tPSetDet + tPRe susDet) / sDepthW - wPMinDetW + wPMortPhytW + (tPMortVegW + tPEgesBird) / sDepthW - wPConsDetZoo + wPEgesZoo + wPMortZoo + (tPEgesFish + tPMortFishDet) / sDepthW - aRelDeltaW \cdot sPDetW$$

$$dNDetW = uNLoadDet / sDepthW + (-tNSetDet + tNRe susDet) / sDepthW - wNMinDetW + wNMortPhytW + (tNMortVegW + tNEgesBird) / sDepthW - wNConsDetZoo + wNEgesZoo + wNMortZoo + (tNEgesFish + tNMortFishDet) / sDepthW - aRelDeltaW \cdot sNDetW$$

= carga – sedimentação + ressuspensão – mineralização + mortalidade das algas + mortalidade da vegetação aquática na água + evacuação das aves – consumo por zooplâncton – evacuação do zooplâncton + evacuação e mortalidade dos peixes – correção pela deposição

(Detritos na água - peso seco, fósforo e nitrogênio)

$$dSiDetW = uSiLoadDet / sDepthW + (-tSiSetDet + tSiRe susDet) / sDepthW - wSiMinDetW + wSiMortDiatW - wSiConsDiatZoo + aRelDeltaW \cdot sSiDetW$$

= carga – sedimentação + ressuspensão – mineralização + mortalidade das diatomáceas + consumo por zooplâncton – correção pela deposição

(Detritos na água - sílica)

$$dDIMS = uDErosIMS + tDSetIM - tDRe susIM - tDBurIM$$

= erosão + sedimentação – ressuspensão – deposição

(Matéria inorgânica no sedimento)

$$dDHumS = uDErosOM + fRefrDetS \cdot tDMinDetS - tDMinHumS - tDBurHum$$

$$dPHumS = uPErosOM + fRefrDetS \cdot tPMinDetS - tPMinHumS - tPBurHum$$

$$dNHumS = uNErosOM + fRefrDetS \cdot tNMinDetS - tNMinHumS - tNBurHum$$

APÊNDICES

= erosão + humificação – mineralização – deposição

(Húmus no sedimento)

$$dDDetS = tDSetDet - tDRe.susDet - tDMinDet - tDBurDet + tDMortPhytS + tDMortVegS - tDConsDetBent + tDEgesBent + tDMortBent$$

$$dPDetS = tPSetDet - tPRe.susDet - tPMinDet - tPBurDet + tPMortPhytDetS + tPMortVegDetS - tPConsDetBent + tPEgesBent + tPMortBent$$

$$dNDetS = tNSetDet - tNRe.susDet - tNMinDet - tNBurDet + tNMortPhytDetS + tNMortVegDetS - tNConsDetBent + tNEgesBent + tNMortBent$$

= sedimentação – ressuspensão – mineralização – deposição + mortalidade das algas no sed. + mortalidade das macrófitas no sed. – consumo por zoobentos + mortalidade e evacuação do zoobentos

(Detritos no sedimento - peso seco, fósforo e nitrogênio)

$$dSiDetS = tSiSetDet - tSiRe.susDet - tSiMinDet - tSiBurDet + tSiMortDia tDetS + tSiConsDia tBent$$

= sedimentação – ressuspensão – mineralização – deposição + mortalidade das diatomáceas no sed. – consumo por zoobentos

(Detritos no sedimento - sílica)

LL.1.1.2 Nutrientes inorgânicos

$$dPO4W = uPLoadPO4 / sDepthW + cPBackLoad + wPMinDetW - wPSorpIMW + (tPDifPO4 + tPRe.susPO4 - tPInfPO4W) / sDepthW - wPUptPhyt + wPEXcrPhytW + wPMortPhytPO4W + (-tPUptVegW + tPEXcrVegW + tPMortVegPO4W + tPEgesBirdPO4) / sDepthW + wPEXcrZoo + wPEgesZooPO4 + wPMortZooPO4 + (tPEXcrFishPO4 + tPEgesFishPO4) / sDepthW - aReIDeltaW \cdot sPO4W$$

= carga + carga constante + mineralização – adsorção – difusão do sedimento + ressuspensão – infiltração – assimilação das algas + excreção das algas + parte da mortalidade das algas + evacuação das aves + excreção, parte da evacuação e mortalidade do zooplâncton + excreção, parte da evacuação e mortalidade dos peixes – correção pela deposição

(PO4 na água)

$$dPAIMW = uPLoadAIM / sDepthW + (tPRe.susAIM - tPSetAIM) / sDepthW + wPSorpIMW - aReIDeltaW \cdot sPO4W$$

= carga + ressuspensão – sedimentação + adsorção – correção pela deposição

(Fósforo adsorvido na água)

$$dPO4S = tPInfPO4W - tPINfPO4S + (1 - f Re frDetS) \cdot tPMinDetS + tPMinHum - tPSorpoIMS - tPRe susPO4 - tPDifPO4 - tPDifGroundPO4 - tPBurPO4 + tPExcrPhytS + tPMortPhytPO4S - tPUptVegS + tPExcrVegS + tPMortVegPO4S + tPExcrBent + tPEgesBentPO4 + tPMortBentPO4$$

= infiltração para o sedimento – infiltração para camadas mais profundas + mineralização de detritos e húmus – adsorção – ressuspensão – difusão para água e camadas mais profundas – deposição + excreção e parte da mortalidade das algas – assimilação das macrófitas do sed. + excreção das macrófitas do sed. + excreção, parte da evacuação e mortalidade do zoobentos

(PO4 no sedimento)

$$dPAIMS = tPSetAIM - tRe susAIM + tPSorpoIMS - tPBurAIM$$

= sedimentação – ressuspensão + adsorção – deposição

(Fósforo adsorvido no sedimento)

$$dNH4W = uNLoadNH4 / sDepthW + cNBackLoad + wNMinDetW - wNNitrW + (tNDifNH4 + tNRe susNH4 - tNInfNH4W) / sDepthW - wNUptPhyt + wNExcrPhytW + wNMortPhytNH4W + (-tNUptVegW + tNExcrVegW + tNMortVegNH4W + tNEgesBirdNH4) / sDepthW + wNExcrZoo + wNEgesZooNH4 + wNMortZooNH4 + (tNExcrFishNH4 + tNEgesFishNH4) / sDepthW - aRelDeltaW \cdot sNH4W$$

= carga + carga constante + mineralização – nitrificação – difusão do sedimento + ressuspensão – infiltração – assimilação das algas + excreção das algas + parte da mortalidade das algas + assimilação das macrófitas + excreção das macrófitas + parte da mortalidade das macrófitas + evacuação das aves + excreção, parte da evacuação e mortalidade do zooplâncton + excreção, parte da evacuação e mortalidade dos peixes – correção pela deposição

(NH4 na água)

$$dNO3W = uNLoadNO3 / sDepthW + wNNitrW - wNDenitW + (tNDifNO3 + tNRe susNO3 - tNInfNO3W) / sDepthW - wNUptNO3Phyt - tNUptVegW / sDepthW - aRelDeltaW \cdot sNO3W$$

= carga + nitrificação – denitrificação – difusão do sedimento + ressuspensão – infiltração – assimilação das algas – assimilação das macrófitas – correção pela deposição

(NH4 na água)

$$dNH4S = tNInfNH4W - tNInfNH4S + (1 - f Re frDetS) \cdot tNMinDetS + tNMinHum - tNRe susNH4 - tNDifNH4 - tNDifGroundNH4 - tNNitrS - tNBurNH4 + tNExcrPhytS + tNMortPhytNH4S - tNUptNH4VegS + tNExcrVegS + tNMortVegNH4S + tNExcrBent + tNEgesBentNH4S - tNMortBentNH4$$

= infiltração para o sedimento – infiltração para camadas mais profundas + mineralização de detritos e húmus – ressuspensão – difusão para água e camadas mais profundas – nitrificação no sed. – deposição + excreção e parte da mortalidade das algas – assimilação das macrófitas no sed. + excreção das macrófitas no sed. + parte da mortalidade das macrófitas + excreção, parte da evacuação e mortalidade do zoobentos

(NH4 no sedimento)

APÊNDICES

$$dNO_3S = tN_{InfNO_3W} - tN_{InfNO_3S} + tN_{NitrS} - tN_{DenitS} - tN_{Re\ susNO_3} - tN_{DifNO_3} - tN_{DifGroundNO_3} - tN_{BurNO_3} + tN_{UptNO_3VegS}$$

= infiltração para o sedimento – infiltração para camadas mais profundas + nitrificação no sed. – denitrificação – ressuspensão – difusão para água e camadas mais profundas – deposição – assimilação das macrófitas no sed.

(NO₃ no sedimento)

$$dSiO_2W = uSiLoadSiO_2 / sDepthW + wSiMinDetW + (1 - f_{Re\ frDetS}) \cdot tSiMinDetS / sDepthW - wSiUptDiat + wSiExcrDiatW + tSiExcrDiatS / sDepthW - a_{RelDeltaW} \cdot sSiO_2W$$

= carga + mineralização – assimilação das diatomáceas + excreção das diatomáceas – correção pela deposição

(SiO₂ na água)

LL.1.1.3 Oxigênio dissolvido

$$dO_2W = uO_2LoadO_2 / sDepthW + tO_2Aer / sDepthW - wO_2MinDetW - wO_2NitrW - (tO_2MinDetS + tO_2NitrS) / sDepthW + wO_2Pr\ odPhyt - wO_2Pr\ espPhytW + wO_2UptNO_3Phyt + (tO_2Pr\ odVegW - tO_2Re\ spVegW + tO_2UptNO_3VegW) / sDepthW - a_{RelDeltaW} \cdot sO_2W$$

= carga +reaeração – mineralização – nitrificação – demanda de oxigênio no sed. + produção de algas – respiração das algas + assimilação do nitrato pelas algas + produção de macrófitas – respiração das macrófitas + assimilação do nitrato pelas macrófitas – correção pela deposição

(O₂ na água)

LL.1.1.4 Fitoplâncton

$$dDPhytW = uDloadPhyt / sDepthW + wDAssPhyt - wDRe\ spPhytW - wDMortPhytW + (-tDSetPhyt + tDRe\ susPhyt) / sDepthW - wDConsPhytZoo - wDConsPhytOni - wDConsPhytPlank - a_{RelDeltaW} \cdot sDPhytW$$

= carga + produção – respiração – mortalidade – sedimentação + ressuspensão – consumo pelo zooplâncton – consumo pelo peixe omnívoro e planctívoro– correção pela deposição

(Fitoplâncton na água - peso seco)

$$dPPhytW = uPloadPhyt / sDepthW + wPUptPhyt - wPExcrPhytW - wPMortPhytW + (-tPSetPhyt + tPRe\ susPhyt) / sDepthW - wPConsPhytZoo - wPConsPhytOni - wPConsPhytPlank - a_{RelDeltaW} \cdot sPPhytW$$

= carga + consumo de fósforo – excreção – mortalidade – sedimentação + ressuspensão – consumo pelo zooplâncton – consumo pelo peixe omnívoro e planctívoro – correção pela deposição

(Fitoplâncton na água - fósforo)

$$dNPhytW = uNloadPhyt / sDepthW + wNUptPhyt - wNExcrPhytW - wNMortPhytW + (-tNSetPhyt + tN Re susPhyt) / sDepthW - wNConsPhytZoo - wNConsPhytOni - wNConsPhytPlank - a Re lDeltaW \cdot sNPhytW$$

= carga + consumo de nitrogênio – excreção – mortalidade – sedimentação + ressuspensão – consumo pelo zooplâncton – consumo pelo peixe omnívoro e planctívoro – correção pela deposição (Fitoplâncton na água - nitrogênio)

$$dDPhytS = tDSetPhyt - tD Re susPhyt - tDMortPhytS - tD Re spPhytS - tDConsPhytBent$$

$$dPPhytS = tPSetPhyt - tP Re susPhyt - tPMortPhytS - tPExcrPhytS - tPConsPhytBent$$

$$dNPhytS = tNSetPhyt - tN Re susPhyt - tNMortPhytS - tNExcrPhytS - tNConsPhytBent$$

= sedimentação – ressuspensão – mortalidade – respiração ou excreção – consumo por zoobentos (Fitoplâncton no sedimento)

Obs: As mesmas equações são utilizadas para os três grupos funcionais de fitoplâncton: algas verdes, cianobactérias e diatomáceas.

LL.1.1.5 Macrófitas aquáticas

$$dDVeg = tDPr odVeg - tD Re spVeg - tDMortVeg + tDGrazBird - tDManVeg$$

= produção – respiração – mortalidade – consumo pelas aves – corte (macrófitas - peso seco)

$$dPVeg = tPUptVeg - tPExcrVeg - tPMortVeg + tPGrazBird - tPManVeg$$

= consumo de fósforo – excreção – mortalidade – consumo pelas aves – corte (macrófitas - fósforo)

$$dNVeg = tNUptVeg - tNExcrVeg - tNMortVeg + tNGrazBird - tNManVeg$$

= consumo de nitrogênio – excreção – mortalidade – consumo pelas aves – corte (macrófitas - nitrogênio)

Obs: As mesmas equações são utilizadas para os quatro grupos funcionais de macrófitas: enraizadas, não enraizadas, flutuantes e emergentes.

LL.1.1.6 Animais aquáticos

$$dDZoo = wDAssZoo - wD Re spZoo - wDMortZoo - (tDConsOniZoo + tDConsPlan kZoo) / sDepthW - a Re lDeltaW \cdot sDZoo$$

= assimilação – respiração – mortalidade – predação por peixes omnívoros e planctívoros – correção pela deposição

APÊNDICES

(zooplâncton - peso seco)

$$dDBent = tDAssBent - tD Re spBent - tDMortBent - tDConsOniB ent + tDConsPlan kBent$$

= assimilação – respiração – mortalidade – predação por peixes omnívoros e planctívoros

(zoobentos - peso seco)

$$dDOniJv = tDRe prOni - tDAgeOni + tDAssOniJv - tDRe spOniJv - tDMortOniJv - tDConsOniJvPisc$$

= reprodução – mudança de estágio + assimilação – respiração – mortalidade – predação por peixes piscívoros

(peixe omnívoro juvenil - peso seco)

$$dDOniAd = tDAgeOni - tDRe prOni + tDAssOniAd - tDRe spOniAd - tDMortOniAd - tDConsOniAdPisc - tDHarvOniAd$$

= mudança de estágio – reprodução + assimilação – respiração – mortalidade – predação por peixes piscívoros – pesca

(peixe omnívoro adulto - peso seco)

$$dDPlankJv = tD Re prPlank - tDAgePlank + tDAssPlank Jv - tD Re spPlankJv - tDMortPlan kJv - tDConsPlan kJvPisc - tDConsPlan kJvOniAd$$

= reprodução – mudança de estágio + assimilação – respiração – mortalidade – predação por peixes piscívoros e omnívoros adulto

(peixe planctívoro juvenil - peso seco)

$$dDPlankAd = tDAgePlank - tD Re prPlank + tDAssPlank Ad - tD Re spPlankAd - tDMortPlan kAd - tDConsPlan kAdPisc - tDConsPlan kAdOniAd - tDHarvPlan kAd$$

= mudança de estágio – reprodução + assimilação – respiração – mortalidade – predação por peixes piscívoros e omnívoros adulto – pesca

(peixe planctívoro adulto - peso seco)

$$dDPisc = tDAssPisc - tD Re spPisc - tDMortPisc - tDHarvPisc$$

= assimilação – respiração – mortalidade – pesca

(peixe piscívoro - peso seco)

Obs: As equações diferenciais para os compartimentos de fósforo e nitrogênio para cada animal aquático é similar as de peso seco, conforme apresentado anteriormente.

LL.1.2 Implementação em linguagem FORTRAN

O modelo IPH-TRIM3D-PCLAKE tem uma estrutura modular, ou seja, os processos foram desmembrados nos seguintes módulos:

APÊNDICES

1. Módulo inicial: definição das componentes do modelo, inicialização das variáveis, leitura dos parâmetros, condições iniciais e de contorno, cálculos preliminares.
2. Módulo hidrodinâmico: resolve as equações de escoamento gerando campos de velocidade nas três direções e valores do nível da água em cada uma das células, para cada intervalo de tempo de cálculo.
3. Módulo Abiótico: estima as principais variáveis de qualidade na água e no sedimento.
4. Módulo de fitoplâncton: avalia os processos relacionados ao transporte, crescimento e perda de sua biomassa.
5. Módulo de macrófitas: avalia os processos de crescimento e perda da vegetação aquática.
6. Módulo de animais aquáticos: calcula os principais processos relacionados ao zooplâncton, zoobentos e peixes.
7. Módulo de banhado: programa direcionado para cálculo dos principais processos decorrentes em áreas úmidas com macrófitas aquáticas emergentes (opcional).

Uma ilustração esquemática mostra o processo de cálculo do modelo (Ilustração LL-3). Opcionalmente, as variáveis hidrodinâmicas e abióticas podem ser armazenadas em um banco de dados, deixando, desta forma, o modelo desacoplado para o cálculo das variáveis biológicas. Entretanto, o uso desse esquema pode gerar um banco de dados amplo, muitas vezes incapaz de ser armazenado.

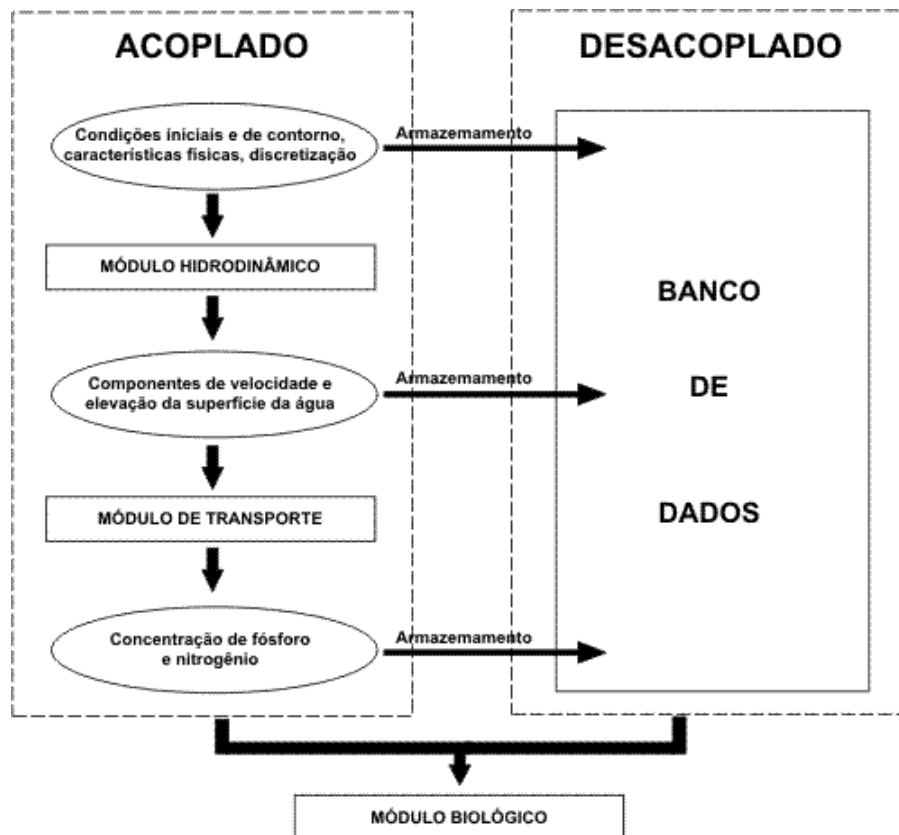


Ilustração LL-3. Representação esquemática dos processos de cálculo utilizados no modelo. O módulo biológico é dividido em submódulos, capazes de calcular: (a) fitoplâncton na água e no sedimento; (b) macrófitas aquáticas; (c) animais aquáticos, tais como, zooplâncton, zoobentos e peixes.

LL.2 Discretização e Batimetria do reservatório

A discretização está relacionada ao ato de segmentar um sistema, criteriosamente, em diversas partes (isto é, em um número finito de volumes de controle), a fim de representar a equação diferencial por uma solução numérica. A discretização é realizada no tempo e/ou no espaço. Uma discretização temporal é aplicada toda vez que a variável de interesse não apresenta valores constantes ao longo do tempo (regime não-permanente). Além disso, se esta mesma variável está sujeita a variações de valores (gradientes) dentro do domínio, uma discretização espacial é fundamental no intuito de avaliar sua variabilidade ao longo do sistema.

Uma discretização inadequada pode conduzir a falsos resultados das variáveis de interesse através dos erros numéricos. Os erros podem produzir instabilidade numérica (devido a erros de truncamento na expansão da série e erros de arredondamentos) e/ou imprecisão da solução (erros de amortecimentos e de dispersão numérica) (Tucci, 1998).

De acordo com os critérios de precisão e estabilidade foi possível estabelecer os valores de discretização no tempo e no espaço adequados, os quais se encaixam, com folga, dentro dos limites de precisão (aproximação da solução real) e estabilidade do modelo. Para a simulação do reservatório Pai Querê foi utilizada uma discretização com células de 200 x 200 m, resultando em uma malha constituída por 87 linhas e 248 colunas, formando um total de 21.576 elementos, dos quais apenas 1.403 células (6,5 %) são células computacionais ativas, e são realmente utilizados no processo de cálculo. As células restantes ficam inativas, sem acrescentar esforços computacionais ao modelo (Ilustração LL-4).

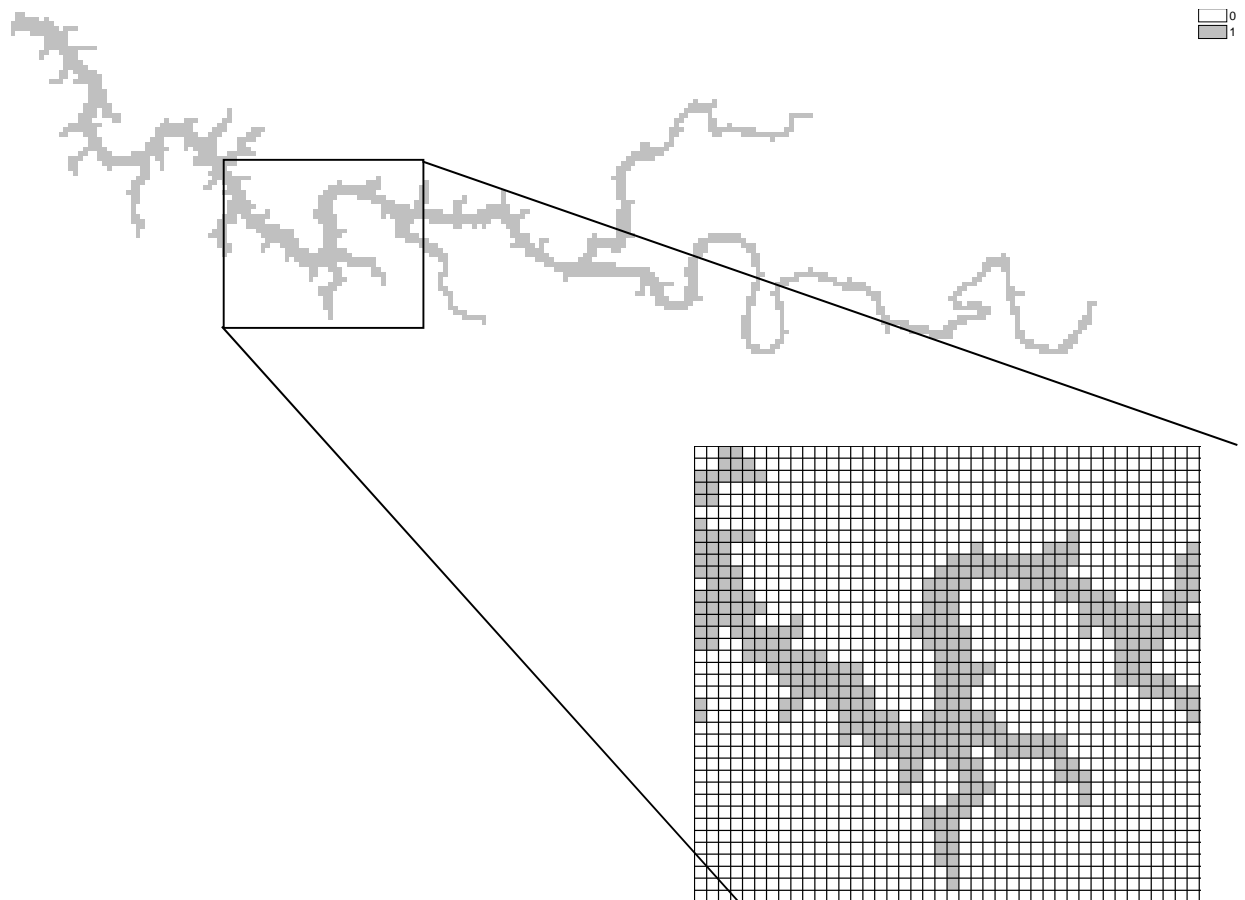


Ilustração LL-4. Discretização horizontal aplicada ao reservatório de Pai Querê para utilização do modelo IPH-TRIM3D-PCLake. Em detalhe, uma quadrícula localizada na parte central do reservatório onde é possível visualizar a grade computacional (200 x 200 m), onde cada quadrado representa um elemento de controle.

Foi estimado, dentro do limite de estabilidade numérica e precisão desejada, um intervalo de tempo de 120 segundos (2 minutos) para a simulação do reservatório Pai Querê. Para esta discretização, a razão entre o tempo de processamento e o tempo de simulação é de 1/730 utilizando um processador Intel 2.8 Core 2 Duo, isto significa dizer que para simular 1 ano foram necessárias 12 horas de processamento computacional (tempo real).

Com a finalidade de representar os padrões verticais de estratificação, o reservatório também foi verticalmente discretizado em 10 camadas nas seguintes profundidades: 1, 3, 5, 10, 20, 30, 50, 100 e 150 m.

A batimetria do reservatório foi baseada no levantamento topográfico realizado no local, o qual gerou curvas de nível a cada 5 m. Através de interpolação (inverso da distância), o valor pontual de batimetria foi atribuído em cada elemento da grade quadrada horizontal. A batimetria aplicada à grade do modelo matemático pode ser observada na Ilustração LL-5.

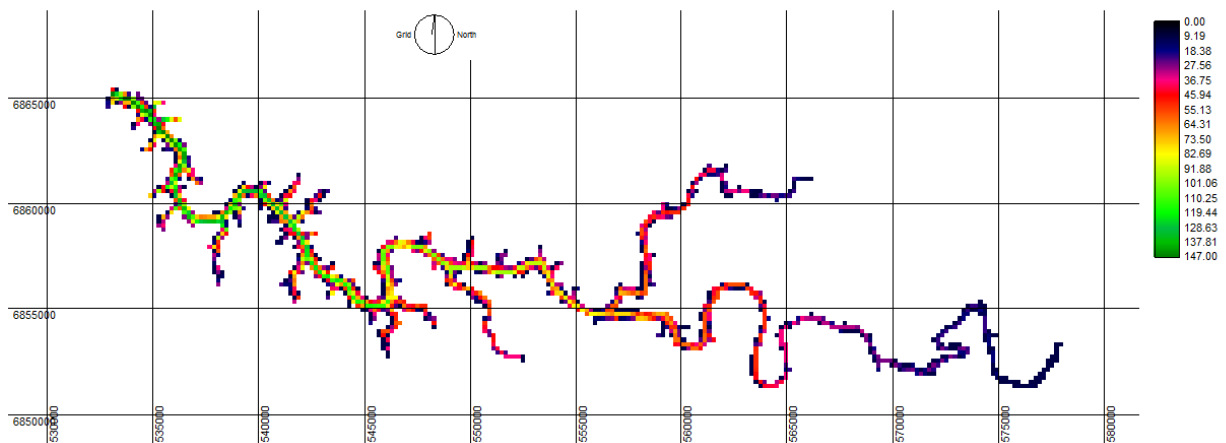


Ilustração LL-5. Batimetria do reservatório Pai Querê aplicada à grade do modelo matemático.

LL.2.1 Condições de contorno

As condições de contorno foram estabelecidas de maneira a melhor se aproximar das condições reais. Ao longo dos leitos do rio Pelotas e seus afluentes, que forma o contorno terra-água do sistema, a condição usada no contorno foi a de fluxo nulo, ou seja, a componente da velocidade normal ao contorno é nula. Nos trechos de fronteiras do sistema representando entrada ou saída de rios ou canais, além da prescrição da velocidade ser diferente de zero ao trecho de fronteira em questão, também foi definida que a componente tangencial era nula.

Seis condições de contorno abertas foram atribuídas nos principais tributários do sistema, sendo cinco condições de entrada de vazão e cargas e uma condição de saída na barragem (Ilustração LL-6). Nas condições de contorno de entrada foi estabelecida a variabilidade das vazões em tributário, tomando como base a série de vazões diária estabelecida para o rio Pelotas a partir dos estudos hidrológicos (Ilustração LL-7). As séries de vazões dos afluentes dos demais tributários (por exemplo,

APÊNDICES

rio Lava-Tudo, rio Cerquinha, rio dos Touros) foram obtidas a partir da série de vazões do próprio rio Pelotas utilizando uma proporção entre áreas de drenagem.

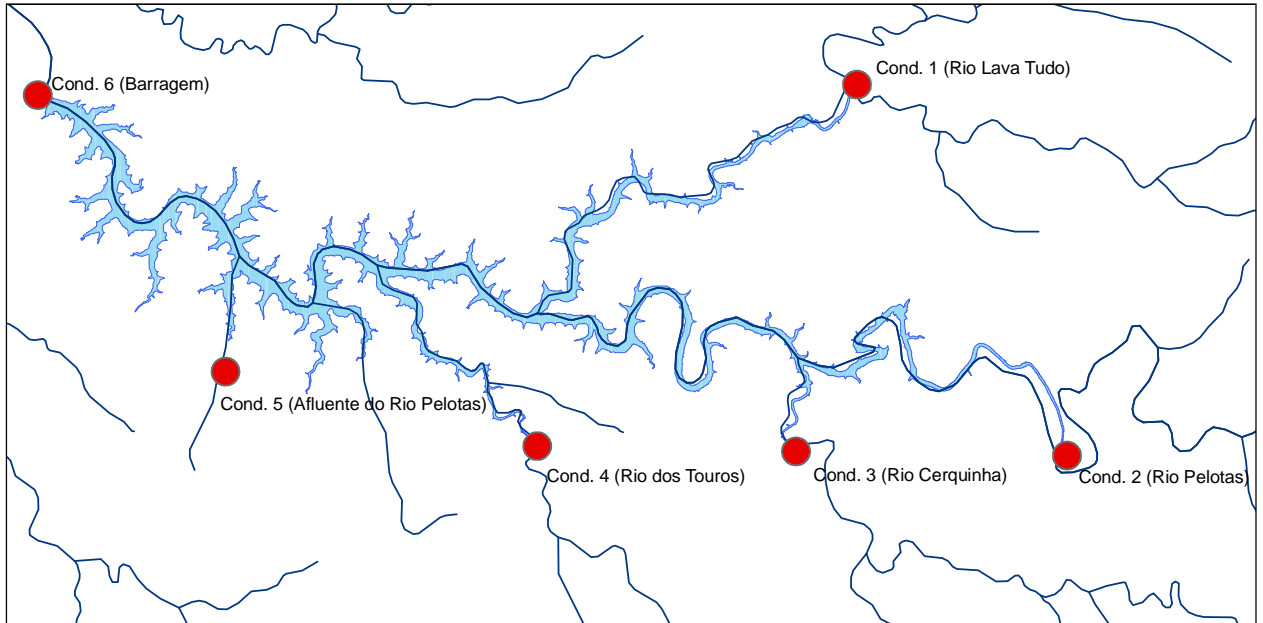


Ilustração LL-6. Localização das seis condições de contorno utilizadas na simulação.

As cargas de ortofosfato, nitrato, amônio, sólidos suspensos, oxigênio dissolvido, sólidos suspensos totais e temperatura da água, em cada tributário, foram estimadas a partir dos levantamentos realizados em campo. Nas simulações foi considerada a mediana dos valores mensurados nas campanhas de monitoramento.

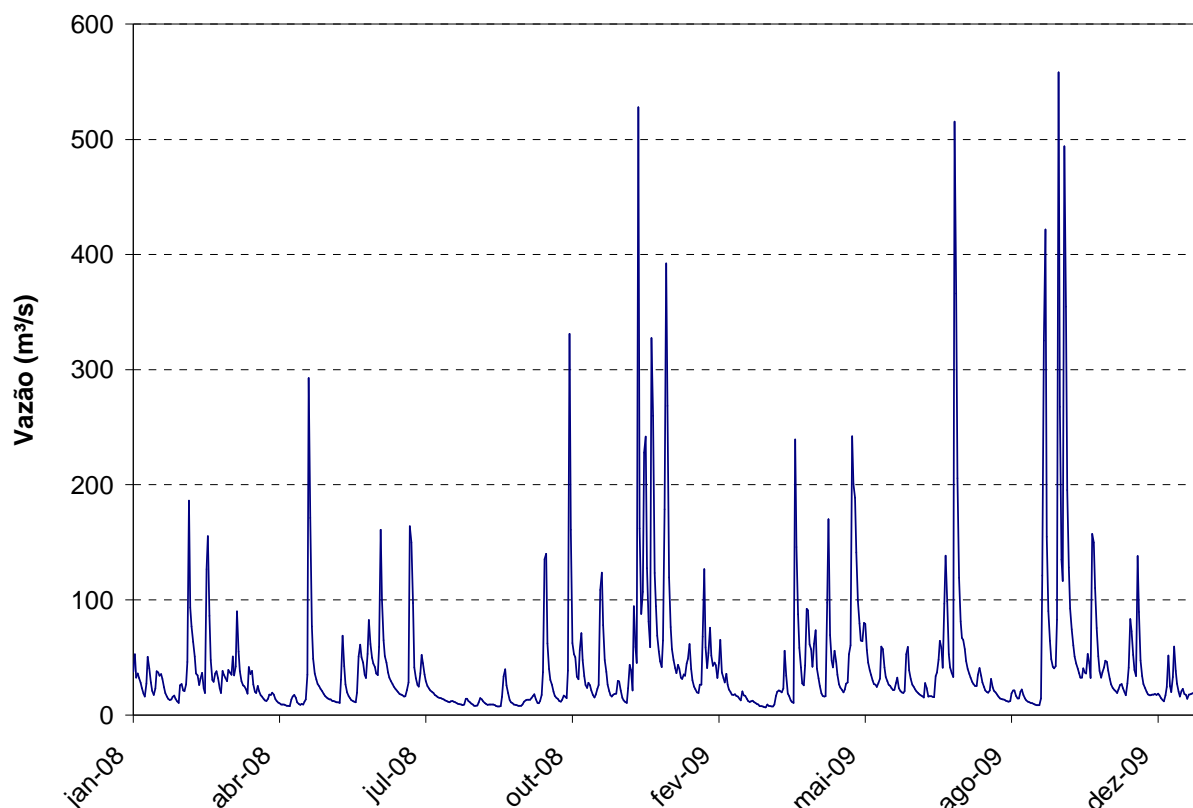


Ilustração LL-7. Série de vazões utilizada como condição de contorno no rio Pelotas.

Na barragem foi considerada uma condição de nível constante, cota 797 m, como se o reservatório operasse a fio d'água.

Os dados meteorológicos foram obtidos do serviço meteorológico Russo, que disponibiliza pela *internet* informações diárias de quatorze estações localizadas no Estado do Rio Grande do Sul, desde 09/03/2000 (<http://meteo.infospace.ru/main.htm>).

Foram selecionadas as estações mais próximas ao reservatório Pai Querê, dentre elas: Lages, São Joaquim, Lagoa Vermelha e Bom Jesus. Os dados de temperatura do ar, umidade relativa, precipitação e vento destas estações foram interpolados para a localização do reservatório considerando o inverso do quadrado da distância. Os dados de radiação solar na superfície da Terra foram obtidos a partir do modelo BIRD, que estima a variabilidade diária da radiação solar ao longo do ano em função da latitude, longitude, pressão atmosférica local, espessura da camada de ozônio e do albedo.

LL.2.2 Configuração do modelo e cenários de simulação

Para a simulação do reservatório Pai Querê o modelo IPH-TRIM3D-PCLake foi utilizado com as seguintes características:

- Tempo de simulação de 1 ano.
- Passo de tempo 120 segundos (2 minutos).

APÊNDICES

- Grade tridimensional para representação dos fluxos, transporte de substâncias e reações cinéticas.
- Módulo de sedimento considerando: (a) mineralização da matéria orgânica alagada lábil e refratária; (b) dinâmica de fitoplâncton e macroinvertebrados; (c) troca de matéria inorgânica e orgânica entre água e sedimento via sedimentação e ressuspensão; (d) liberação de nutrientes dissolvidos no poro do sedimento em função da diferença de concentração entre os compartimentos sedimento e água; (e) adsorção reversiva do fósforo inorgânico em função do conteúdo de lodo no sedimento e com a proporção aeróbica; (f) demanda de oxigênio no sedimento em função da concentração de oxigênio na água e a taxa de difusão; e (g) nitrificação do NH_4 em função da proporção aeróbica do sedimento.
- Módulo de qualidade da água descrevendo os ciclos completos dos nutrientes (C, N, P).
- Módulo para estimativa do crescimento de algas (fitoplâncton), que foi simulado como um único grupo, em função da quantidade de luz na coluna d'água, temperatura da água e nutrientes.
- Módulo para estimativa do crescimento de macrófitas aquáticas submersas, em função da quantidade de luz no fundo, temperatura da água e nutrientes na água e no sedimento.
- Módulo para estimativa do crescimento de zooplâncton e peixes, em função da disponibilidade de presas e temperatura.

Os cenários de simulação analisados foram os seguintes:

- Cenário sem desmatamento: este cenário considerou que toda vegetação será alagada, isto é toda biomassa alagada será incorporada pela massa de água.
- Cenário com 50% de desmatamento: este cenário considerou a remoção de 50% da vegetação antes do alagamento.
- Cenário com 100% de desmatamento: este cenário considerou a remoção completa da vegetação antes do alagamento.

De acordo com estudos preliminares, a estimativa de biomassa presente na área que será inundada é da ordem de 103 ton/ha. Utilizando estequiometria foi possível estimar os teores de C, N e P na matéria orgânica da região alagada. Cole e Wells (2003) recomendam a seguinte relação:

$$100g \text{ MO} : 45g \text{ C} : 8g \text{ N} : 0,5g \text{ P}$$

onde g X = massa do elemento X [g]. Os termos MO, C, N e P referem-se a peso seco de matéria orgânica, carbono, nitrogênio e fósforo, respectivamente.

LL.3 Resultados da simulação

Nesta seção são apresentados os resultados da simulação matemática do reservatório Pai Querê. Os resultados obtidos são apresentados separadamente para os diferentes cenários. Por questões de simplificação, a avaliação da qualidade da água foi realizada através dos seguintes parâmetros: temperatura da água, ortofosfato (PO_4), nitrato (NO_3), amônio (NH_4), oxigênio dissolvido (O_2) e fitoplâncton, o qual foi representado através do índice de clorofila-a. As simulações foram analisadas através de: 1) perfis longitudinais ao longo do rio Pelotas no inverno e verão; 2) perfis verticais mensais em quatro pontos de controle (PC) de acordo com a Ilustração LL-8.

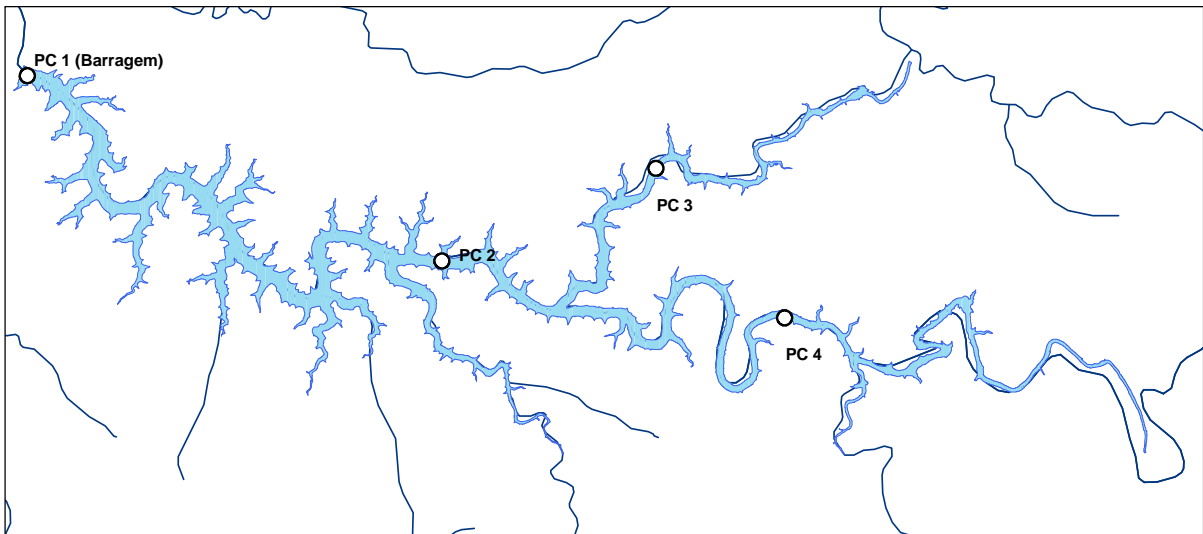


Ilustração LL-8. Localização dos Pontos de Controle (PC) para visualização perfis verticais.

Os perfis longitudinais ao longo do rio Pelotas no inverno e verão (Ilustração LL-9 a Ilustração LL-20), bem como os perfis verticais mensais em quatro pontos de controle (PC) (Ilustração LL-21 a Ilustração LL-44) são apresentados na sequência.

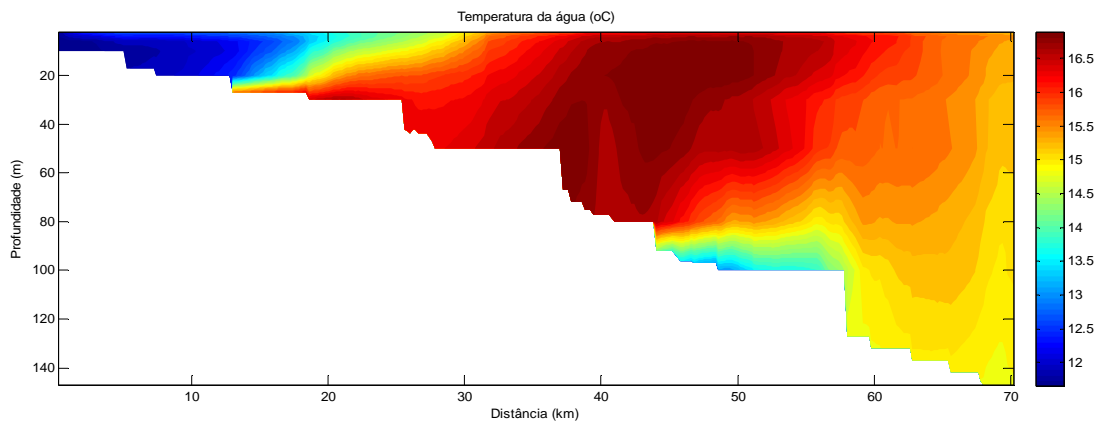
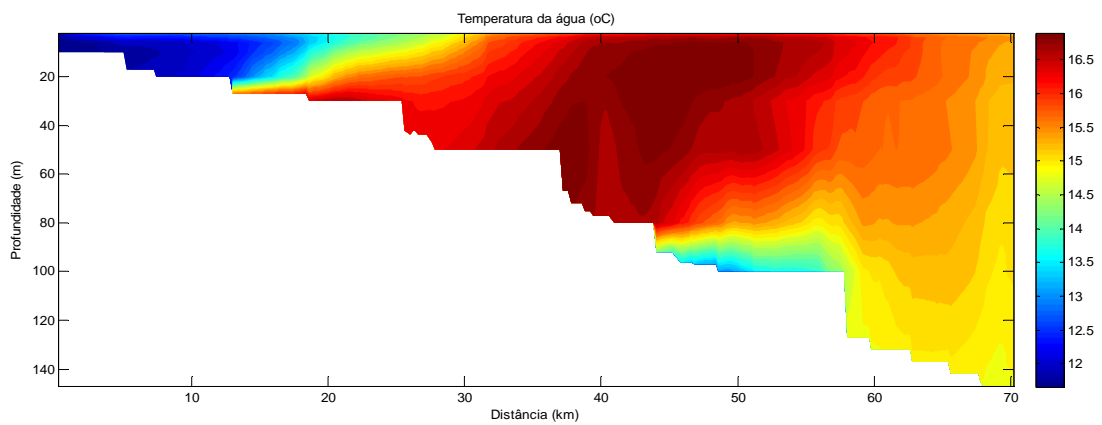
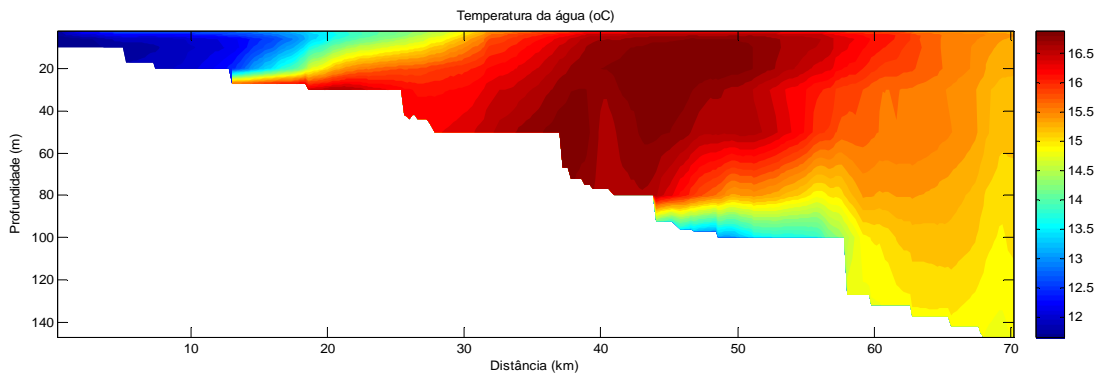


Ilustração LL-9. Perfil longitudinal de temperatura da água, em °C, ao longo do rio Pelotas no inverno. (a) cenário com 100% de desmatamento; (b) cenário com 50% de desmatamento; (c) cenário sem desmatamento.

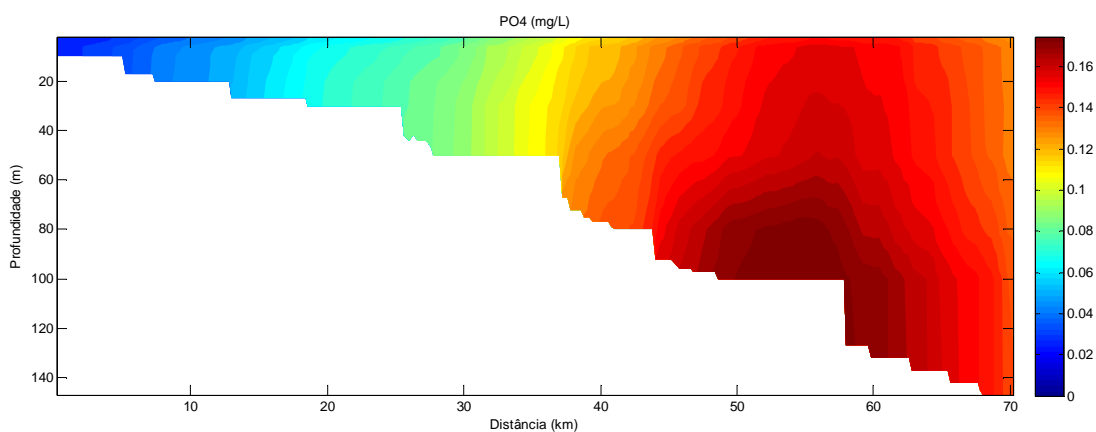
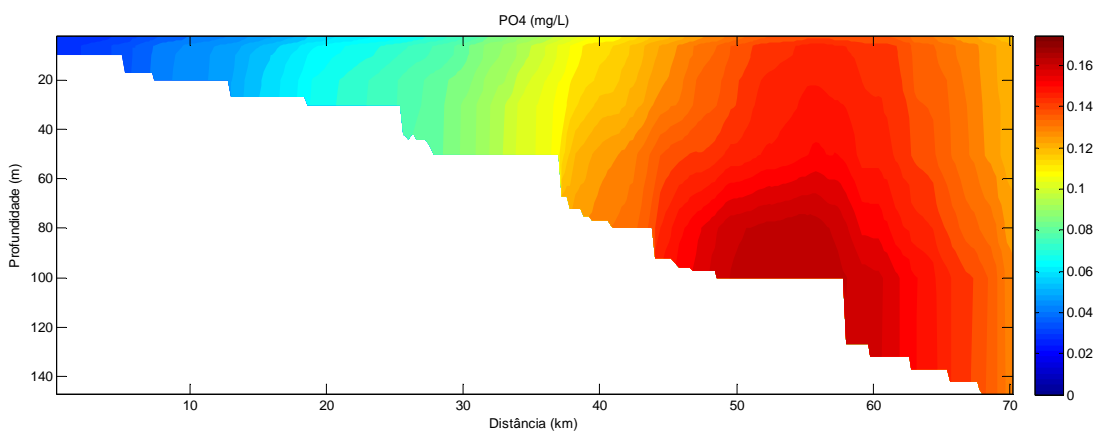
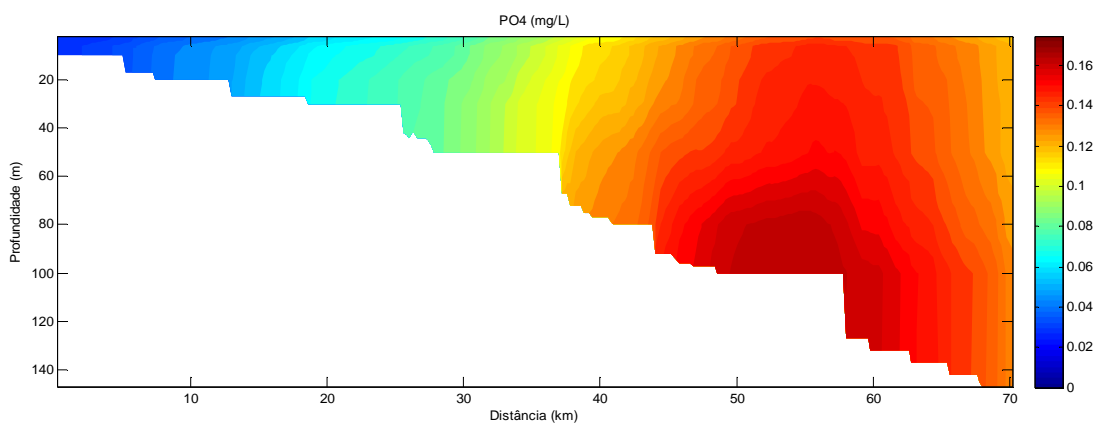


Ilustração LL-10. Perfil longitudinal de PO₄, em mg/L, ao longo do rio Pelotas no inverno. Gráfico superior - cenário com 100% de desmatamento; Gráfico intermediário - cenário com 50% de desmatamento; Gráfico inferior - cenário sem desmatamento.

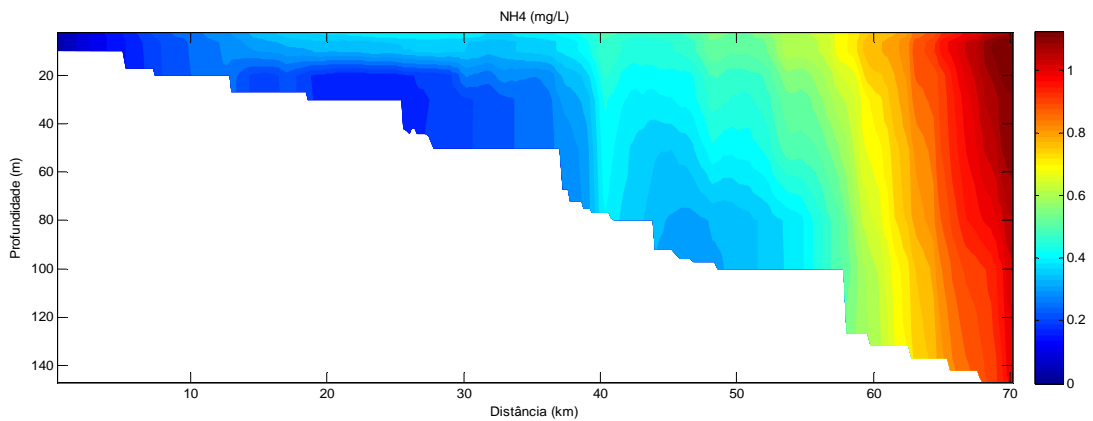
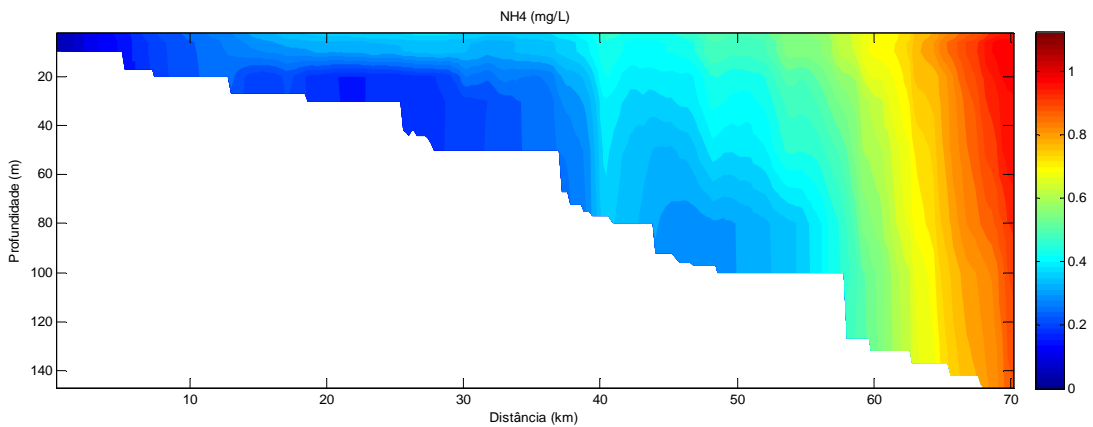
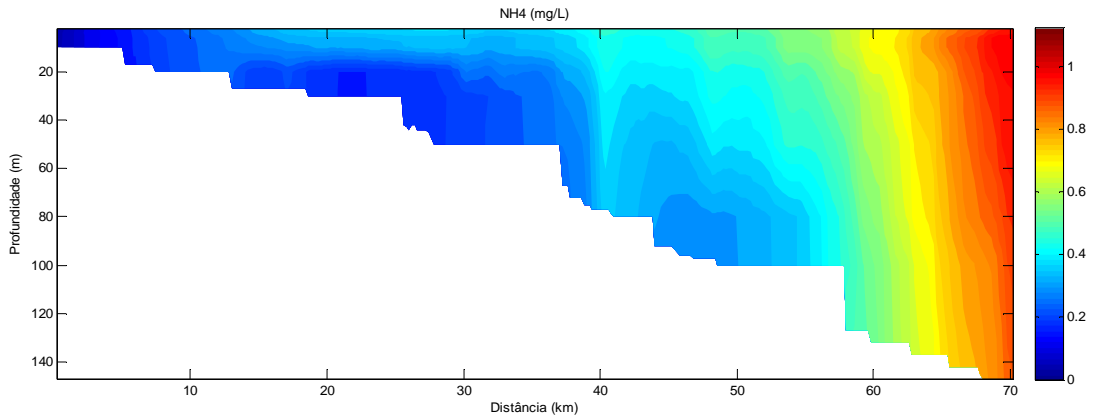


Ilustração LL-11. Perfil longitudinal de NH_4 , em mg/L, ao longo do rio Pelotas no inverno. Gráfico superior - cenário com 100% de desmatamento; Gráfico intermediário - cenário com 50% de desmatamento; Gráfico inferior - cenário sem desmatamento.

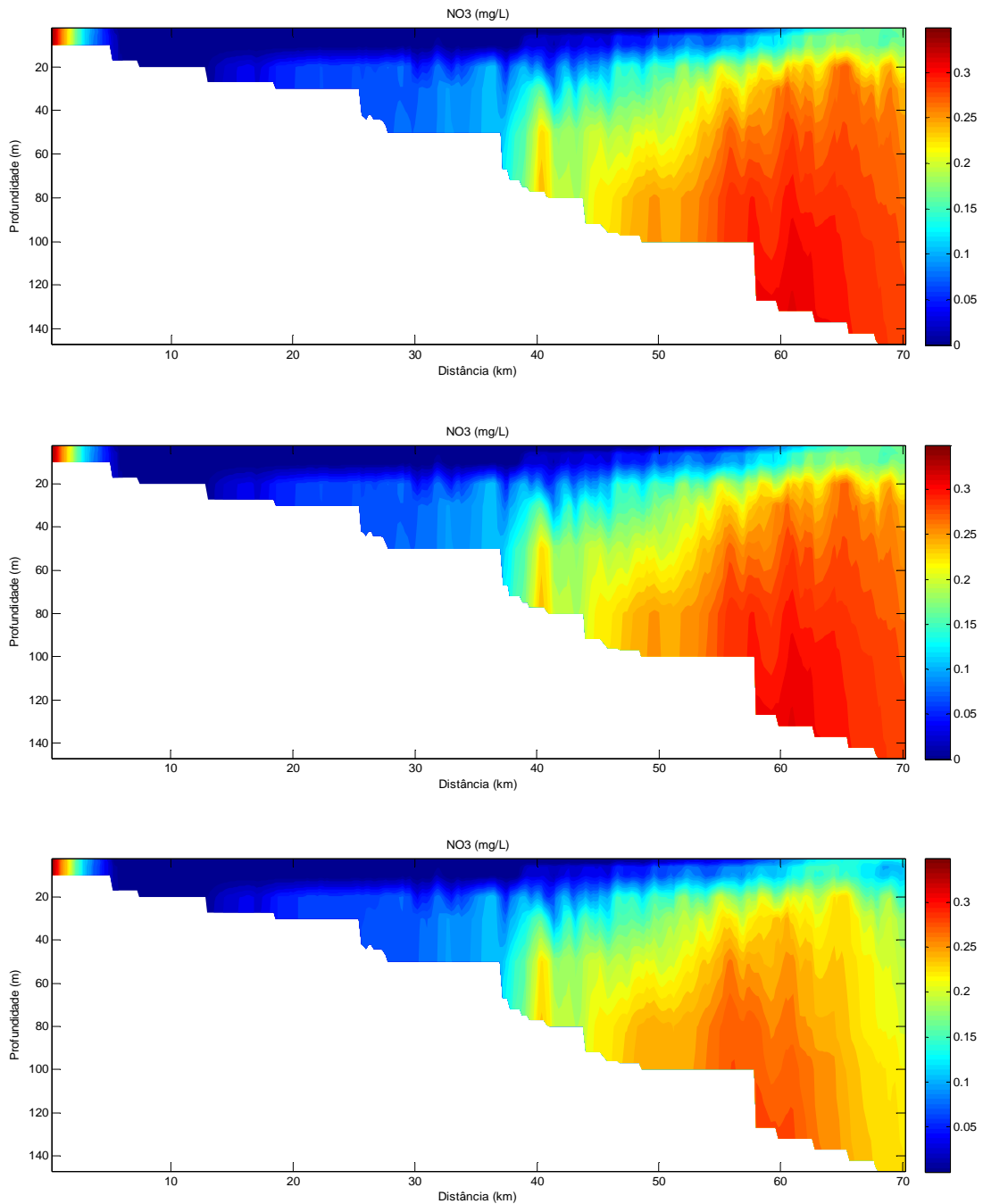


Ilustração LL-12. Perfil longitudinal de NO₃, em mg/L, ao longo do rio Pelotas no inverno. Gráfico superior - cenário com 100% de desmatamento; Gráfico intermediário - cenário com 50% de desmatamento; Gráfico inferior - cenário sem desmatamento.

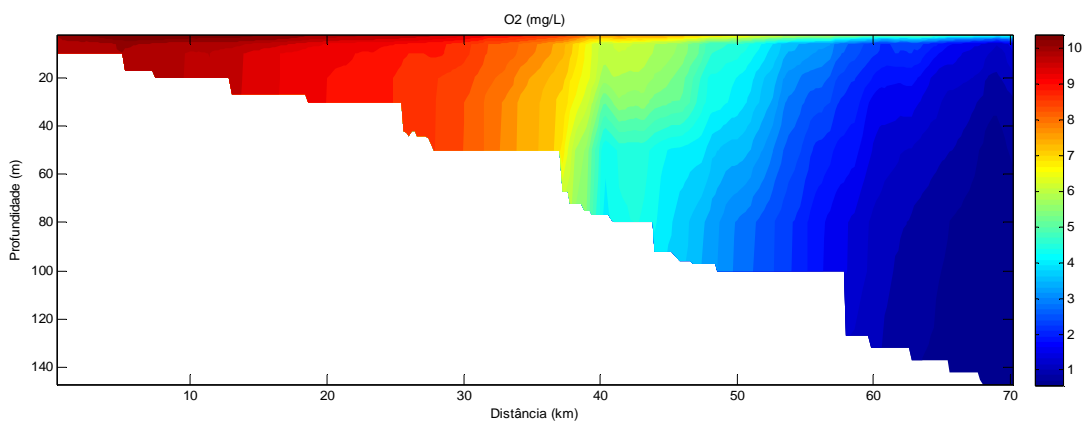
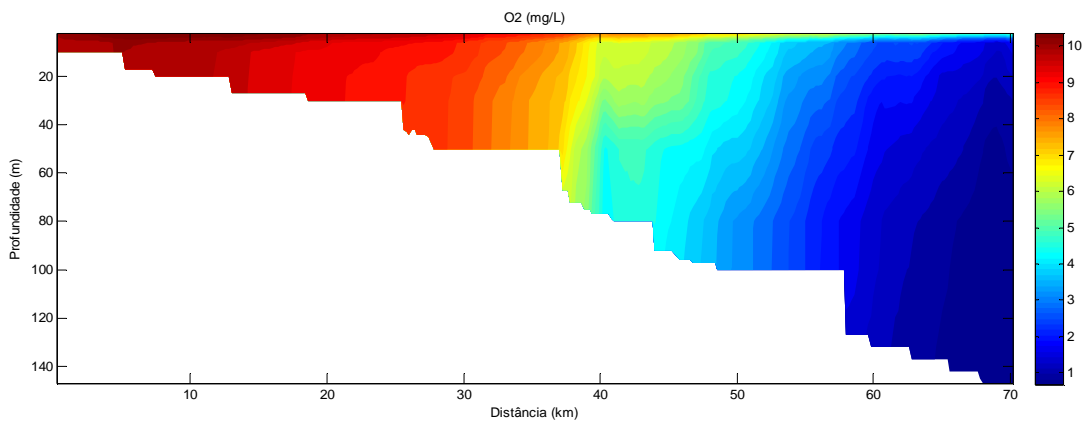
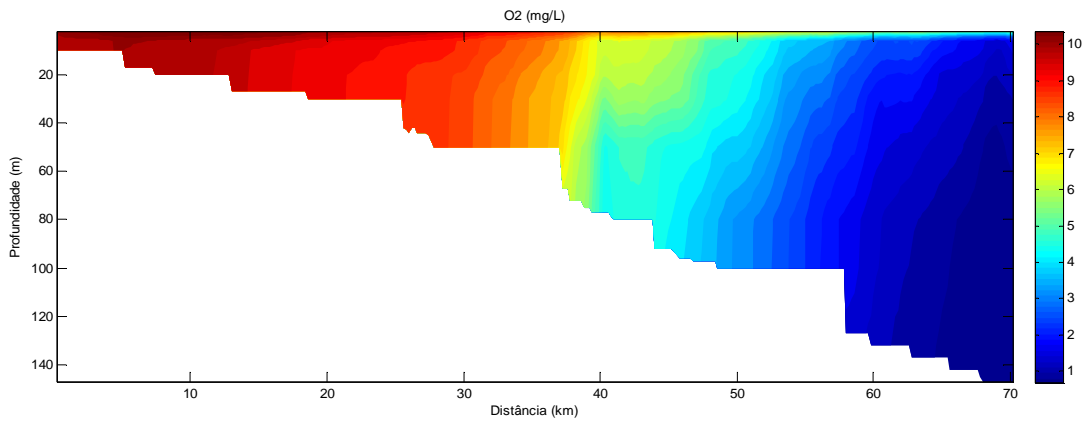


Ilustração LL-13. Perfil longitudinal de O₂, em mg/L, ao longo do rio Pelotas no inverno. . Gráfico superior - cenário com 100% de desmatamento; Gráfico intermediário - cenário com 50% de desmatamento; Gráfico inferior - cenário sem desmatamento.

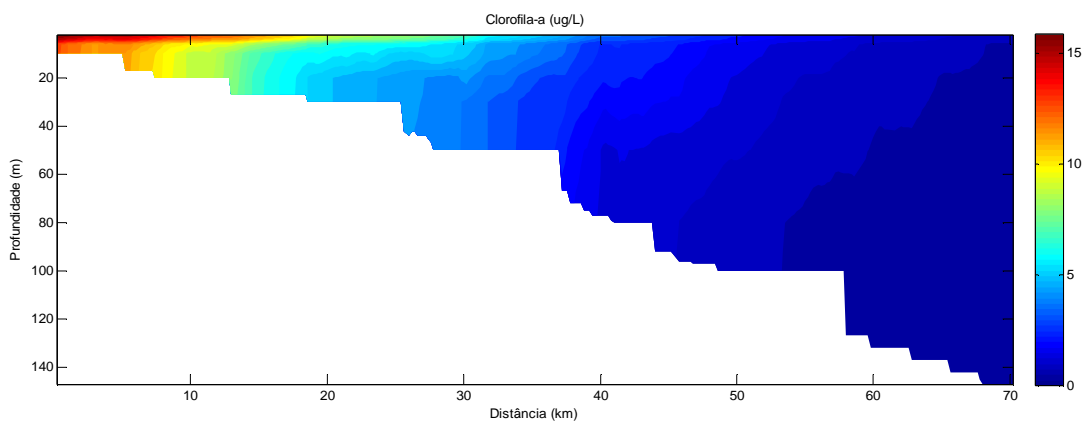
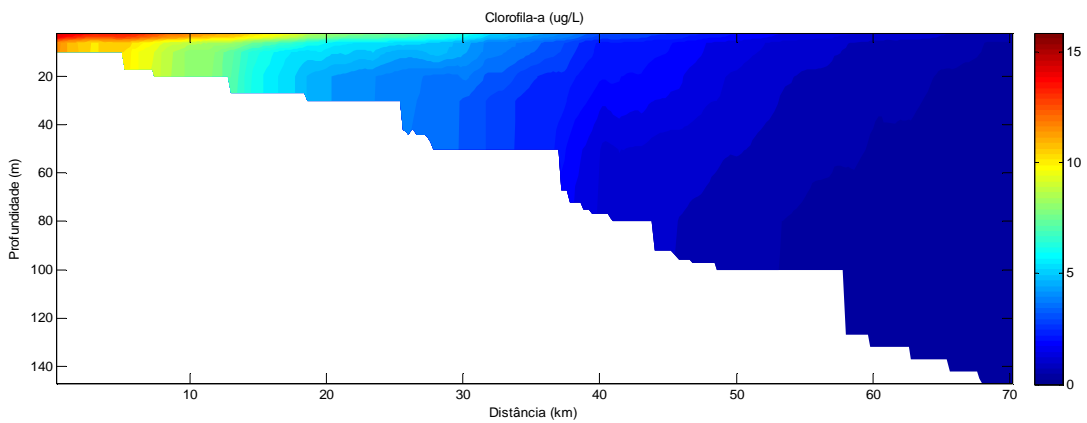
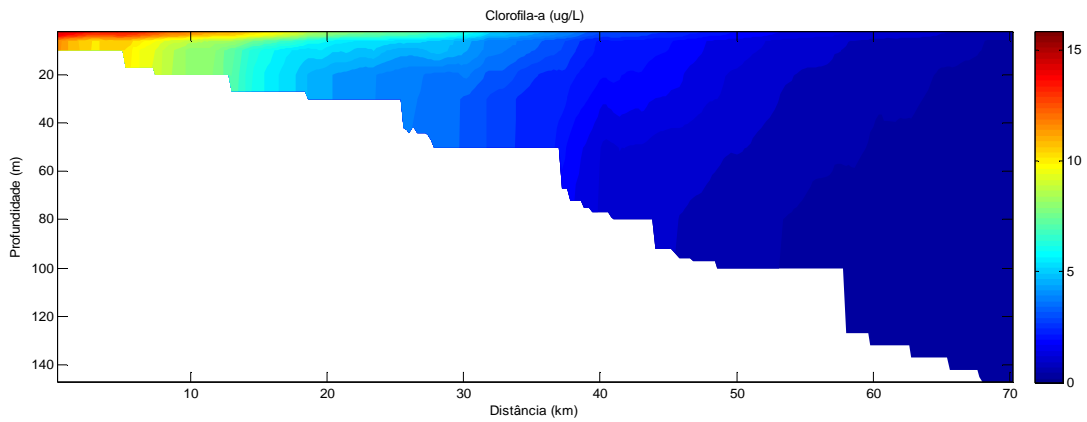


Ilustração LL-14. Perfil longitudinal de Clorofila-a, em $\mu\text{g/L}$, ao longo do rio Pelotas no inverno. . Gráfico superior - cenário com 100% de desmatamento; Gráfico intermediário - cenário com 50% de desmatamento; Gráfico inferior - cenário sem desmatamento.

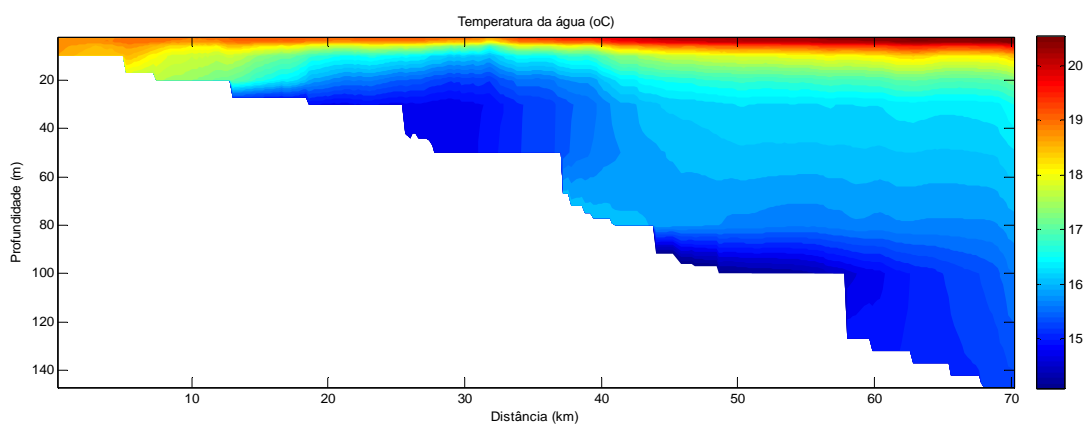
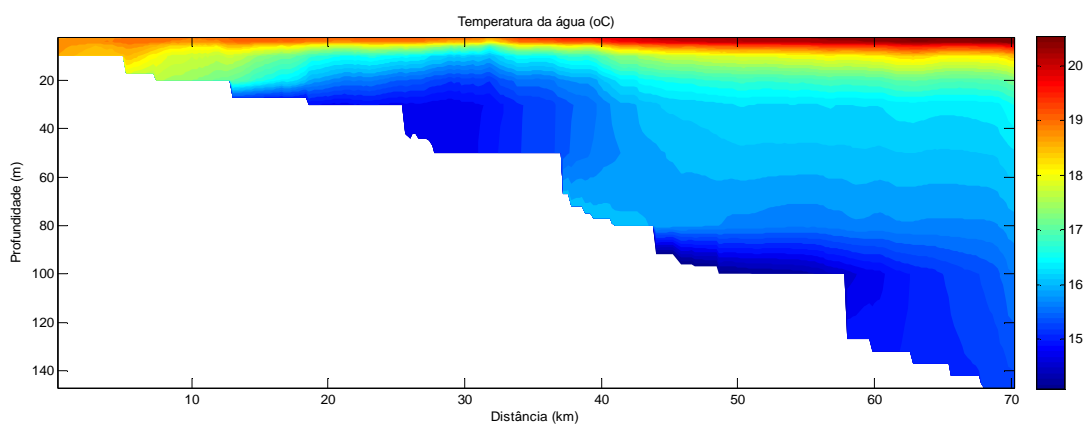
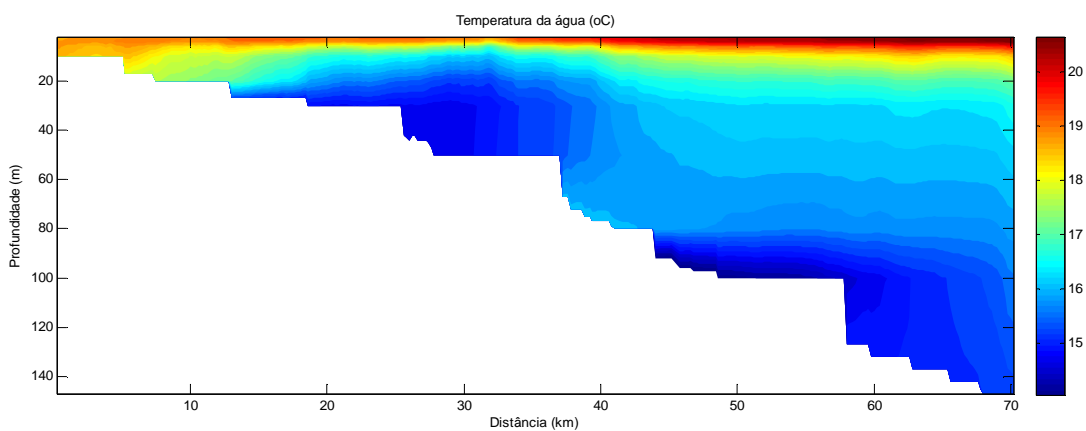


Ilustração LL-15. Perfil longitudinal de temperatura da água, em °C, ao longo do rio Pelotas no verão. . Gráfico superior - cenário com 100% de desmatamento; Gráfico intermediário - cenário com 50% de desmatamento; Gráfico inferior - cenário sem desmatamento.

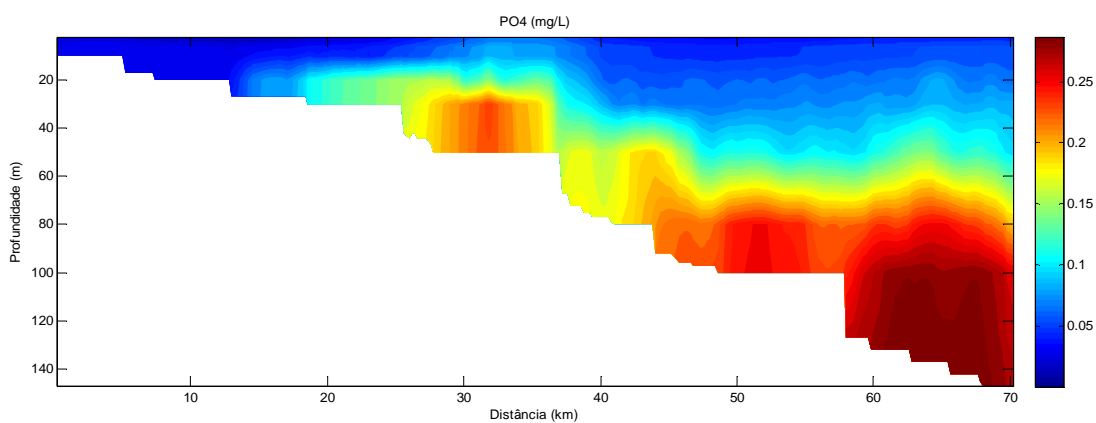
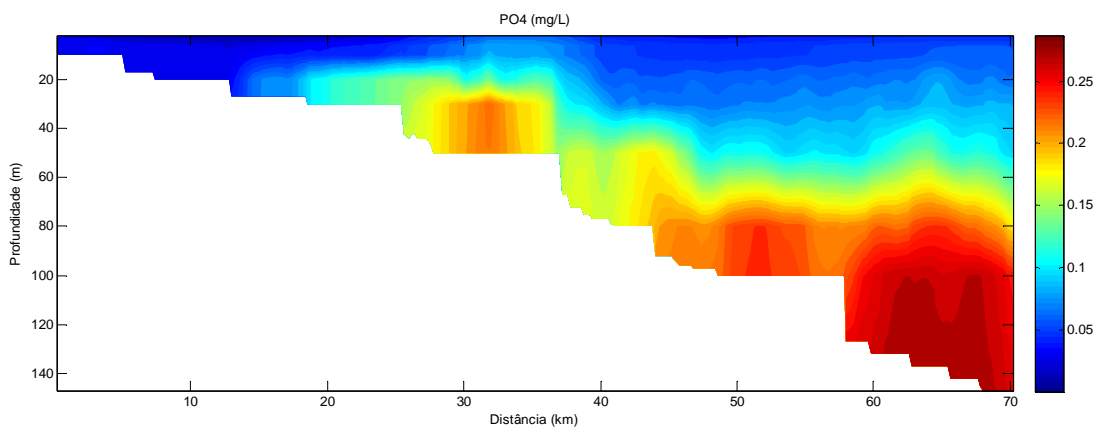
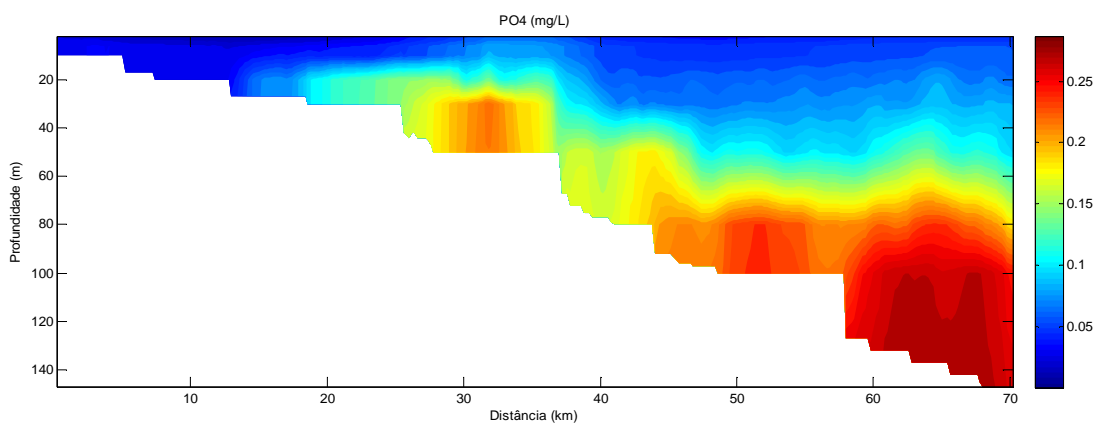


Ilustração LL-16. Perfil longitudinal de PO₄, em mg/L, ao longo do rio Pelotas no verão. . Gráfico superior - cenário com 100% de desmatamento; Gráfico intermediário - cenário com 50% de desmatamento; Gráfico inferior - cenário sem desmatamento.

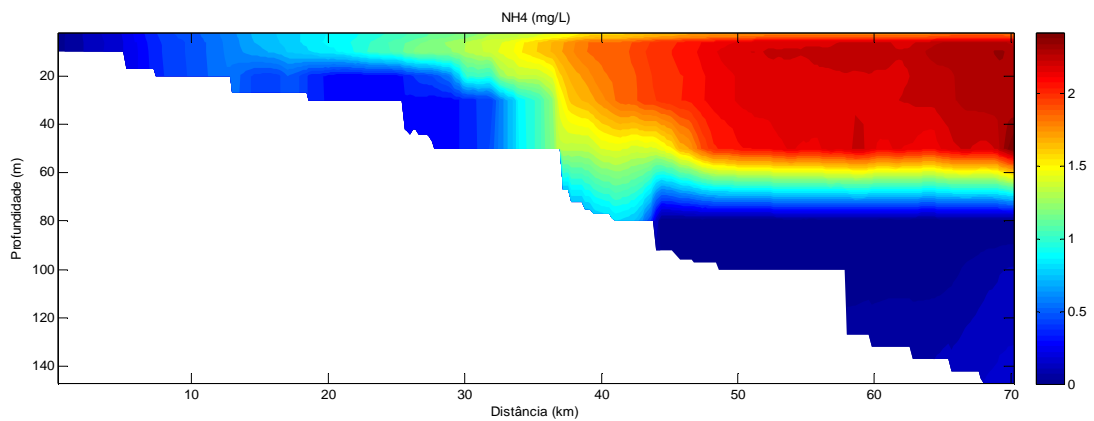
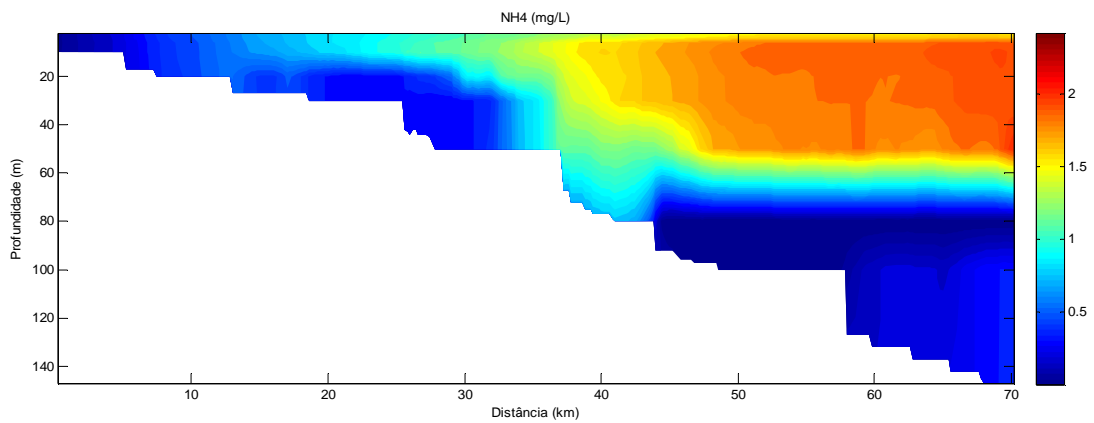
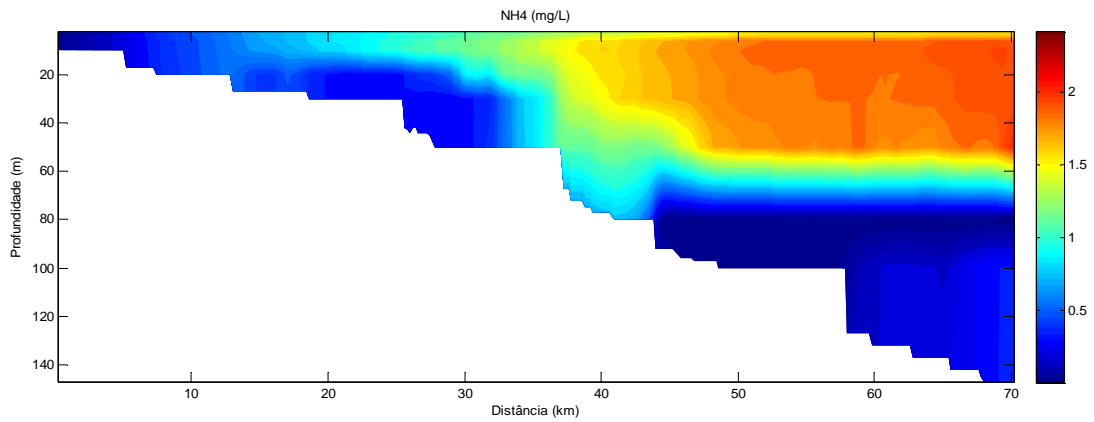


Ilustração LL-17. Perfil longitudinal de NH_4 , em mg/L, ao longo do rio Pelotas no verão. . Gráfico superior - cenário com 100% de desmatamento; Gráfico intermediário - cenário com 50% de desmatamento; Gráfico inferior - cenário sem desmatamento.

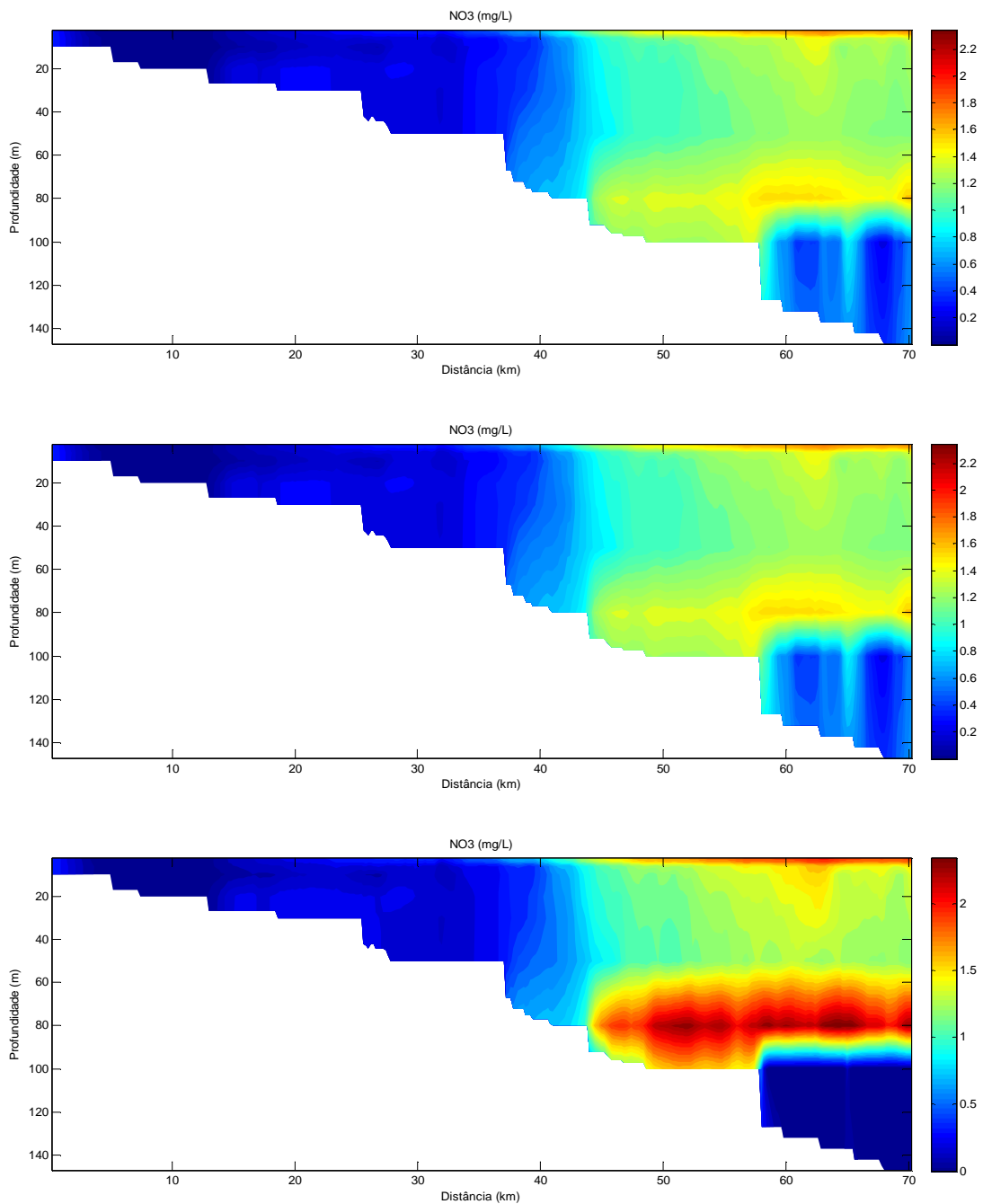


Ilustração LL-18. Perfil longitudinal de NO₃, em mg/L, ao longo do rio Pelotas no verão. . Gráfico superior - cenário com 100% de desmatamento; Gráfico intermediário - cenário com 50% de desmatamento; Gráfico inferior - cenário sem desmatamento.

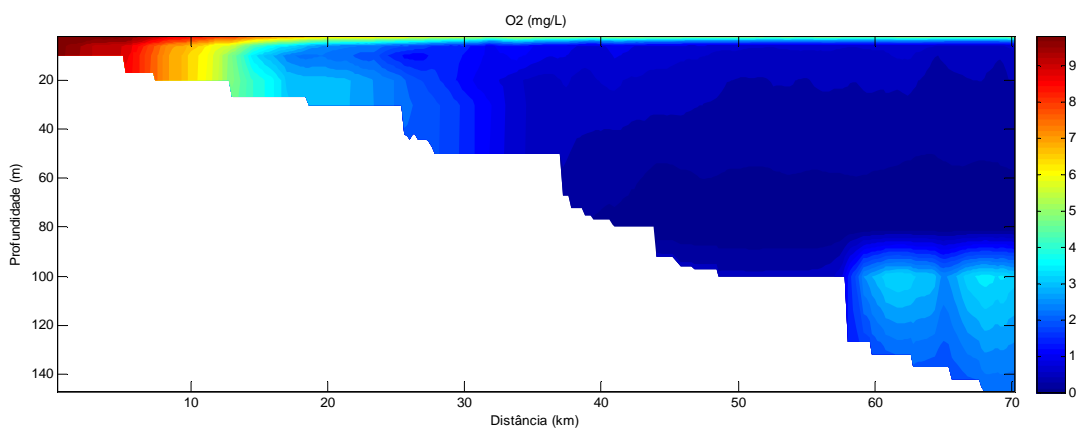
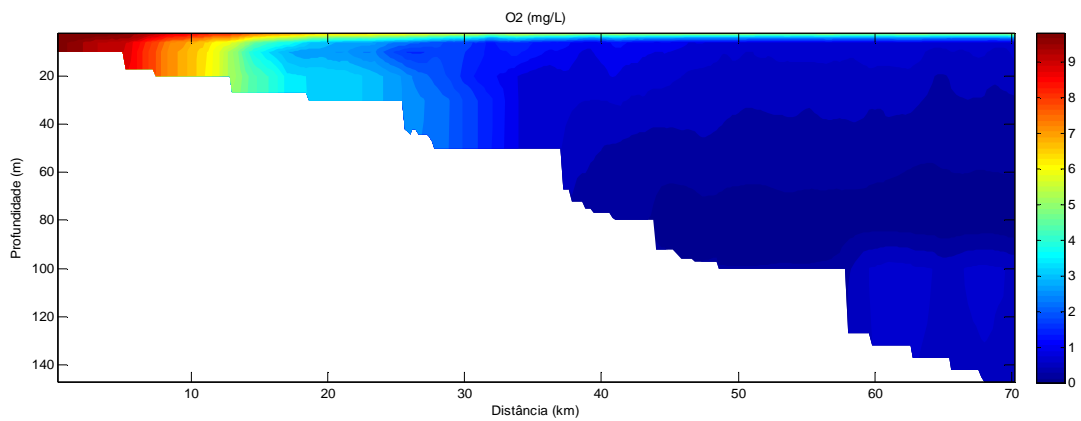
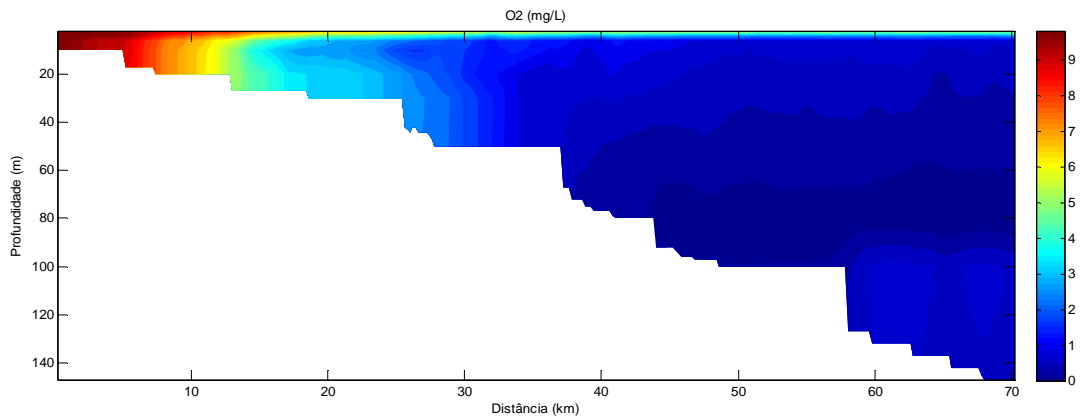


Ilustração LL-19. Perfil longitudinal de O₂, em mg/L, ao longo do rio Pelotas no verão. . Gráfico superior - cenário com 100% de desmatamento; Gráfico intermediário - cenário com 50% de desmatamento; Gráfico inferior - cenário sem desmatamento.

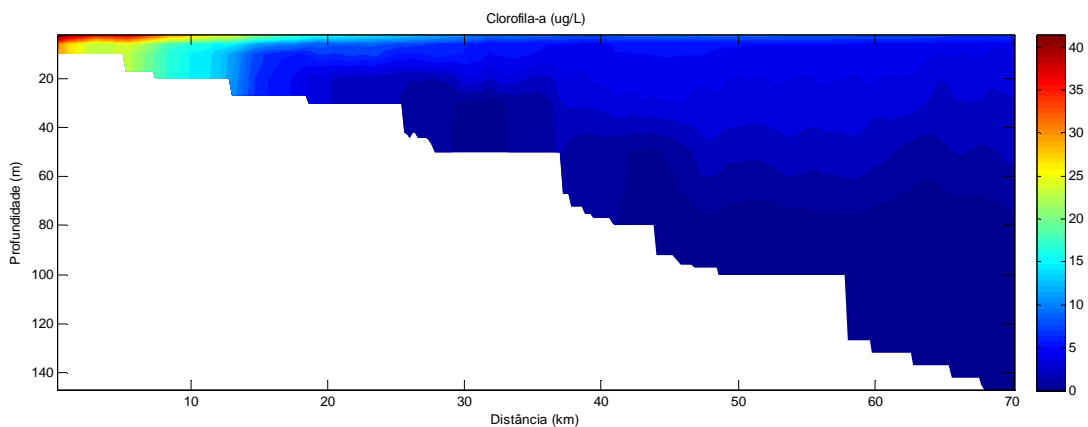
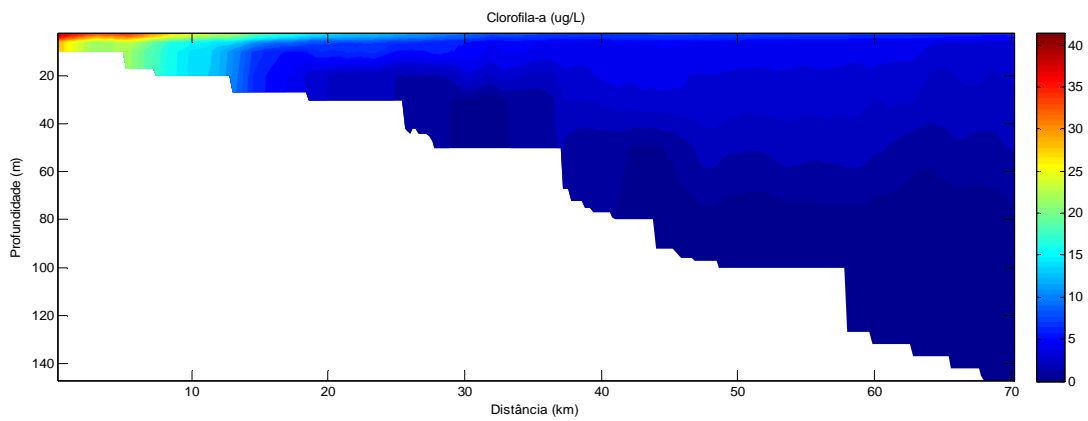
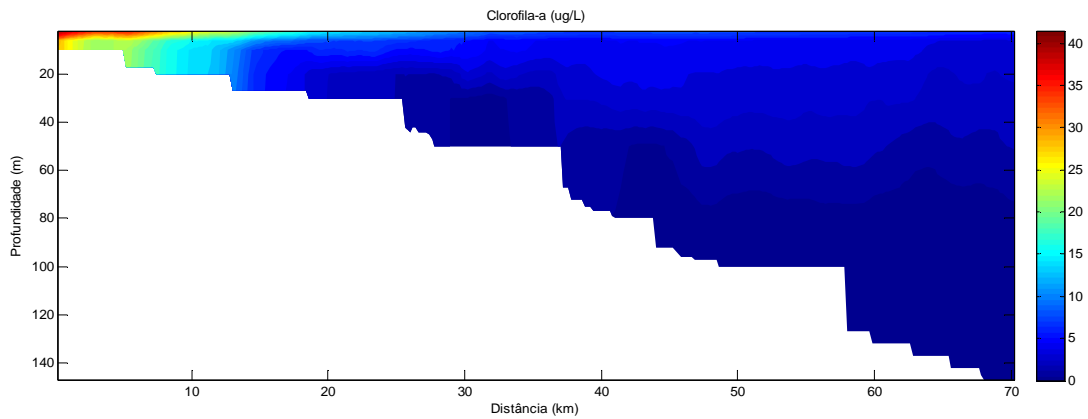


Ilustração LL-20. Perfil longitudinal de Clorofila-a, em $\mu\text{g/L}$, ao longo do rio Pelotas no verão. . Gráfico superior - cenário com 100% de desmatamento; Gráfico intermediário - cenário com 50% de desmatamento; Gráfico inferior - cenário sem desmatamento.

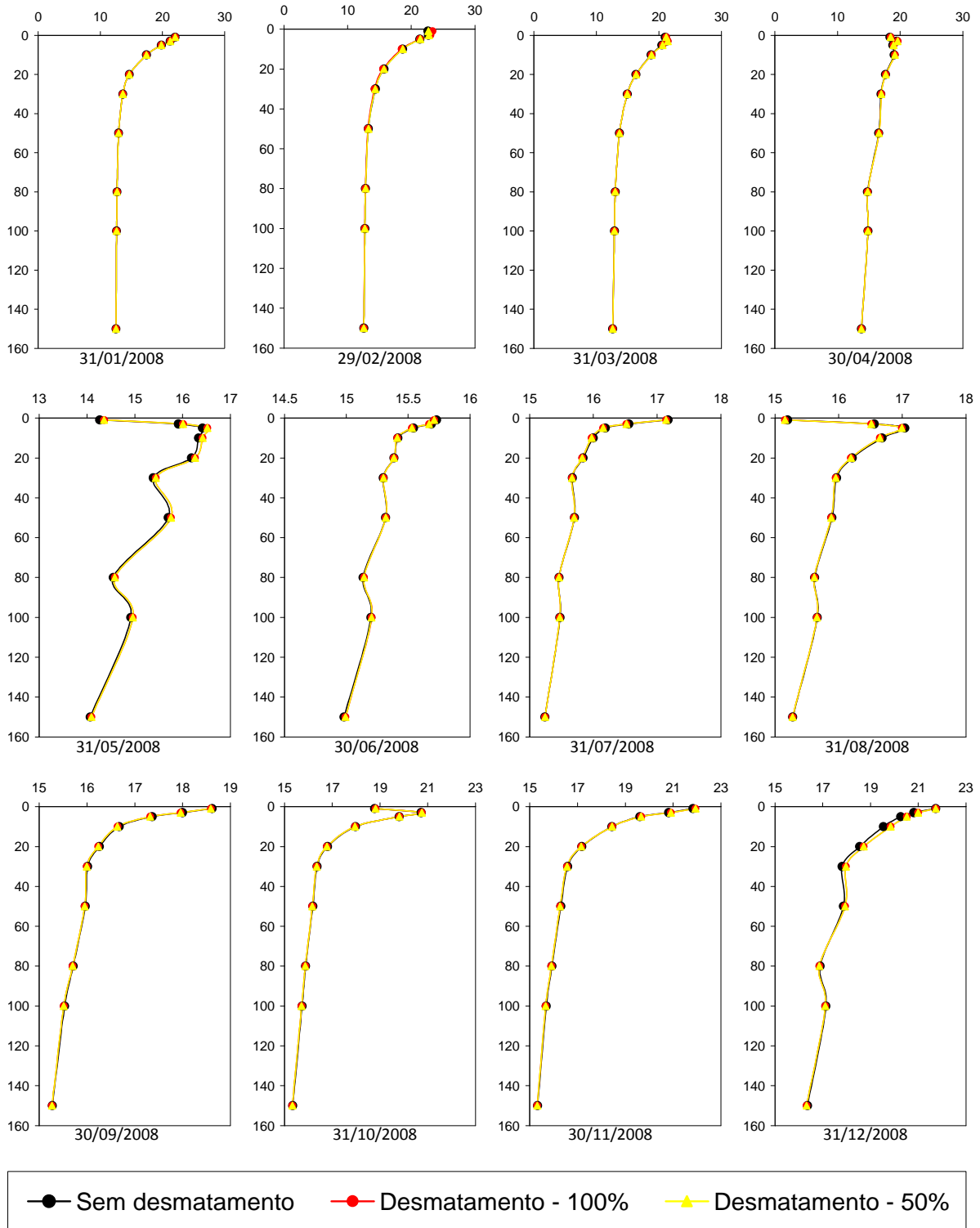
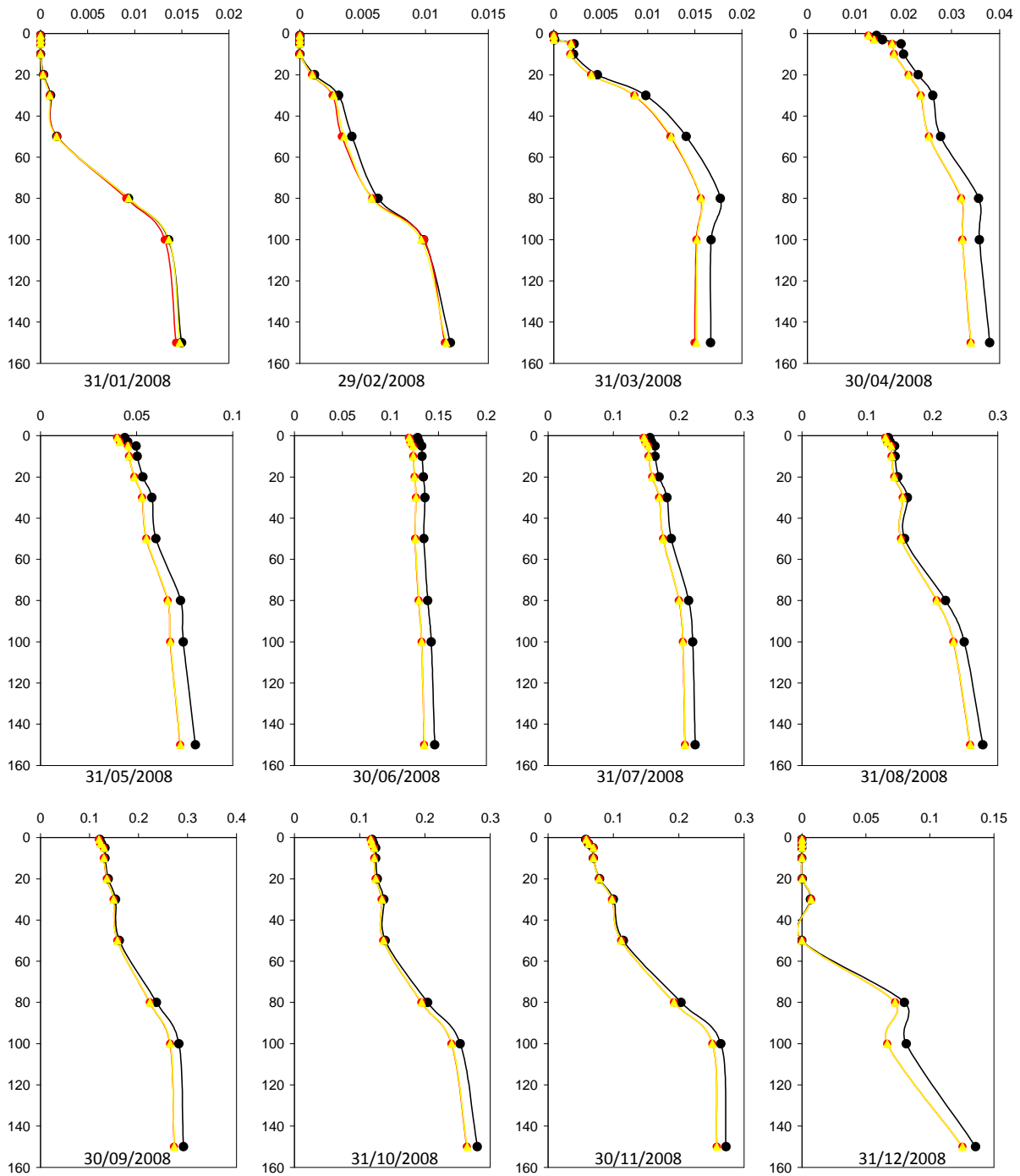


Ilustração LL-21. Perfis verticais mensais de temperatura da água, em °C, no PC 1 (próximo a barragem).



● Sem desmatamento ● Desmatamento - 100% ▲ Desmatamento - 50%

Ilustração LL-22. Perfis verticais mensais de PO_4 , em mg/L, no PC 1 (próximo a barragem).

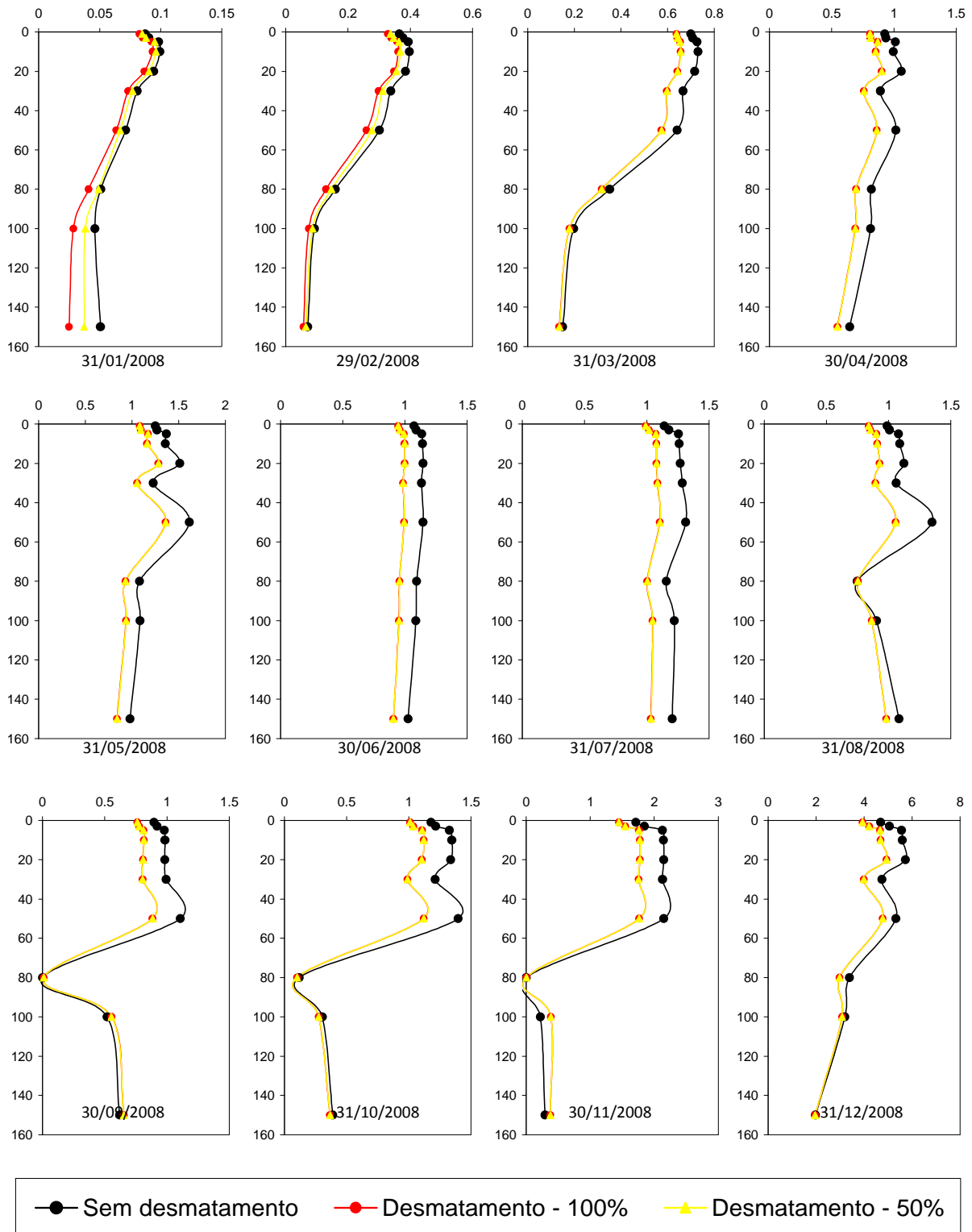


Ilustração LL-23. Perfis verticais mensais de NH_4 , em mg/L, no PC 1 (próximo a barragem).

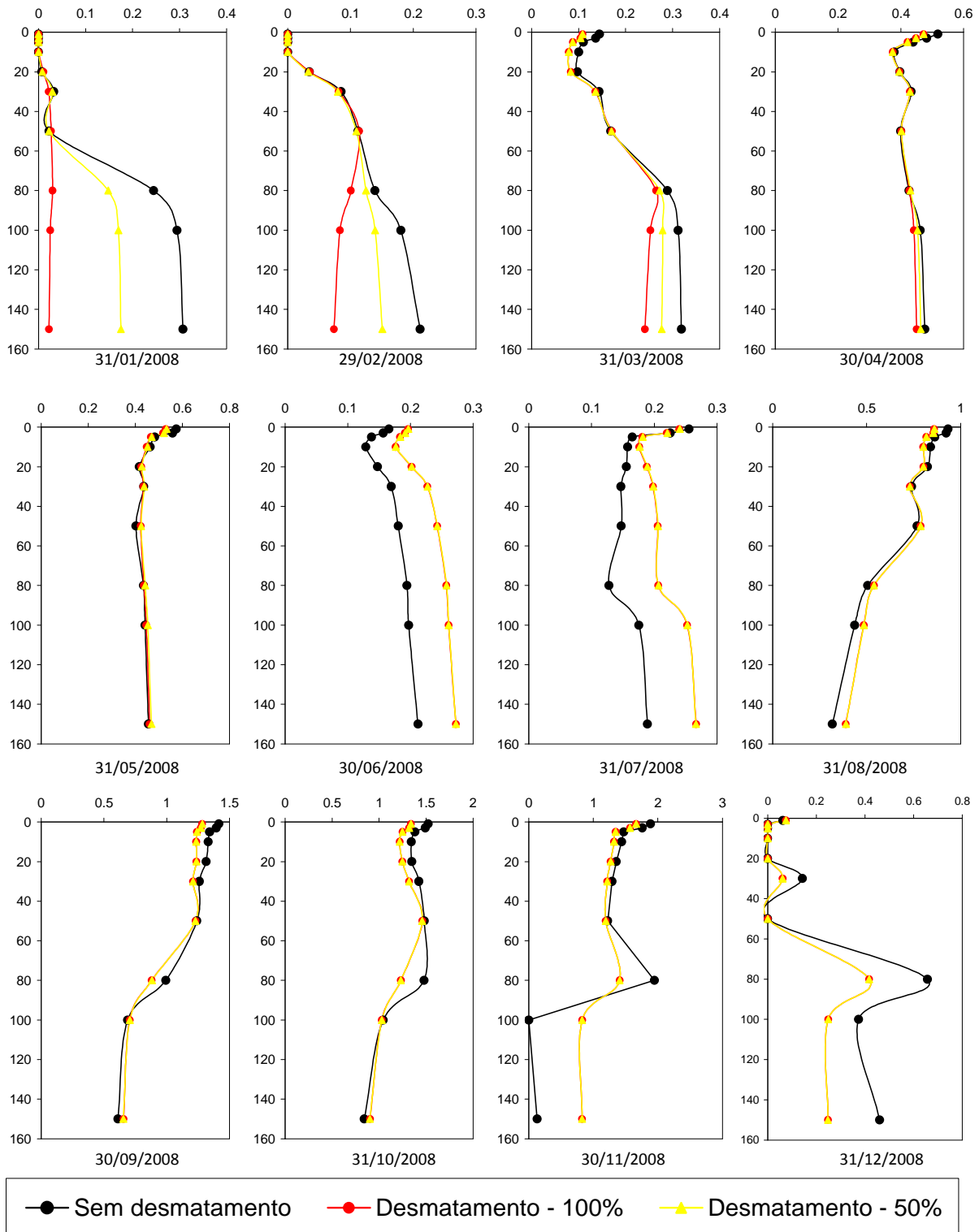


Ilustração LL-24. Perfis verticais mensais de NO_3^- , em mg/L, no PC 1 (próximo a barragem).

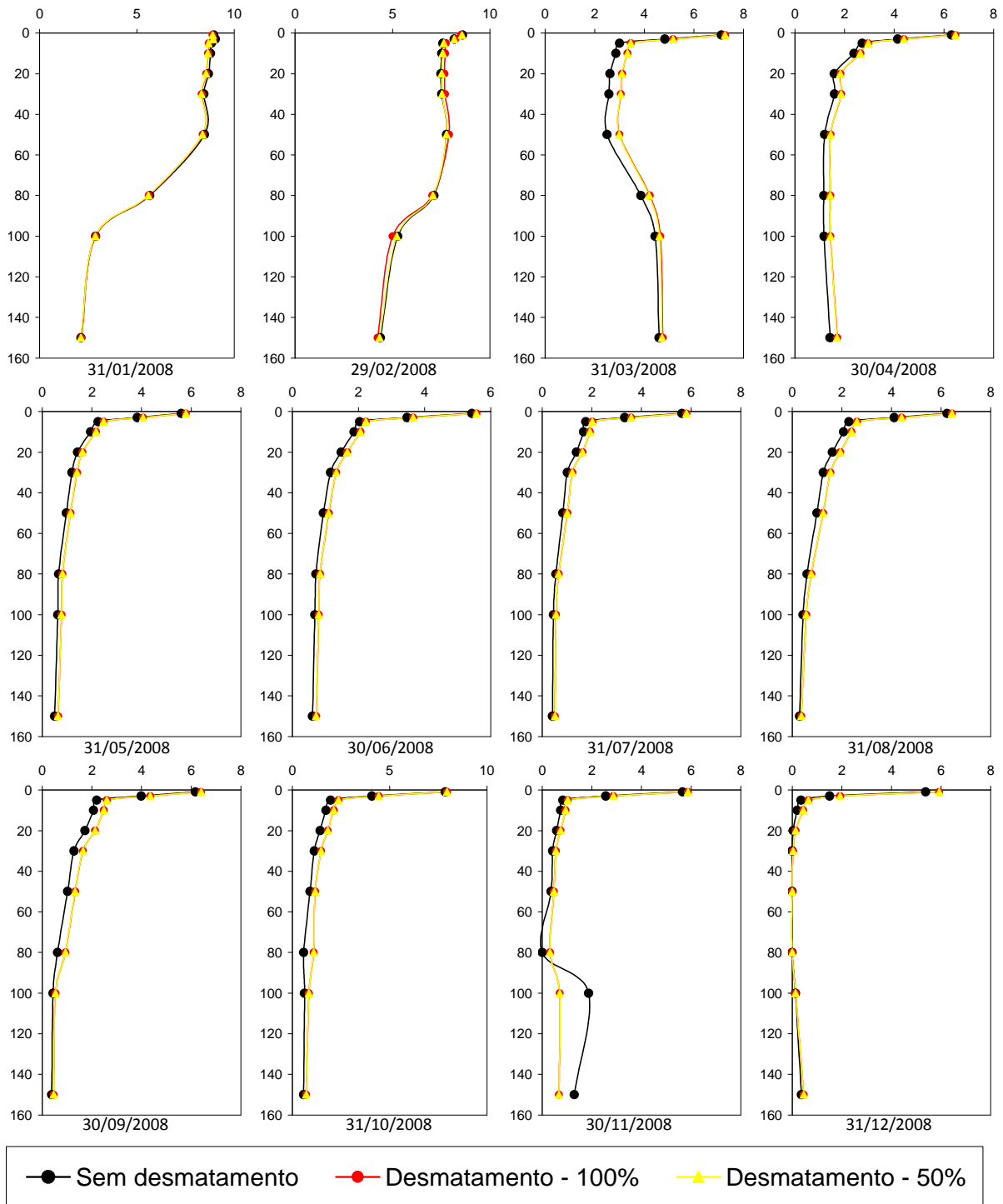


Ilustração LL-25. Perfis verticais mensais de O₂, em mg/L, no PC 1 (próximo a barragem).

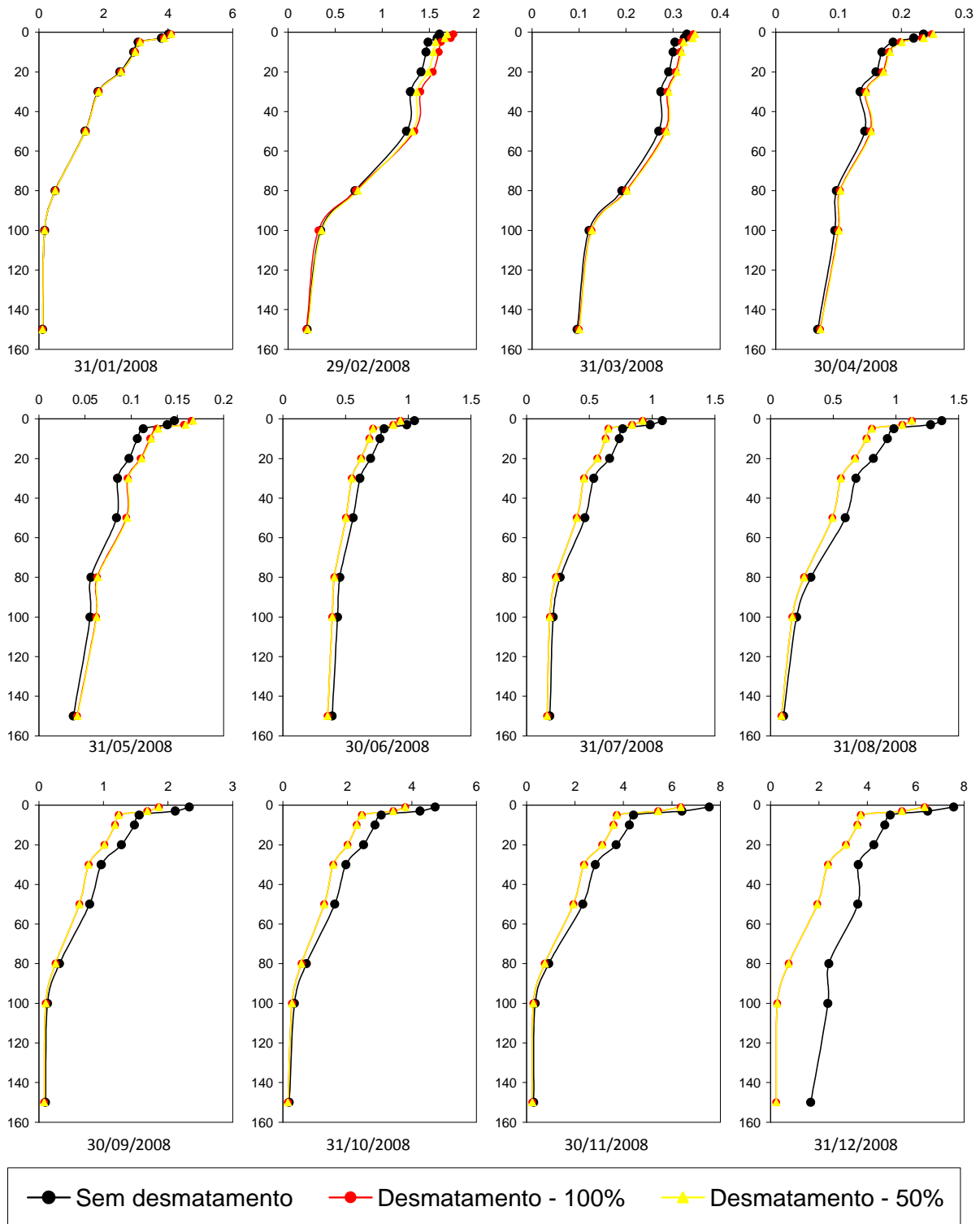


Ilustração LL-26. Perfis verticais mensais de Clorofila-a, em µg/L, no PC 1 (próximo a barragem).

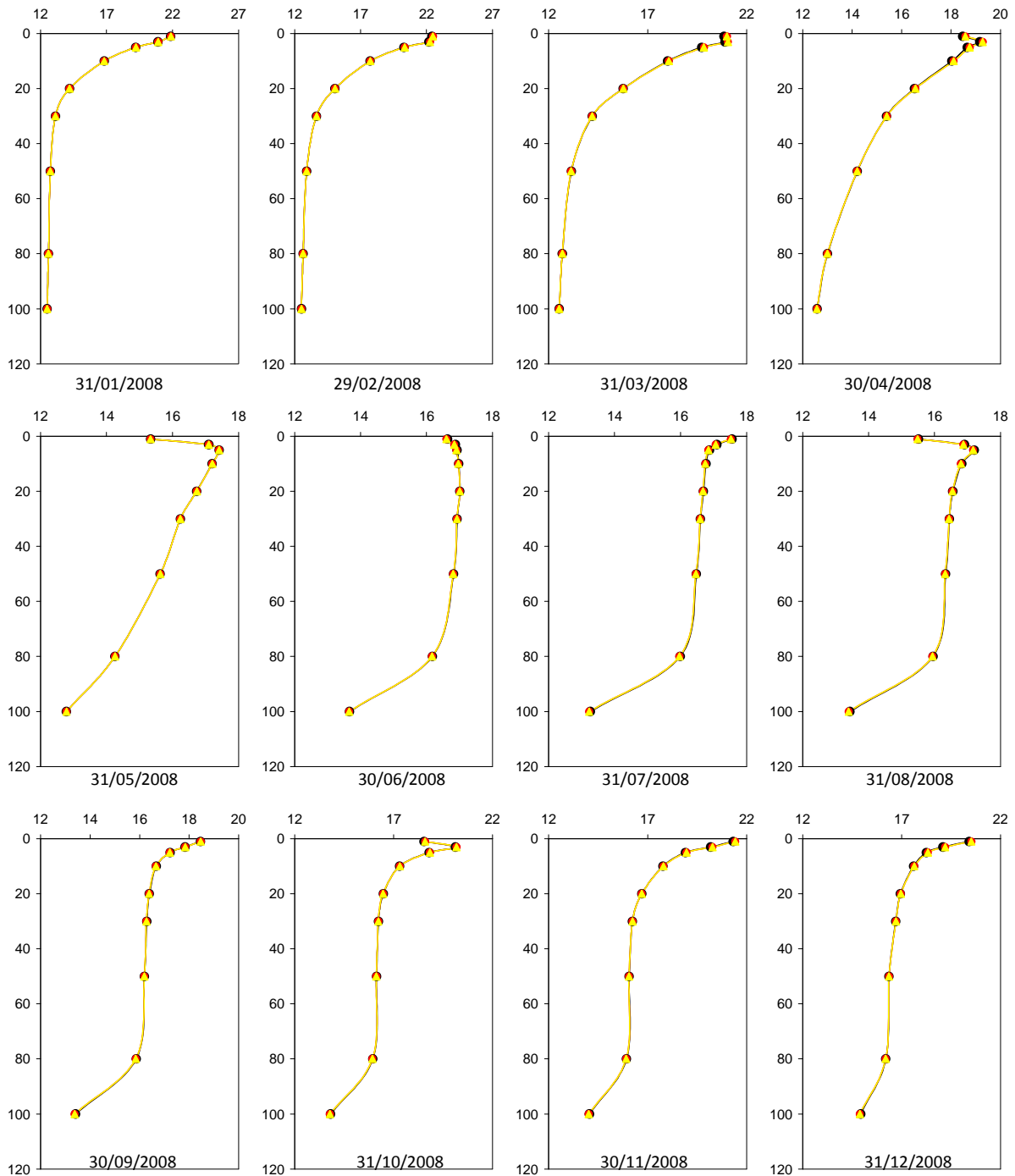


Ilustração LL-27. Perfis verticais mensais de temperatura da água, em °C, no PC 2 (região central).

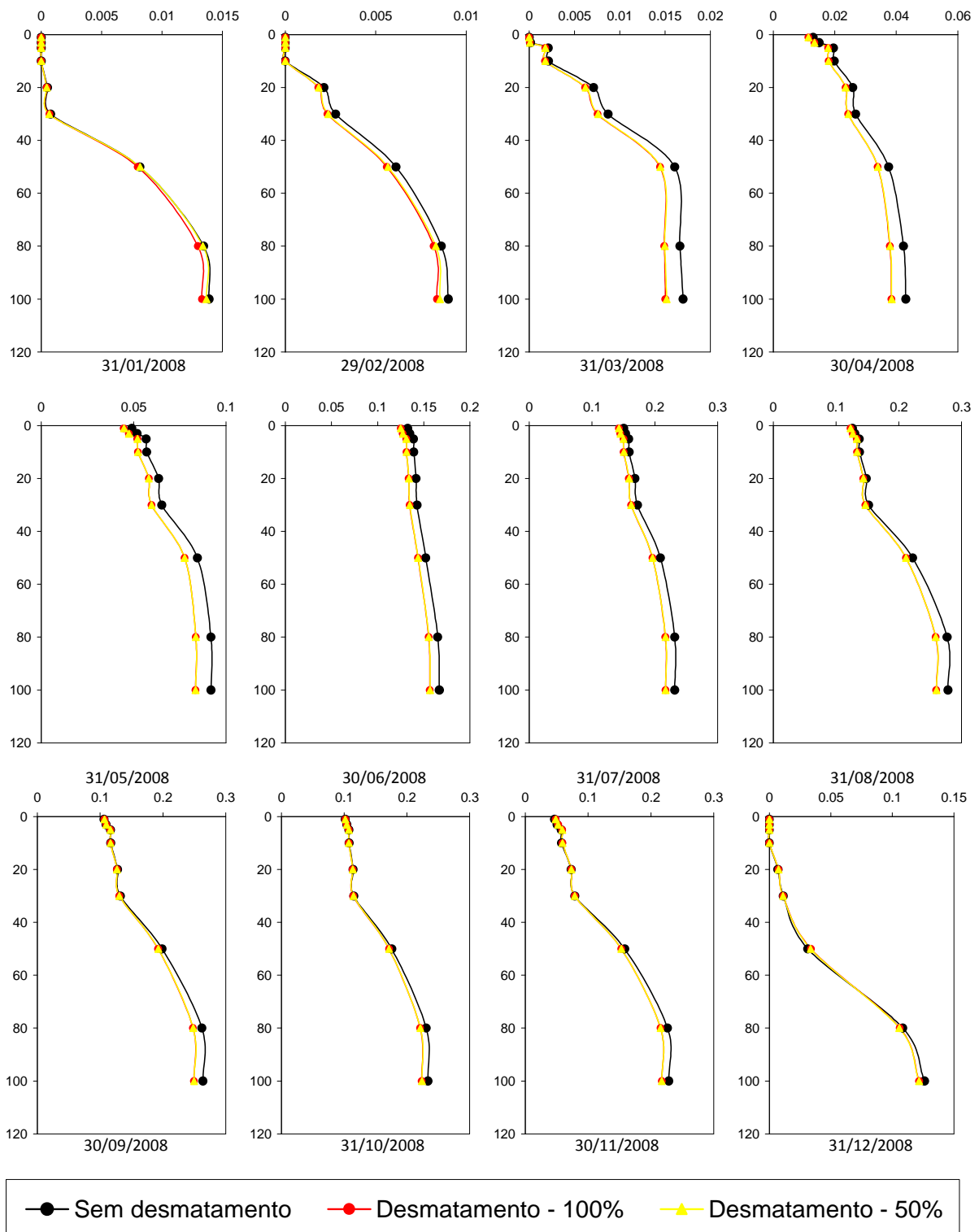


Ilustração LL-28. Perfis verticais mensais de PO_4 , em mg/L, no PC 2 (região central).

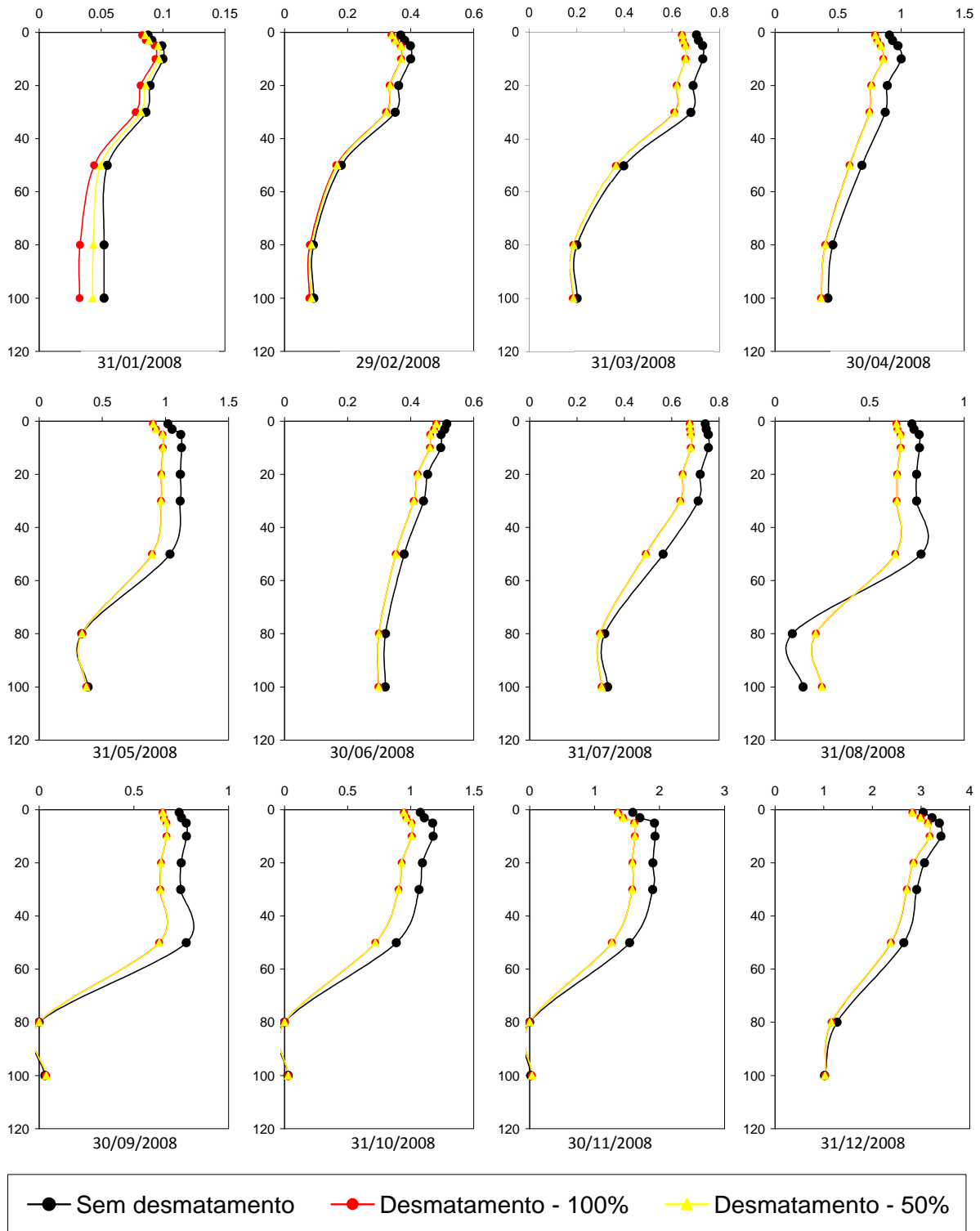


Ilustração LL-29. Perfis verticais mensais de NH_4 , em mg/L, no PC 2 (região central).

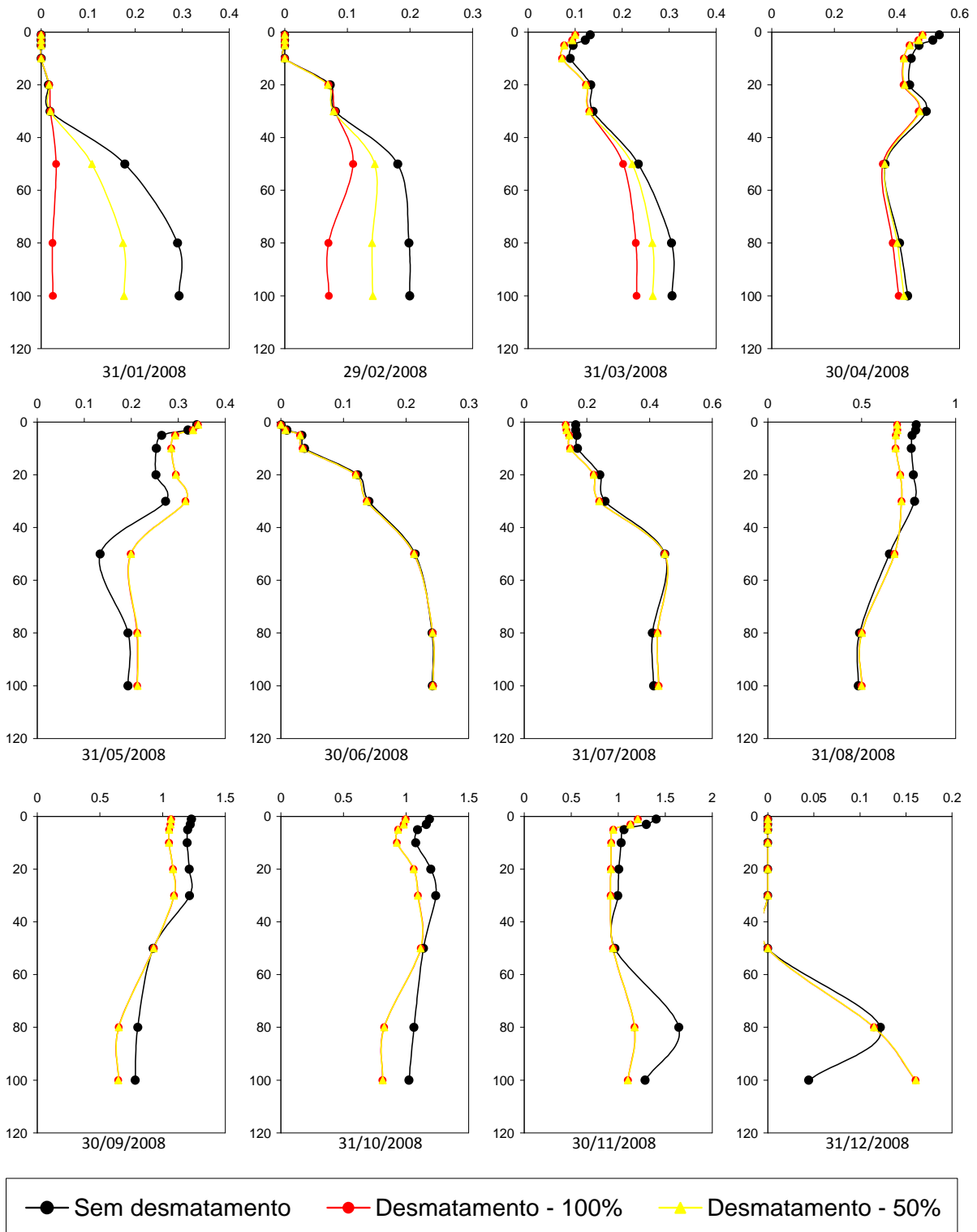


Ilustração LL-30. Perfis verticais mensais de NO_3 , em mg/L, no PC 2 (região central).

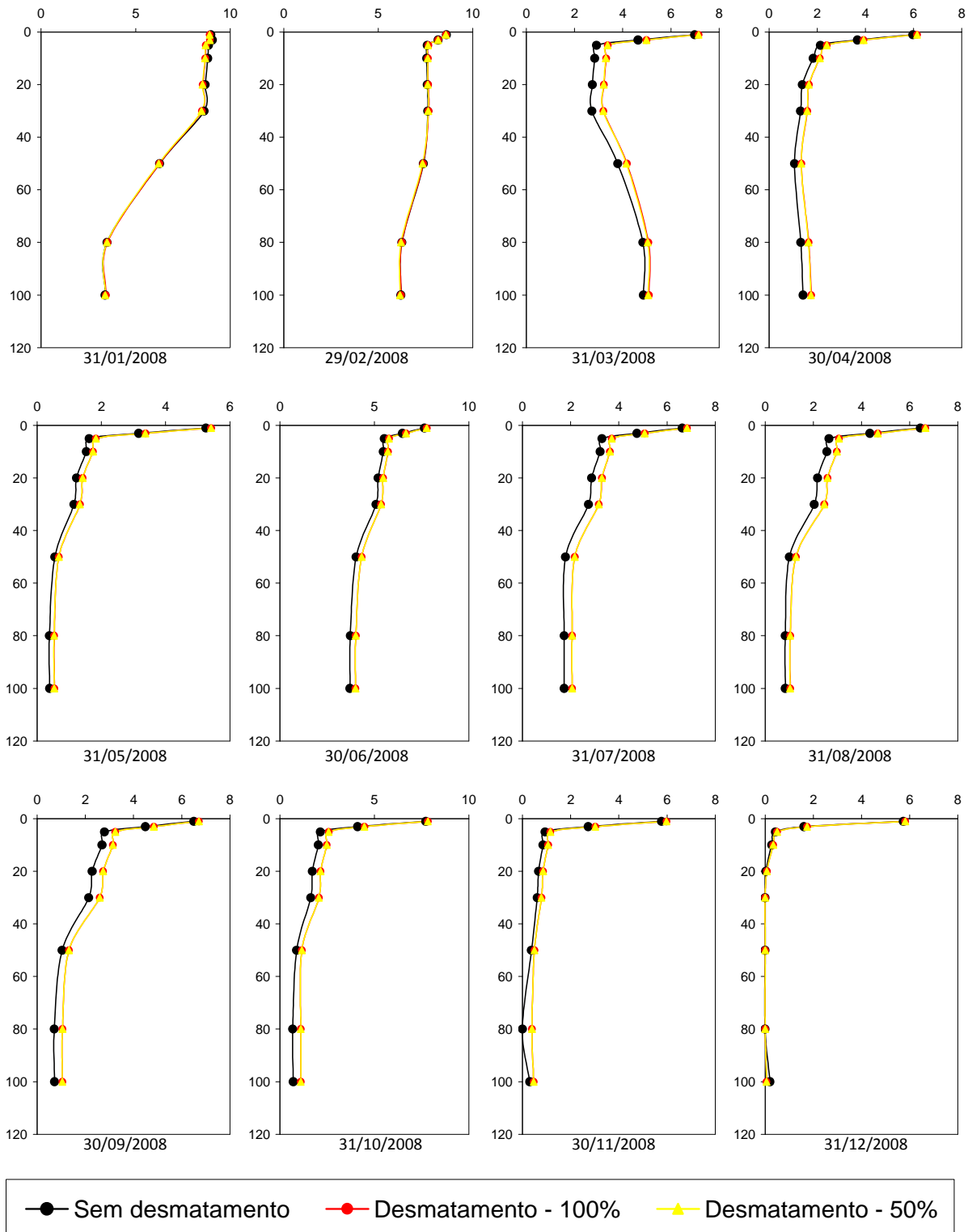


Ilustração LL-31. Perfis verticais mensais de O₂, em mg/L, no PC 2 (região central).

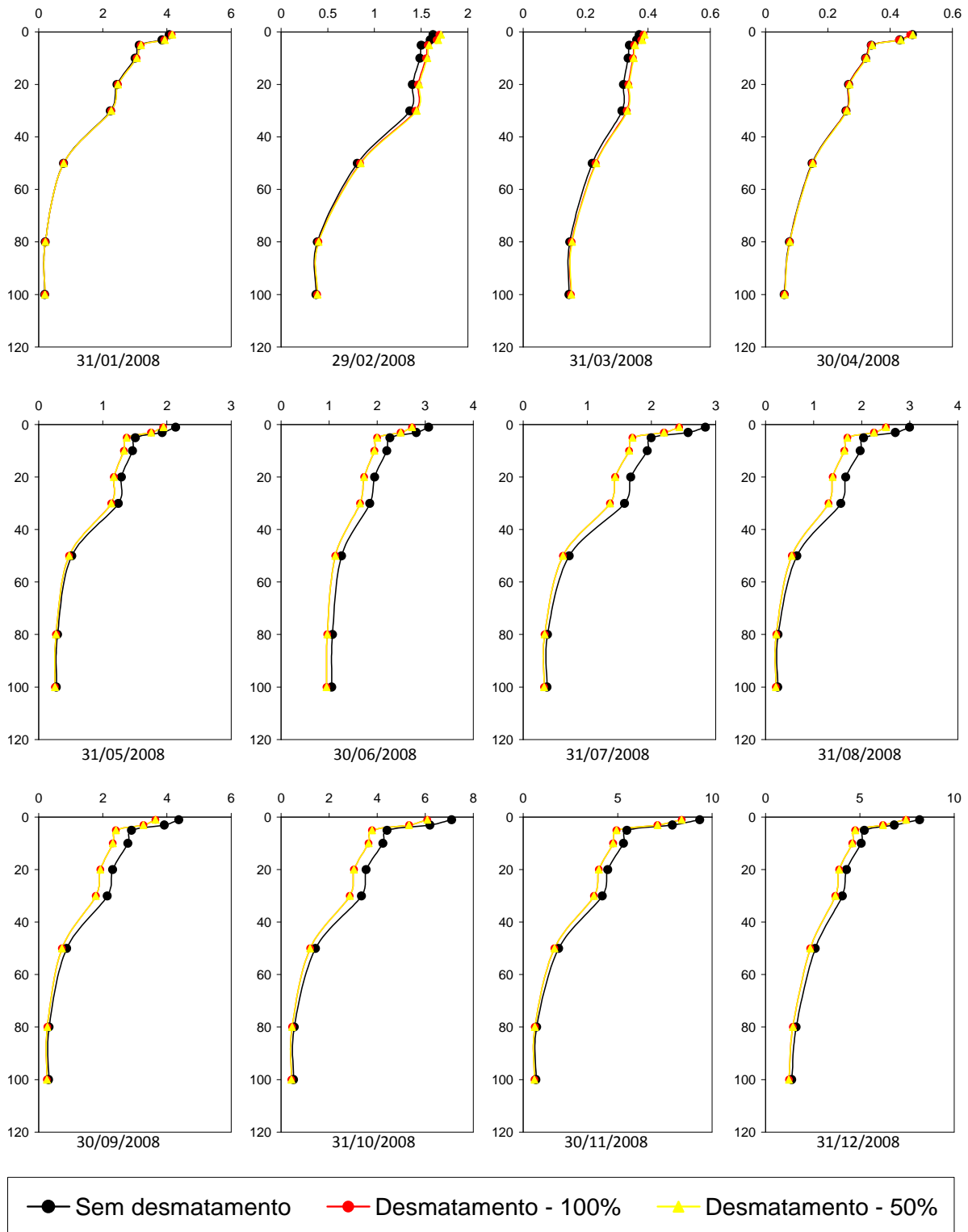


Ilustração LL-32. Perfis verticais mensais de Clorofila-a, em mg/L, no PC 2 (região central).

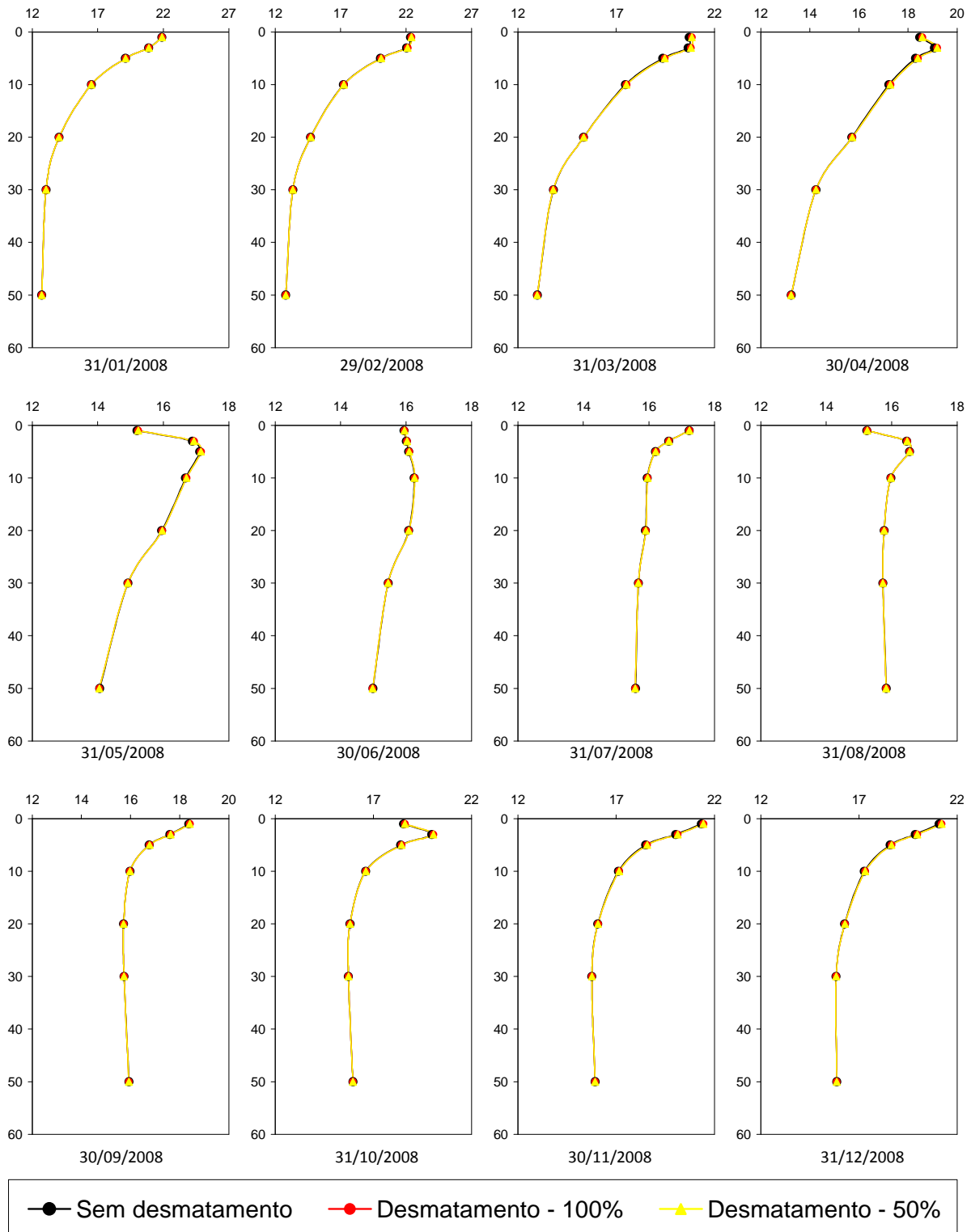


Ilustração LL-33. Perfis verticais mensais de temperatura da água, em °C, no PC 3 (rio Lava-Tudo).

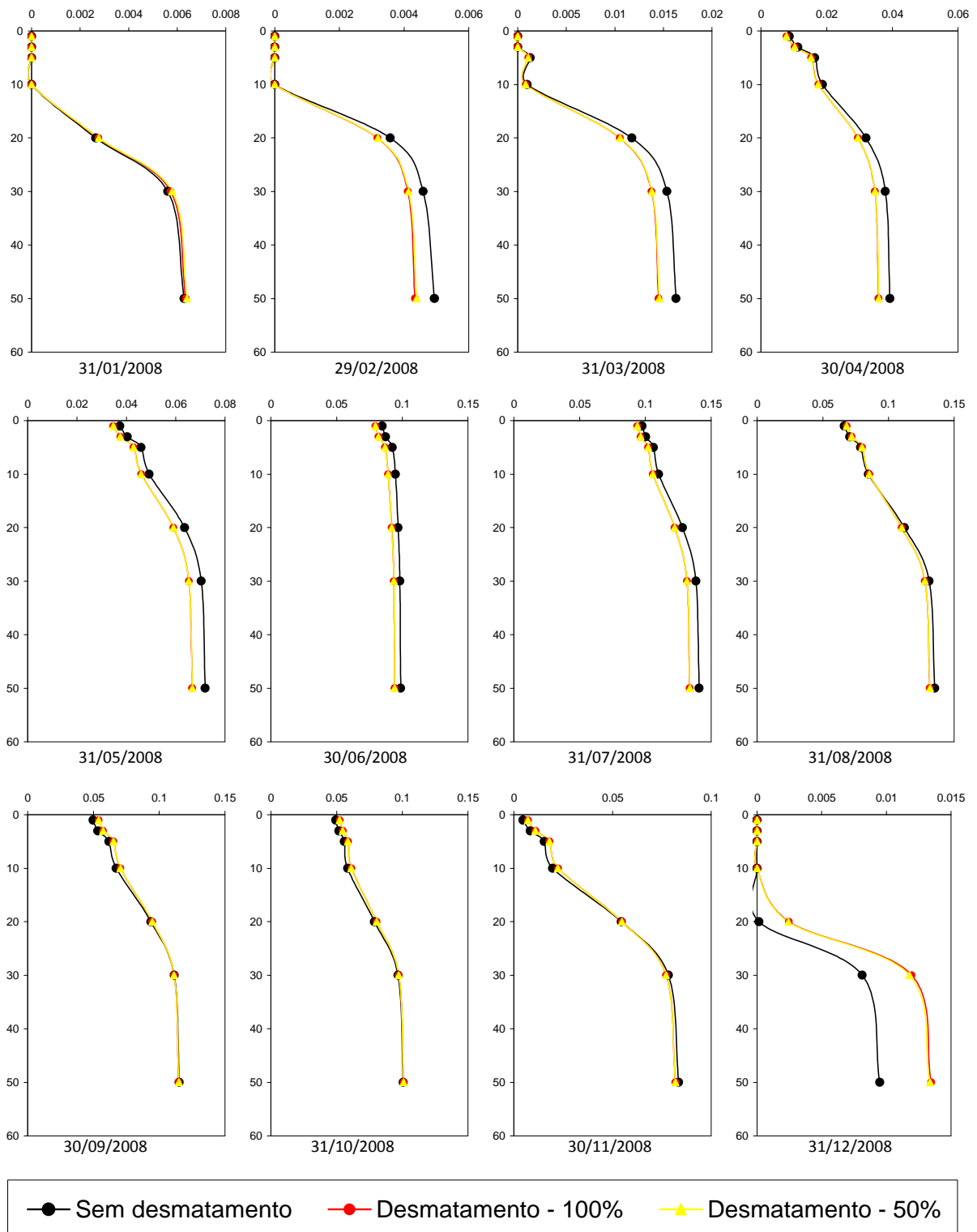


Ilustração LL-34. Perfis verticais mensais de PO_4 , em mg/L, no PC 3 (rio Lava-Tudo).

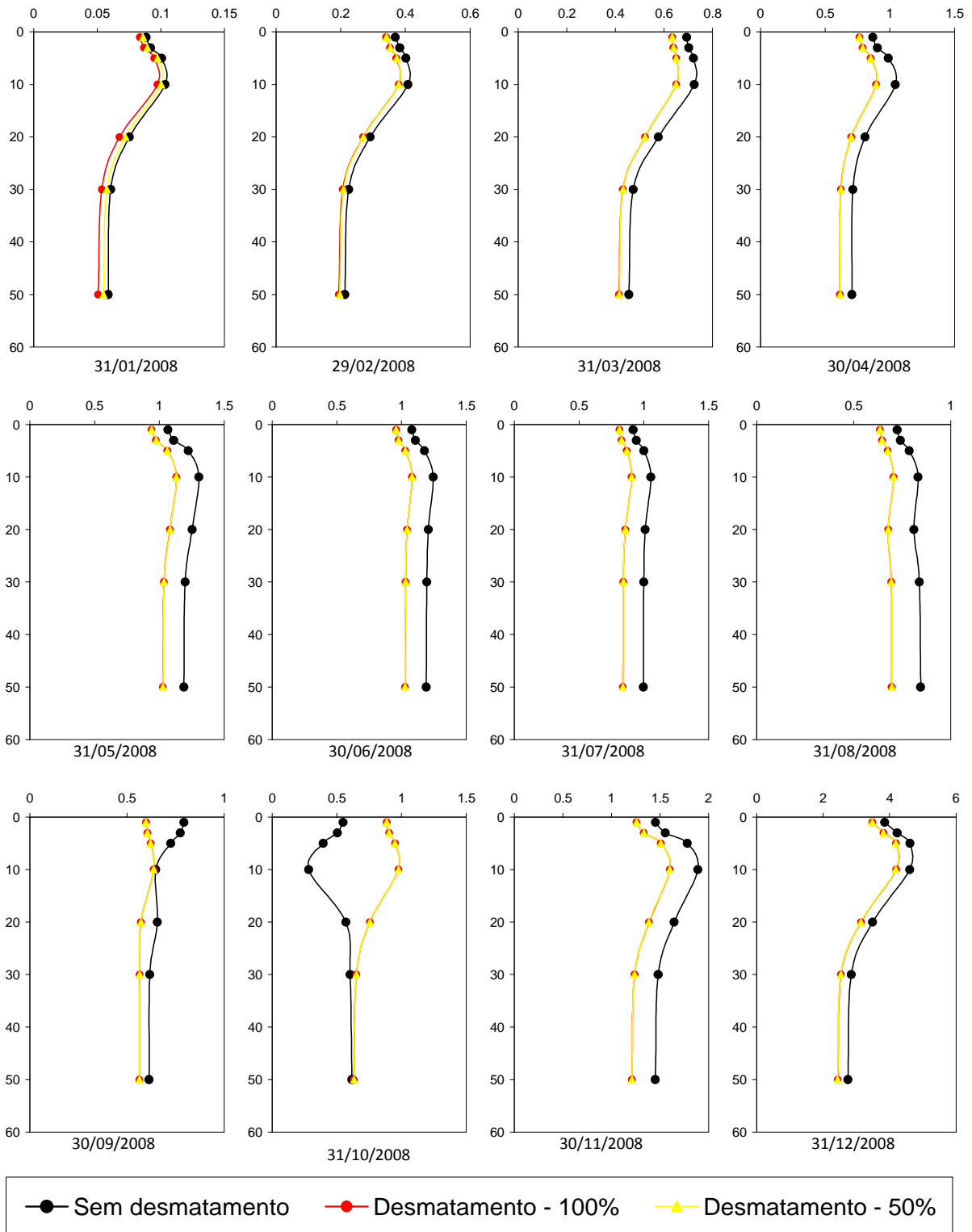


Ilustração LL-35. Perfis verticais mensais de NH_4 , em mg/L, no PC 3 (rio Lava-Tudo).

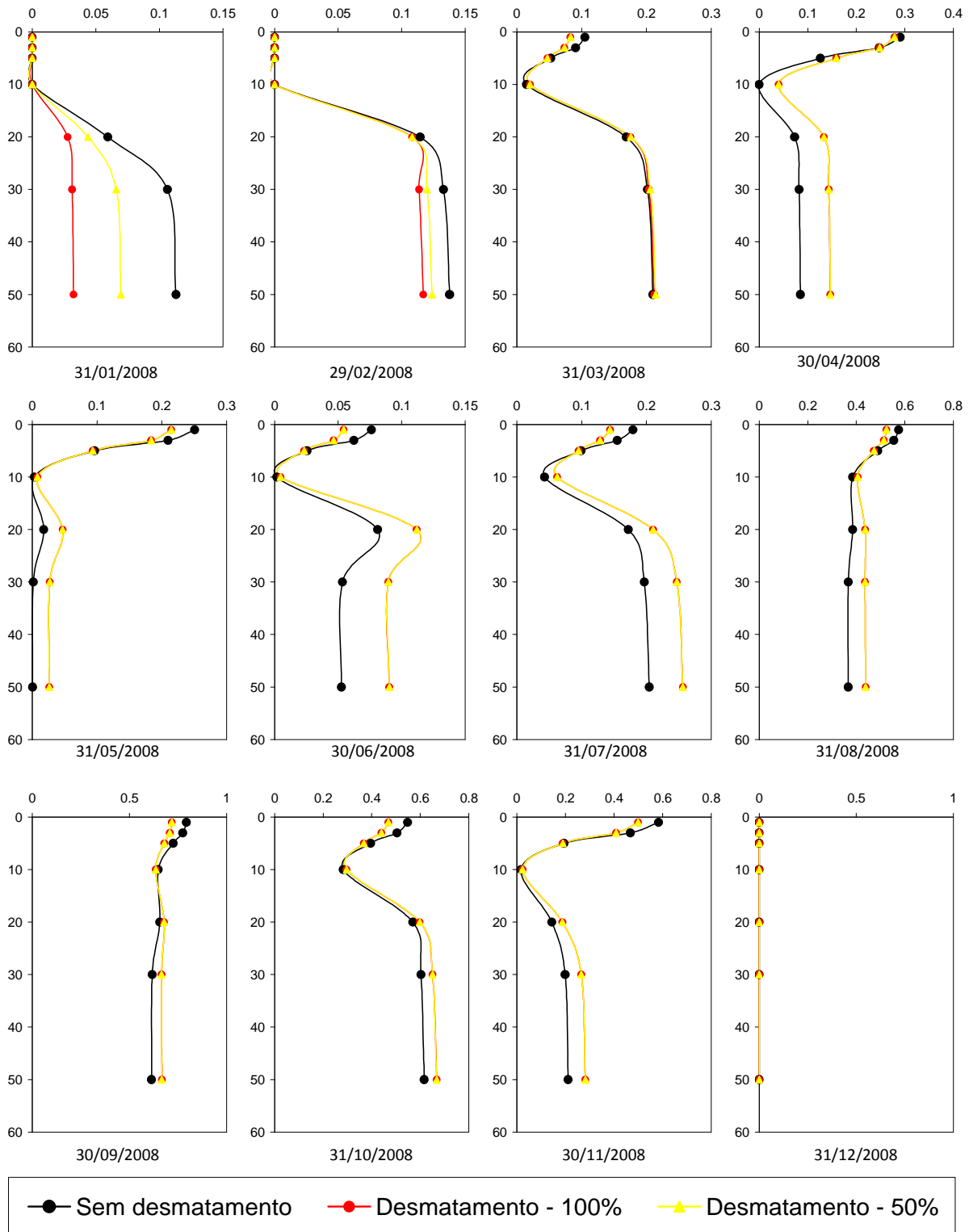


Ilustração LL-36. Perfis verticais mensais de NO_3 , em mg/L, no PC 3 (rio Lava-Tudo).

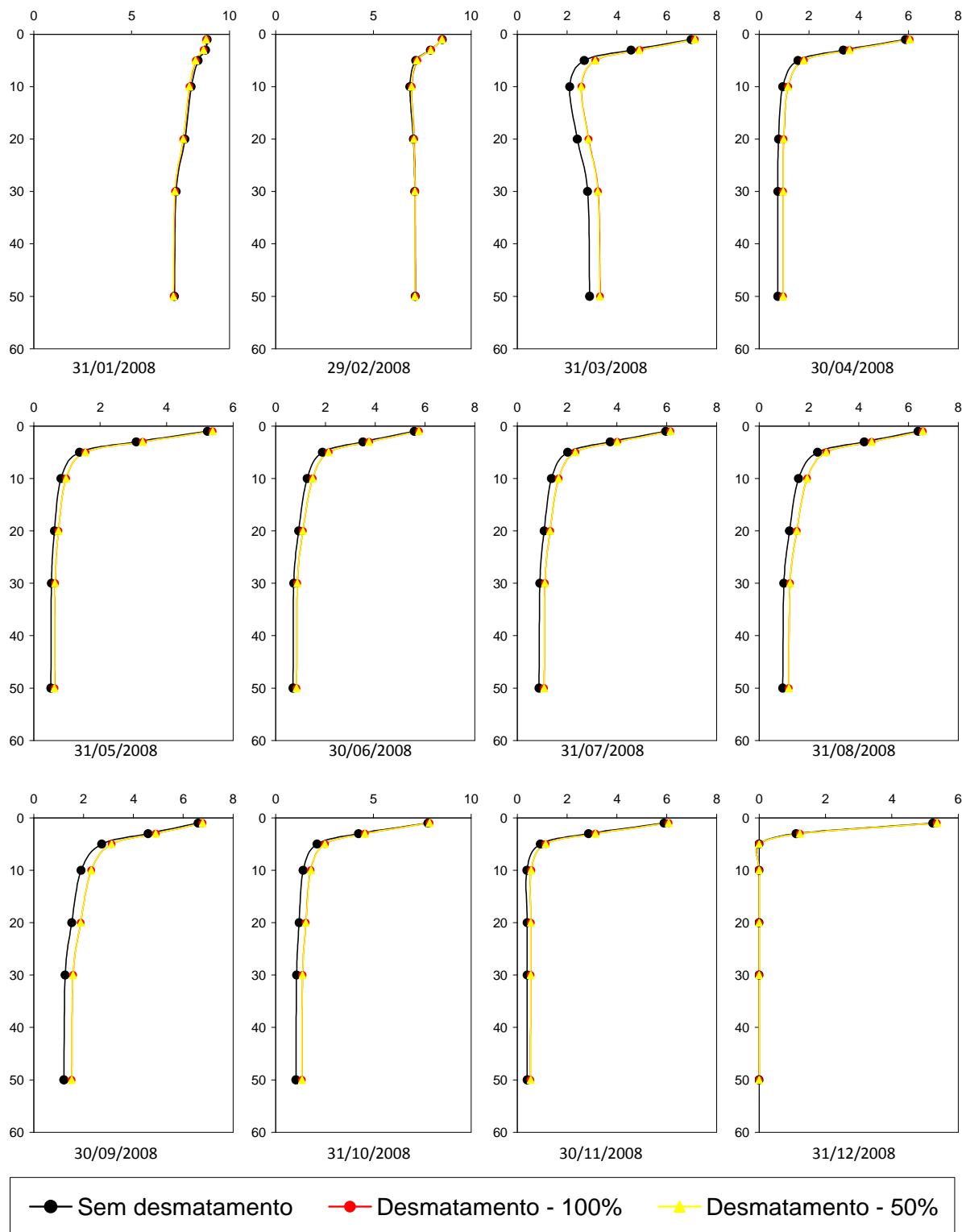


Ilustração LL-37. Perfis verticais mensais de O₂, em mg/L, no PC 3 (rio Lava-Tudo).

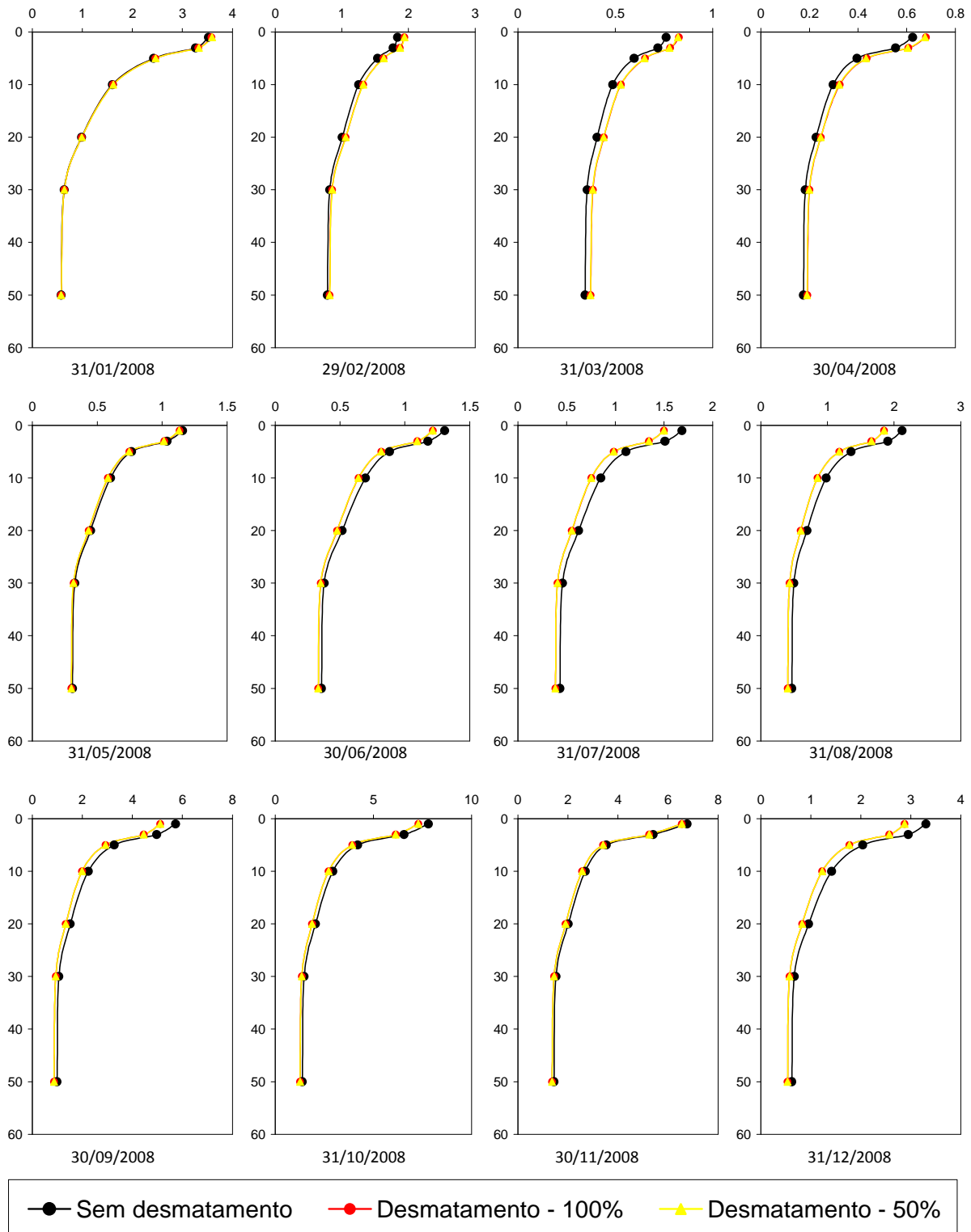


Ilustração LL-38. Perfis verticais mensais de Clorofila-a, em mg/L, no PC 3 (rio Lava-Tudo).

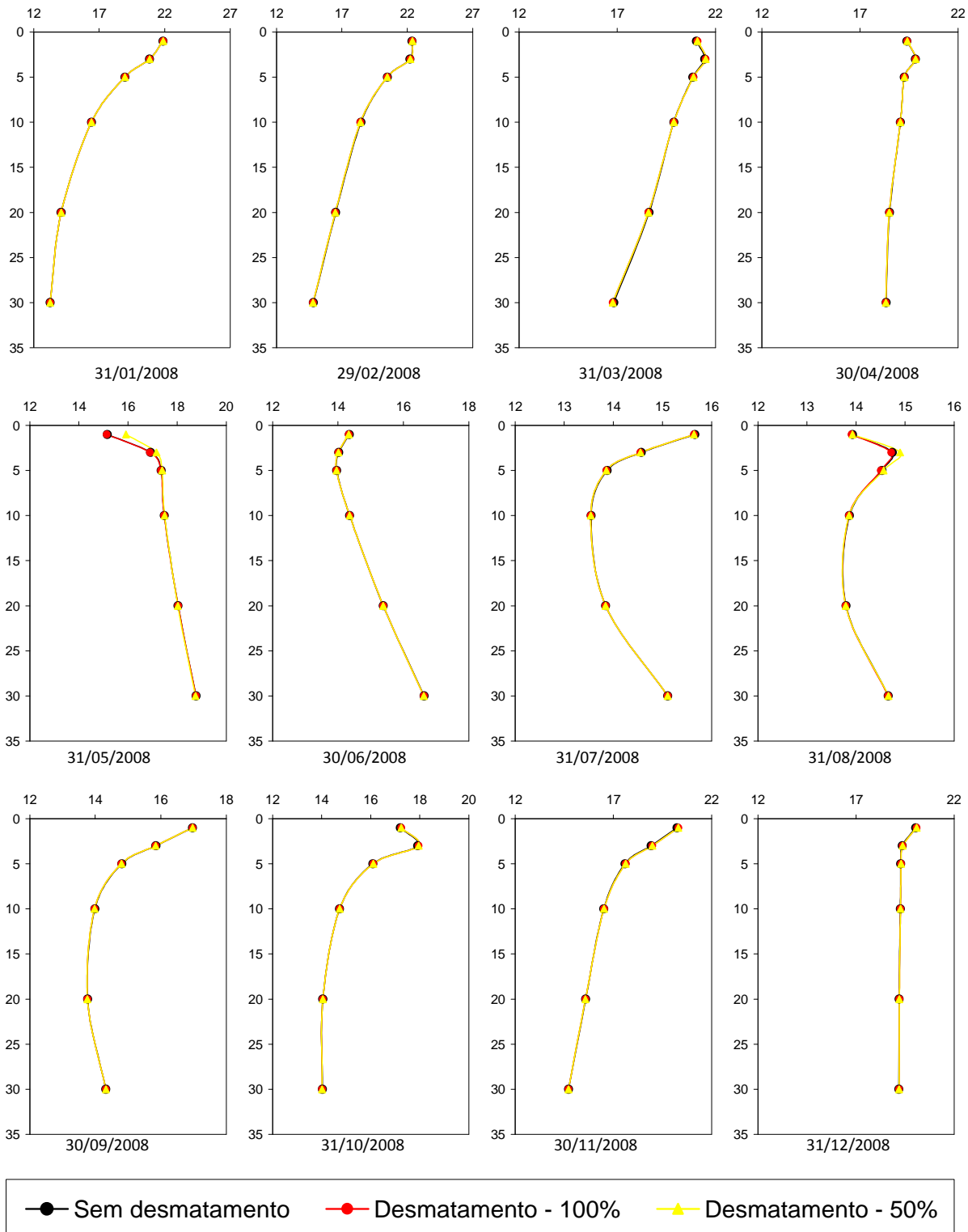


Ilustração LL-39. Perfis verticais mensais de temperatura da água, em °C, no PC 4 (a montante do rio Pelotas).

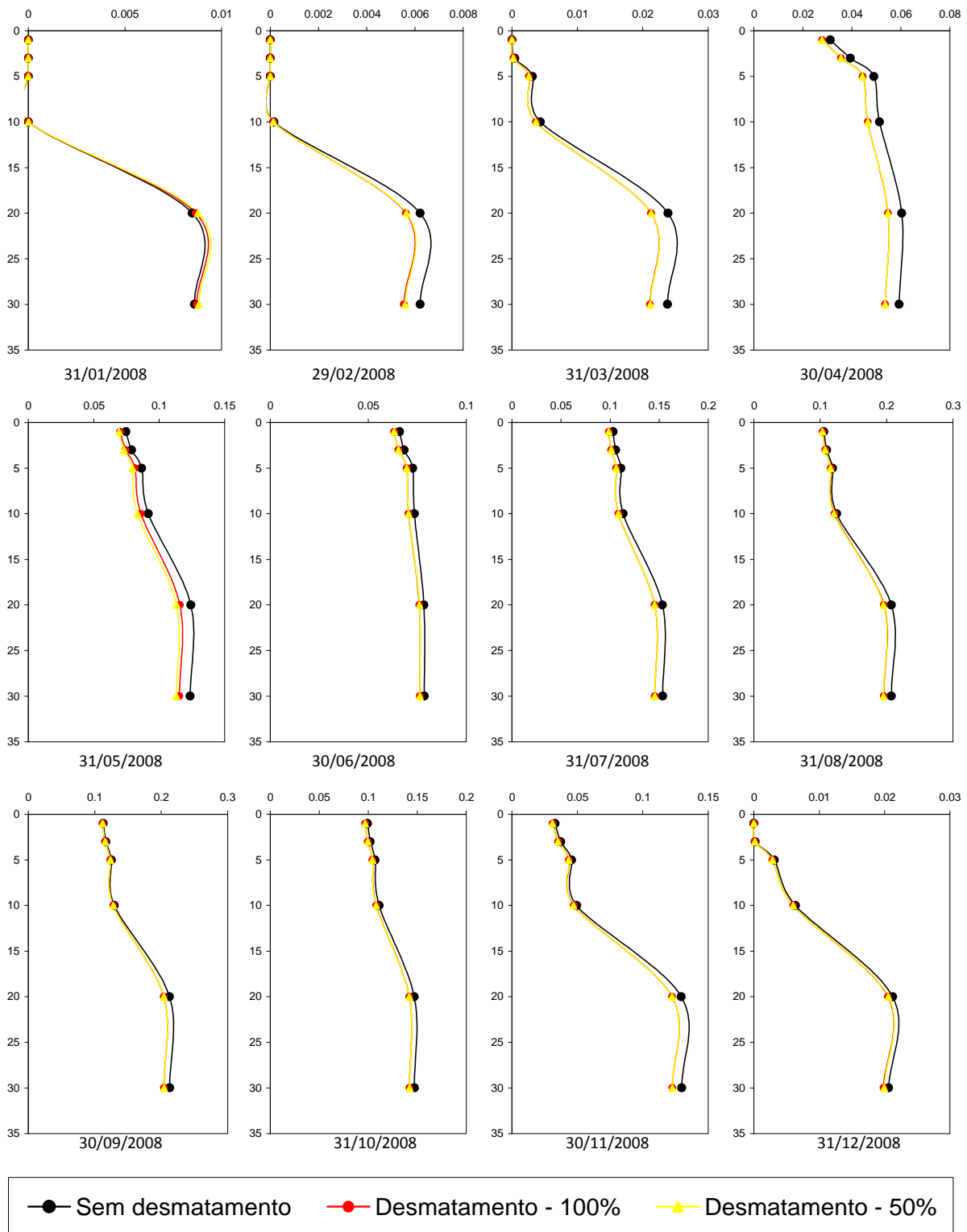


Ilustração LL-40. Perfis verticais mensais de PO_4 , em mg/L, no PC 4 (a montante do rio Pelotas).

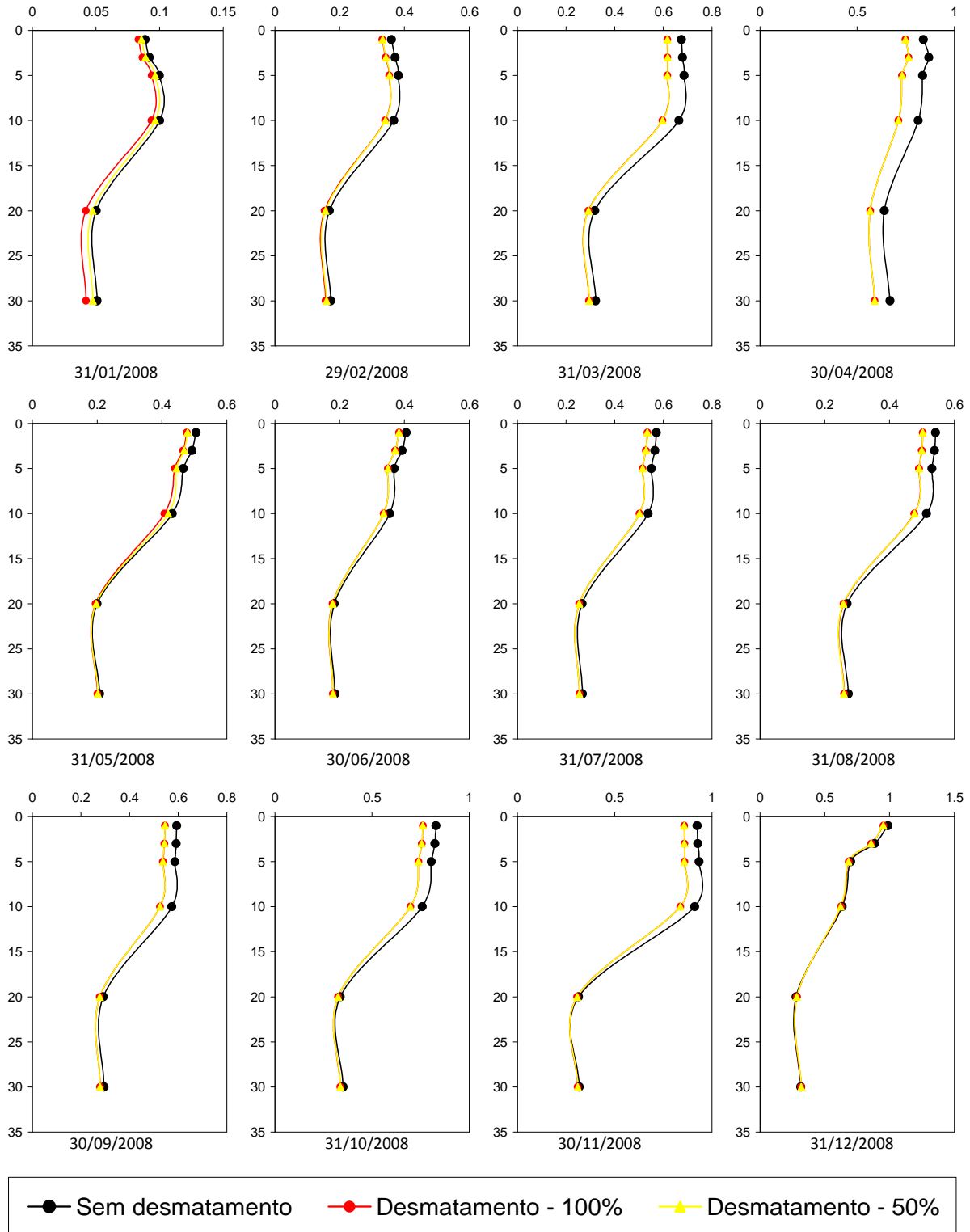


Ilustração LL-41. Perfis verticais mensais de NH_4 , em mg/L, no PC 4 (a montante do rio Pelotas).

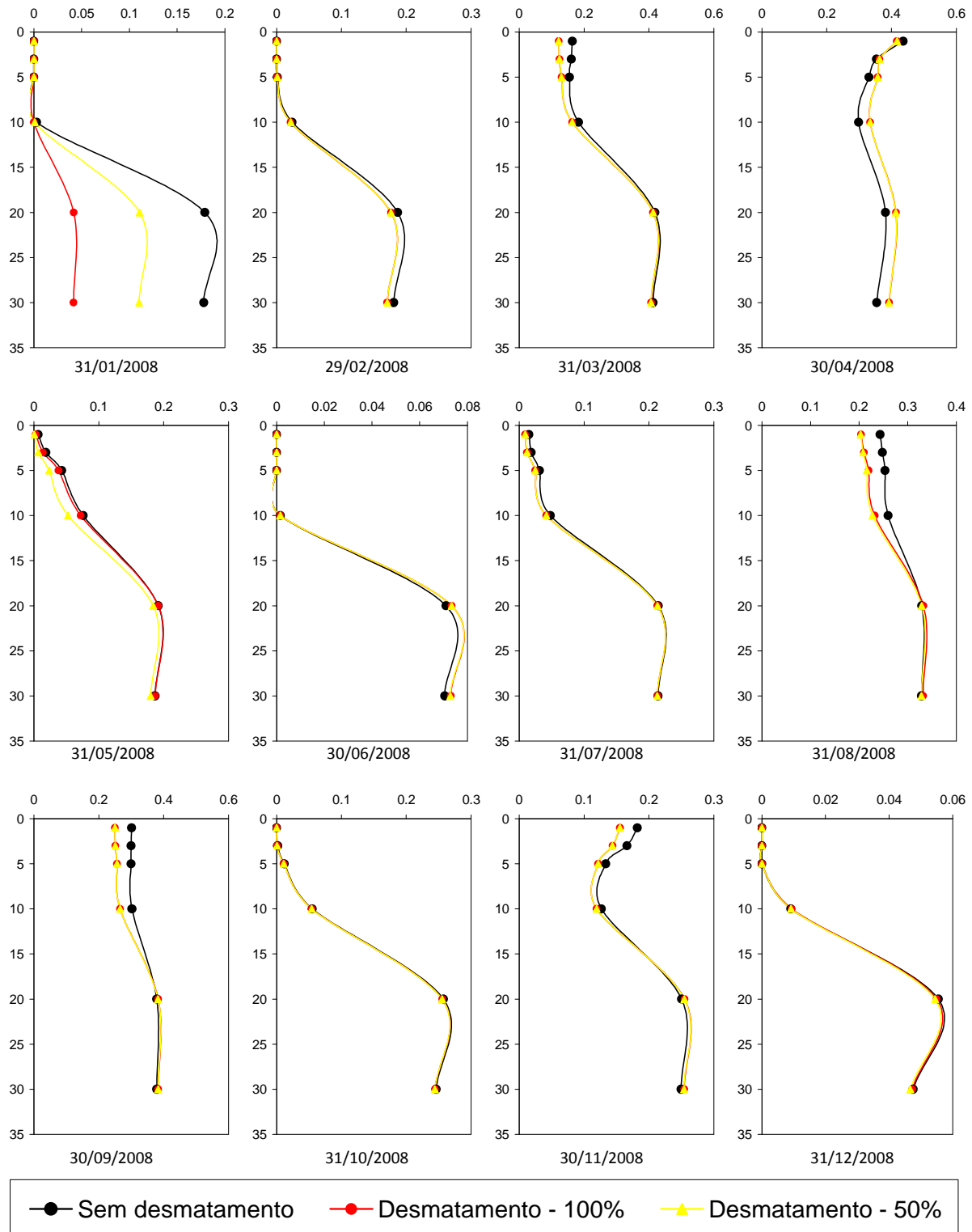


Ilustração LL-42. Perfis verticais mensais de NO_3^- , em mg/L, no PC 4 (a montante do rio Pelotas).

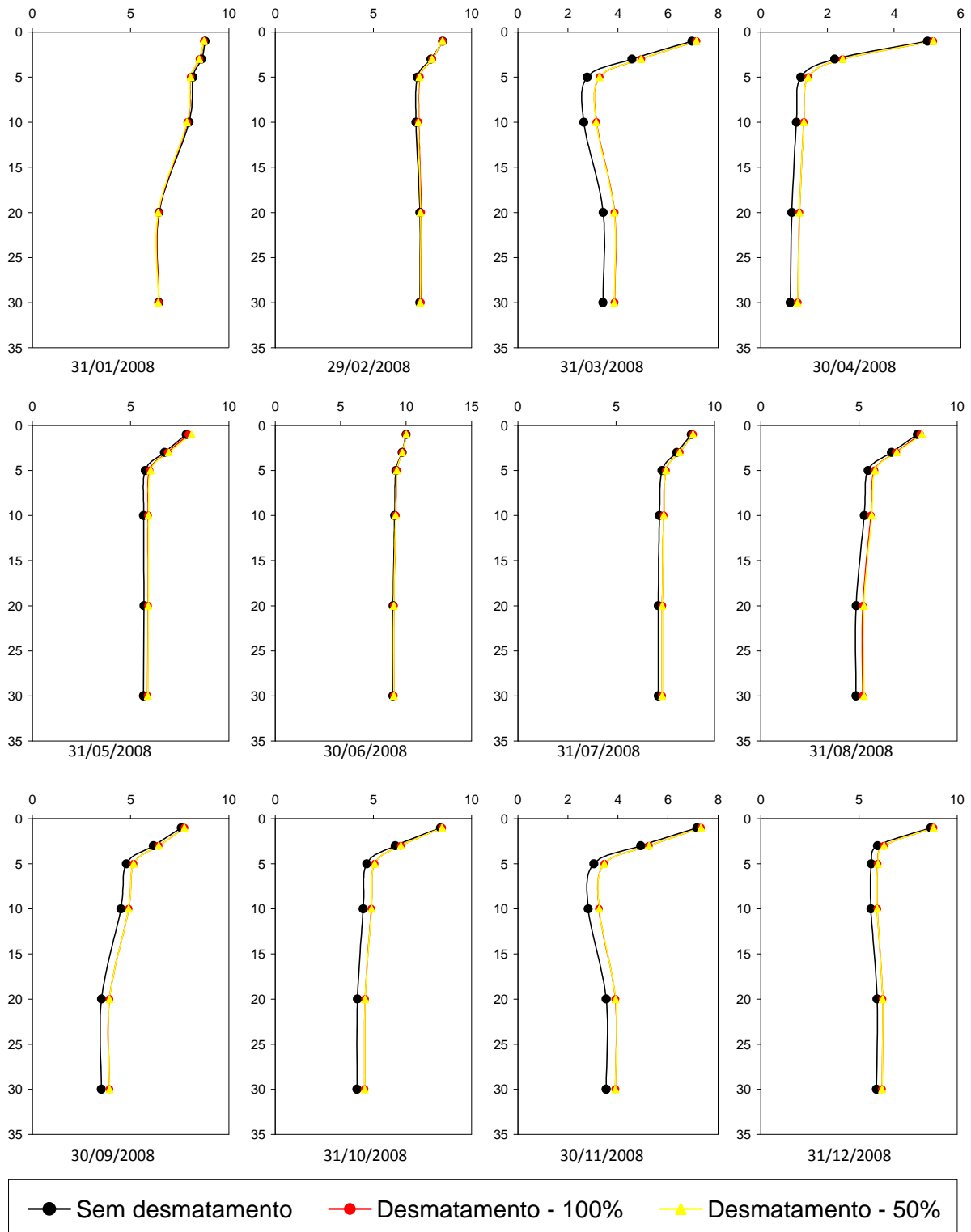


Ilustração LL-43. Perfis verticais mensais de O₂, em mg/L, no PC 4 (a montante do rio Pelotas).

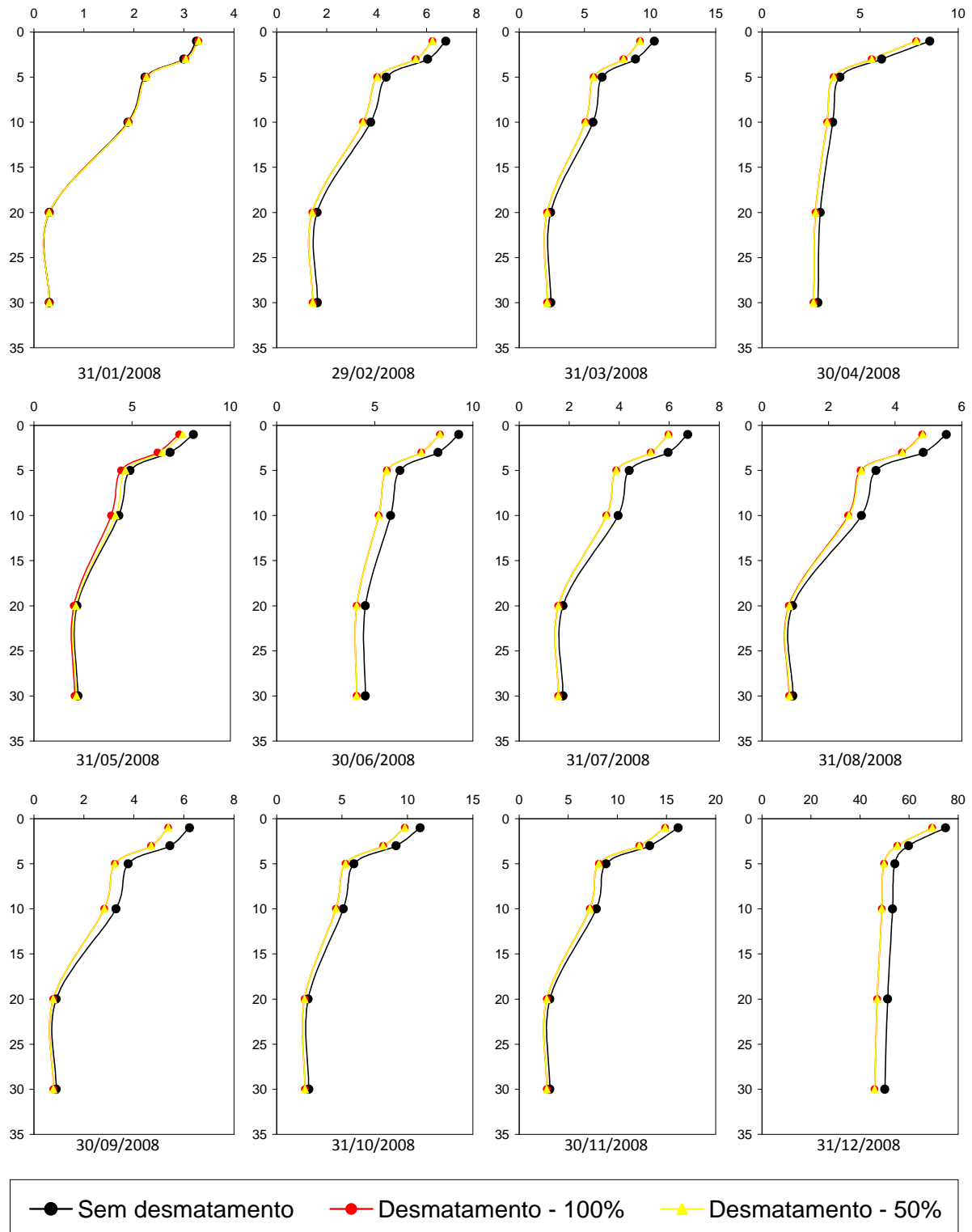


Ilustração LL-44. Perfis verticais mensais de Clorofila-a, em µg/L, no PC 4 (a montante do rio Pelotas).

LL.3.1.1 Temperatura da água

APÊNDICES

Os padrões de estratificação térmica da coluna d'água são muito variáveis, mesmo em ambientes localizados numa mesma região, pois além dos fatores climatológicos, fatores inerentes ao sistema, como a morfometria do lago e o tempo de residência da água, apresentam papel fundamental (Henry, 1999).

No AHE Pai Querê, a sazonalidade climática e o tempo de residência da água atuam como fatores preponderantes. Sabe-se que quanto maior o tempo de residência do reservatório, maior será a estabilidade da coluna d'água devido à redução da circulação das massas d'água originada pelo fluxo unidirecional junto ao canal do rio e, conseqüentemente, maior será a possibilidade de ocorrência de estratificação térmica. Segundo Henry (1999), o desenvolvimento de forte estratificação é comum em reservatórios com tempo de residência maior que 40 dias. A simulação prognosticou estratificação térmica, principalmente, em pontos mais a jusante dos tributários por um longo período do ano, embora o reservatório possua um tempo de residência menor do que 40 dias (Ilustrações Z-21, Z-27, Z-33 e Z-39).

O reservatório localiza-se em uma região de clima subtropical úmido Cfa, segundo a classificação de Köppen, com estações do ano bem definidas. De fato, a simulação demonstra o efeito da sazonalidade na temperatura da coluna d'água. Com o início da primavera, inicia também a formação de termoclina, uma descontinuidade de temperatura, originada pelo aquecimento da superfície do lago (Esteves, 1998). Essa termoclina tende a se aprofundar ao longo do verão, devido ao contínuo aquecimento das camadas superficiais até camadas mais profundas.

Durante o verão, observa-se uma nítida estratificação térmica (Ilustração LL-15), com a formação de três camadas com diferentes gradientes de temperatura: epilímnio, metalímnio e hipolímnio. A camada superior, o epilímnio, é caracterizada por uma temperatura uniforme e quente (em torno de 22°C), até os primeiros 5 metros de profundidade. Nos 20 metros seguintes (de 5 a 35 m), é possível observar uma segunda camada, denominada metalímnio, com forte descontinuidade de temperatura, devido ao aprofundamento da termoclina. Já o hipolímnio, a camada inferior, apresenta temperaturas mais baixas e águas mais densas.

No outono, com a redução da radiação solar, pode-se perceber que o lago passa a perder energia para a atmosfera, ocorrendo diminuição da temperatura da água. Essa perda de calor ocorre principalmente devido à evaporação da água e à entrada de afluentes com águas mais frias. Observa-se então um processo de resfriamento do epilímnio e conseqüente aumento da densidade da água, ocorrendo um processo de mistura, já que a água fria é mais densa e tende a penetrar até níveis de água com a mesma densidade. Como conseqüência, até o final do outono o metalímnio é incorporado ao epilímnio, ocorrendo a quebra da estratificação térmica de verão e iniciando-se a circulação da massa d'água. Essa circulação irá causar a homogeneização da coluna d'água no inverno, que deve apresentar temperaturas em torno de 15°C desde a superfície até o fundo (Ilustrações LL-21 e LL-27).

Desta forma é esperada a ocorrência de estratificação térmica durante o verão e em períodos com vazões criticamente baixas. No entanto, o aumento na vazão afluente poderá causar instabilidade na coluna d'água, rompendo a estratificação.

Com relação aos principais braços do reservatório, os dois Pontos de Controle analisados (PC3 e PC4 no rio Lava-Tudo e no rio Pelotas, respectivamente) apresentaram estratificação térmica nos meses de primavera e verão (setembro, outubro, novembro, dezembro, janeiro e fevereiro), com diferenças de até 5°C entre a temperatura da superfície e do fundo. Em pontos mais a montante destes tributários foi observado temperaturas homogêneas em toda a coluna d'água.

Não foram observadas significativas mudanças na distribuição espacial da temperatura da água em função dos cenários de desmatamentos, uma vez que fatores que determinam a distribuição da luz

APÊNDICES

na coluna d'água pouco alteraram seus valores (por exemplo, concentração de sólidos suspensos, matéria orgânica na água e fitoplâncton)

É importante destacar que a magnitude da variação da temperatura da água simulada para o reservatório e para seus principais braços não constitui fator limitante à manutenção dos processos biológicos. Entretanto, outras variáveis de maior importância para a vida podem apresentar resposta à estratificação, como o oxigênio dissolvido e os nutrientes.

LL.3.1.2 Nutrientes

O fósforo e o nitrogênio participam de processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos, como o armazenamento de energia e a formação de proteínas. Em baixas concentrações atuam como fatores limitantes da produtividade de um ecossistema aquático, principalmente o fósforo. Porém, ambos são considerados os principais responsáveis pela eutrofização das águas, e altas concentrações de compostos nitrogenados podem ser tóxicos à vida aquática (Esteves, 1998). O principal problema relacionado à eutrofização é o exagerado crescimento de organismos fotossintetizantes, cujas taxas respiratórias e decomposição podem levar ao deplecionamento do oxigênio dissolvido na água.

As simulações demonstraram que, em geral, no epilímnio acontece um incremento na concentração de NH_4 (em função da mineralização da matéria orgânica, lise celular e excreção pelo fitoplâncton) e uma redução da concentração de PO_4 e NO_3 (em função da assimilação de nutrientes pelo fitoplâncton). Esse efeito é amplificado no verão e volta a diminuir com a entrada do outono e durante o inverno, quando a recirculação da massa d'água pela quebra da estratificação térmica reduz a diferença de concentrações de PO_4 , NH_4 e NO_3 entre o epilímnio e o hipolímnio.

As concentrações de PO_4 e NO_3 são mais elevadas no fundo, tendo em vista a liberação de nutrientes pela presença de matéria no sedimento e pela biomassa inundada. Fica evidente, observando os perfis verticais nos Pontos de Controle 1 e 2 (Ilustrações LL-22, LL-23, LL-24, LL-28, LL-29 e LL-30), que o cenário sem desmatamento promove um aumento da concentração de nutrientes no fundo do reservatório, principalmente nos primeiros meses (janeiro, fevereiro e março), devido à decomposição da matéria orgânica lábil. Após esse período, os perfis verticais tendem a convergir no outono e inverno, pela quebra da estratificação térmica, e divergir novamente no verão, onde acontece uma maior decomposição da matéria orgânica e mineralização de nutrientes no fundo do reservatório (principalmente para PO_4 e NO_3).

É importante salientar a possibilidade de ocorrência de florações de algas, especialmente de cianobactérias, durante o verão. Reynolds (1997) afirma que populações de cianobactérias se estabelecem no epilímnio após o crescimento ter se iniciado em águas profundas e anóxicas, durante períodos de estratificação térmica e química. Isto já foi constatado em reservatórios brasileiros (Calijuri & Santos, 1996; Calijuri et al., 1999).

As concentrações de NO_3 apresentam grande variação ao longo do ano e ao longo da profundidade. As concentrações máximas observadas foram da ordem de 2 mg.L⁻¹, acontecendo no epilímnio, próximo à barragem, ao final da primavera (também apresentando estratificação). O padrão de estratificação encontrado na primavera é invertido no verão, quando ocorre uma maior assimilação de NO_3 pelo fitoplâncton. Estes valores são enquadrados na Classe 1 da Resolução 357/05 do CONAMA, não apresentando níveis de toxicidade à biota. Os perfis longitudinais no verão e inverno (Ilustrações Z-12 e Z-18) demonstram um grande gradiente de concentrações de NO_3 de montante para jusante. No inverno, as concentrações de NO_3 dos tributários e perto da barragem apresentam concentrações similares.

Porém, cabe aqui levantar a questão abordada por Esteves (1998) a respeito do nitrito. Este composto é encontrado em baixas concentrações em ambientes oxigenados, entretanto, em ambientes anaeróbios como o hipolímnio de lagos em período de estratificação, podem ser encontradas altas concentrações deste íon, em consequência da desnitrificação, passando o mesmo a ser tóxico para a maioria dos organismos aquáticos.

Com relação ao NH_4 , as simulações mostraram que, para o cenário mais crítico, concentrações máximas, no corpo principal do reservatório, são da ordem de $4,5 \text{ mg.L}^{-1}$, acontecendo no epilímnio, próximo à barragem, no verão com a presença de estratificação (Ilustrações LL-11, LL-17, LL-23 e LL-29). Estes valores são enquadrados na Classe 3 da Resolução 357/05 do CONAMA, e podem apresentar níveis de toxicidade à biota. No outono e inverno ocorre a quebra da estratificação e homogeneização das concentrações na coluna d'água (Ilustrações LL-23 e LL-29). Com relação aos braços do reservatório, as concentrações se apresentam elevadas no rio Lava-Tudo, com valores superiores a $4,0 \text{ mg.L}^{-1}$ (ilustração Z-35) no verão, estando enquadrado na Classe 3. A montante do rio Pelotas não foram encontrados valores de NH_4 superiores a $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$, não apresentando risco de toxicidade à biota.

O PO_4 apresentou valores mais elevados, atingindo concentrações de $120 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ no epilímnio, no verão, com um incremento destas concentrações no cenário sem desmatamento, principalmente no hipolímnio, sendo enquadrado na Classe 4 durante a maior parte do ano, com exceção do inverno, quando as concentrações diminuem (Ilustrações LL-10 e LL-16). As altas concentrações observadas no fundo do reservatório podem ser explicadas pela liberação do íon fosfato do sedimento para a coluna d'água, situação esta facilitada pelas condições de anoxia do meio, que através da variação do processo de oxi-redução provoca a solubilização do fosfato (Ilustrações LL-22 e LL-28). Fosfato que pode, por difusão, alcançar a zona eufótica, onde será assimilado pelo fitoplâncton, incrementando ainda mais a produção de biomassa pela comunidade planctônica.

Assim como para o NO_3 , no perfil longitudinal do reservatório as concentrações de PO_4 apresentam uma sazonalidade bastante pronunciada, sendo maiores no verão, tanto nos segmentos iniciais e intermediários do reservatório, como mais próximo à barragem (ilustrações LL-12 e LL-18).

LL.3.1.3 Oxigênio dissolvido

Os resultados da simulação de oxigênio dissolvido apresentam características semelhantes às observadas para a temperatura da água. De acordo com Esteves (1998), na maioria dos casos, a estratificação térmica condiciona a estratificação química (ilustrações LL-13 e LL-19).

Observa-se que na primavera ocorre o aumento da temperatura das camadas superficiais do reservatório, reduzindo progressivamente a concentração de oxigênio dissolvido nas camadas mais profundas, sendo que o período mais crítico ocorre no verão, quando a maior parte da coluna d'água apresentou valores próximos à anoxia. A ocorrência de maior estratificação do oxigênio no verão, coincide com o período mais propício à ocorrência de estratificação térmica, o que pode levar a uma depleção dos valores de oxigênio nas camadas mais profundas, pois a termoclina tende a criar uma barreira para a transferência de oxigênio entre o epilímnio e o hipolímnio. No AHE Pai Querê, esse cenário poderá ocorrer com frequência no período de primavera-verão, porém deve ser alternado com períodos de maior oxigenação quando da ocorrência de pulsos de vazão e decorrente homogeneização da temperatura e do oxigênio dissolvido ao longo da coluna da água.

Com a chegada do outono e durante o inverno, deverá ocorrer uma maior recirculação das massas d'água, elevando as concentrações de oxigênio dissolvido ao longo da coluna d'água, com exceção das camadas mais profundas, que permanecem com valores próximos à anoxia.

APÊNDICES

Segundo Henry (1999), reservatórios de regiões tropicais e subtropicais normalmente apresentam déficits de oxigênio. Este mesmo autor, estudando sete reservatórios brasileiros quanto à distribuição de oxigênio, observou que quatro deles apresentaram condições anóxicas em algum período do ano. Sabe-se que a distribuição do oxigênio dissolvido varia de acordo com o balanço entre processos de entrada, através da produção primária, da difusão água-atmosfera e da contribuição de tributários, e processos de consumo de oxigênio, como respiração da biota e decomposição da matéria orgânica (Esteves, 1998).

Assim, a maior biomassa de organismos fitoplanctônicos no verão, favorecida pela elevação da temperatura e da incidência luminosa, irá aumentar a oxigenação na zona eufótica (Ilustração LL-25 e LL-31). Porém a senescência dos organismos e sua decomposição resultará num aumento da demanda de oxigênio, causando seu deplecionamento na zona afótica, que é maior no período de verão.

O oxigênio dissolvido e a temperatura também podem influenciar a distribuição vertical do zooplâncton. Segundo Arcifa (1999), a anoxia abaixo da termoclina no verão pode constituir uma barreira para o deslocamento destes organismos. Já para a ictiofauna, a estratificação térmica e consequente depleção do oxigênio dissolvido nas camadas mais profundas do reservatório, em geral, não constituem risco de mortandade, uma vez que se espera que os peixes se desloquem e ocupem mais efetivamente o epilímnio, com níveis adequados de oxigênio dissolvido. Mesmo nos períodos mais críticos de anoxia, observa-se a ocorrência de uma camada aeróbia de aproximadamente 7 metros. Porém, a concentração de oxigênio é baixa no verão, mesmo nesta camada, não ultrapassando valores de 5 mg/L. O período de dezembro a março deve ser o mais crítico para o oxigênio dissolvido no reservatório, devendo ser alvo do programa de monitoramento.

O oxigênio dissolvido apresenta a mesma tendência no rios Pelotas e Lava-Tudo, com um rápido período de anoxia na camada mais profunda no mês de janeiro, período esse que, como mencionado no item anterior, apresenta estratificação térmica. Ao longo dos demais meses, observa-se uma grande variação no comportamento desta variável, porém sempre mantendo condições aeróbias em toda a coluna d'água (Ilustração LL-27). O rio Pelotas apresenta boas condições de oxigenação ao longo do ano com concentrações maiores que 6 mg/L no epilímnio, atingindo a Classe 1 do CONAMA (Ilustração LL-33), o que pode ser explicado por esse braço do reservatório apresentar a maior vazão afluente. Ao final da primavera, o hipolímnio do rio Pelotas apresenta concentrações inferiores a 3 mg/L.

Não foram encontradas diferenças significativas nas concentrações de oxigênio dissolvido entre os cenários analisados.

LL.3.1.4 Clorofila-a

Os resultados da simulação de clorofila-a apresentam características semelhantes às observadas para a temperatura da água e oxigênio. O fitoplâncton apresenta condições ótimas de crescimento na zona fótica, com elevadas temperaturas e disponibilidade de nutrientes. As simulações identificaram um forte gradiente de concentração ao longo dos rios Pelotas e Lava-Tudo, sendo os mais altos valores nos tributários (Ilustrações LL-14 e LL-20).

Os valores máximos de clorofila-a encontrados no corpo principal do reservatório são inferiores a $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ no verão, estando abaixo do limite estabelecido pela Resolução 357/05 do CONAMA para Classe 1 (Ilustração LL-26 e LL-32). A montante do rio Pelotas foram encontrados valores superiores a $70 \mu\text{g.L}^{-1}$ no verão para o cenário sem desmatamento, indicando uma condição de eutrofização (Classe 4) (Ilustração LL-44). Para os cenários com desmatamento, os valores foram superiores a $60 \mu\text{g.L}^{-1}$, também indicando uma condição de eutrofização. O rio Lava-Tudo não apresenta valores superiores a $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Ilustração LL-38).

LL.4 Considerações finais

O modelo IPH-TRIM3D-PCLake foi utilizado para a simulação da qualidade da água do reservatório Pai Querê. A utilização da modelagem matemática é uma ferramenta de gestão que permitiu investigar os padrões de qualidade da água considerando níveis de desmatamento da biomassa de seria inundada. Um melhor conhecimento das informações utilizadas na modelagem (por exemplo, estimativa das cargas, da biomassa inundada, variáveis climáticas) poderia permitir uma melhor aproximação.

O modelo capturou, conforme esperado, a formação das camadas epilímnio, metalímnio e hipolímnio durante as diferentes estações do ano. As simulações dos cenários mostraram a ocorrência de estratificação no reservatório para várias variáveis analisadas. O reservatório apresenta uma profunda camada com concentrações próximas a anoxia no verão. As concentrações de clorofila-a também se elevaram no verão e o braço do rio Pelotas se apresentaria em uma condição de eutrofização. No corpo principal do ri Pelotas e no rio Lava-Tudo, as concentrações de clorofila-a ficaram abaixo de $10 \mu\text{g.L}^{-1}$.

Em relação aos nutrientes, foi observado que concentrações de PO_4 e NO_3 são mais elevadas no fundo, tendo em vista a liberação de nutrientes pela presença de matéria no sedimento e pela biomassa inundada. As concentrações de NO_3 não apresentam risco à biota, diferentemente das concentrações de NH_4 no verão, onde foram encontrados valores superiores a 4mg.L^{-1} . O PO_4 apresentou valores mais elevados, atingindo concentrações de $120 \mu\text{g.L}^{-1}$ no epilímnio no verão, com um incremento destas concentrações no cenário sem desmatamento, principalmente no hipolímnio.

Outra característica verificada é que na comparação entre os cenários sem desmatamento e com 50% de desmatamento para limpeza da área a ser inundada, os resultados tornam-se equivalentes a partir do 6º mês de simulação, não se percebendo variação significativa entre tais cenários.

LL.5 Referências bibliográficas

- CALIJURI, M. C. & SANTOS, A. C. A. 1996. Short-term changes in the Barra Bonita reservoir (São Paulo, Brazil): emphasis on the phytoplankton communities. **Hydrobiologia**, 330: 163-175.
- CALIJURI, M. C.; DEBERDT, G. L. B. & MINOTI, R. T. 1999. A produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Salto Grande. In: Henry, R. (ed.). *Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. FUNDIBIO/FAPESP. Botucatu. p. 111-148.
- CASULLI, V. & CATTANI, E. 1994. Stability, accuracy and efficiency of a semi-implicit method for three-dimensional shallow water flow. **Computers Math. Applic.**, 27(4), 99–112.
- CHAPRA, S. 1997. **Surface water-quality modeling**. McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering. Editora: McGraw-Hill.
- CHENG, R. T.; CASSULLI, V. & GARTNER, J.W. 1993. Tidal, Residual, Intertidal Mudflat (TRIM) model and its applications to San Francisco Bay, California. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. 36: 235 – 280.
- COLLISCHONN, W. & MARQUES, D. L. M. 2003. Desenvolvimento de um modelo hidrodinâmico de transporte de sedimentos e nutrientes para lagos. In: Anais do IX Congresso Brasileiro de Limnologia. Juiz de Fora.
- DEGHAN, M. 2004. Numerical solution of the three-dimensional advection-diffusion equation. **Applied Mathematics and Computation**. 150. 5 – 19.
- ESTEVES, F.A. 1999. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 1988. 574p.
- FRAGOSO Jr, C. R.; Van NES, E. H. ; Janse, J. H. ; da MOTTA Marques, D. 2009. IPH-TRIM3D-PCLake: A three-dimensional complex dynamic model for subtropical aquatic ecosystems. **Environmental Modelling & Software**, v. 24, p. 1347-1348.
- FRAGOSO Jr, C.R. 2005. **Simulações da Dinâmica de Fitoplâncton no Sistema Hidrológico do Taim**. Dissertação de Mestrado. Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.151p.
- FRAGOSO Jr., C.R. 2009. **Modelagem tridimensional da estrutura trófica em ecossistemas aquáticos continentais rasos**. Tese de Doutorado. Instituto de Pesquisas Hidráulicas, UFRGS. 306p.
- GROSS, E. S.; KOSEFF, J. R. & MONISMITH, S. G. 1999. Three-dimensional salinity simulations of south San Francisco Bay. **Jornal of Hydraulic Engineering**. 1199–1209.
- HENRY, R. 1999. Heat budgets, thermal structure and dissolved oxygen in Brazilian reservoirs. In: Tundisi, J. G. & Straskraba, M. (eds.). **Theoretical Reservoir Ecology and its Applications**. Blackhuys Publishers, Leiden.

JANSE, J.H. 2005. **Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches.** Tese de doutorado. Universidade de Wageningen, Holanda. pp. 376.