



DETERMINAÇÃO DE UM REGIME DE CAUDAIS ECOLÓGICOS A JUSANTE DO EMPREENDIMENTO DO ALVITO

Relatório final

Estudo realizado pelo Instituto Superior de Agronomia para a ATKINS, no âmbito do Protocolo de Colaboração ATKINS – ISA-ADISA, de 19 de Junho de 2012

Fevereiro 2014

**DETERMINAÇÃO DE UM REGIME DE CAUDAIS
ECOLÓGICOS A JUSANTE DO EMPREENDIMENTO DO
ALVITO**

Equipa afeta ao projeto:

Professora Doutora Teresa Ferreira

Professor Doutor António Pinheiro

Doutor José Maria Santos

Doutora Isabel Boavida

Mestre Rui Pedro Rivaes

Doutor Paulo Branco

ÍNDICE

1	Introdução.....	1
2	Considerações sobre as metodologias de desenvolvimento do regime de caudais ambientais.....	2
2.1	Enquadramento legislativo e importância de um regime de caudal ecológico.....	2
2.2	Metodologias e modelos utilizados para a determinação do regime de caudais ecológicos.....	3
2.2.1	Metodologia IFIM.....	4
2.2.2	Modelação hidráulica - River2D.....	6
2.2.3	Modelo CASiMiR Fish.....	8
2.2.4	Modelo CASiMiR Vegetation.....	9
3	Seleção dos locais de estudo.....	12
4	Caracterização da bacia hidrográfica do rio Ocreza.....	13
4.1	Caraterização geral da bacia.....	13
4.2	Hidrologia.....	14
4.3	Escoamento.....	17
5	Desenvolvimento das curvas de preferência de habitat para a ictiofauna.....	24
5.1	Área de estudo.....	24
5.2	Metodologia de campo.....	25
5.3	Metodologia analítica.....	27
6	Modelação hidrodinâmica de habitat piscícola.....	29
6.1	Levantamento topográfico, medições hidráulicas e caracterização do substrato.....	29
6.2	Modelação hidráulica.....	32
6.2.1	Troço OCBA.....	32
6.2.2	Troço AVTO.....	36
6.2.3	Troço OCPR.....	39
6.3	Simulação do habitat.....	41
6.4	Definição do regime de caudais ecológicos.....	43
6.4.1	Considerações prévias.....	43
6.4.2	Cenário A – QE_{OCREZA} e regime natural na ribeira do Alvito.....	44
6.4.3	Cenário B – QE_{OCREZA} e QE_{ALVITO}	58
6.5	Validação dos resultados.....	68
6.5.1	Outono.....	69
6.5.2	Primavera.....	71

6.5.3	Verão	74
6.5.4	Inverno	76
6.5.5	Considerações finais.....	77
6.6	Considerações finais.....	83
6.6.1	Anos Secos.....	86
7	Modelação dinâmica do mosaico ripário	87
7.1	Considerações prévias.....	87
7.2	Levantamento topográfico e amostragem de campo.....	87
7.2.1	Levantamento topográfico.....	87
7.2.2	Mapeamento dos polígonos de vegetação homogénea.....	88
7.2.3	Recolha de amostras para datação dos polígonos de vegetação	91
7.3	Tratamento dos dados recolhidos em campo.....	93
7.4	Modelação hidráulica.....	97
7.5	Construção dos ficheiros de input para o modelo CASiMiR-vegetation.....	97
7.6	Calibração do modelo CASiMiR Vegetation	100
7.7	Modelação da vegetação	103
7.7.1	Troço OCBA	103
7.7.2	Troço AVTO.....	105
7.8	Definição do regime de caudais ecológicos	108
7.8.1	Considerações prévias.....	108
7.8.2	Cenário A – QE_{OCREZA} e regime natural na ribeira de Alvito	109
7.8.3	Cenário B – QE_{OCREZA} e QE_{ALVITO}	111
7.9	Validação dos resultados.....	112
7.10	Considerações finais.....	115
8	Considerações finais.....	116
8.1	Regime de caudais ecológicos proposto para o troço OCBA	116
8.2	Regime de caudais ecológicos proposto para o troço AVTO	117
9	Bibliografia	118

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Curva SPU em função do caudal onde Q representa o caudal que maximiza o valor de habitat utilizável.	6
Figura 2. Estrutura do modelo CASiMiR vegetation. Fonte: Rivaes et al., 2013.	10
Figura 3. Localização dos casos de estudo.	12
Figura 4. Mapa da precipitação anual média ocorrida na bacia do rio Ocreza.	16
Figura 5. Caudal médio diário no local de estudo OCBA.	18
Figura 6. Curvas de duração média anual do caudal médio diário nos locais de estudo considerados.	19
Figura 7. Localização dos pontos de amostragem nas ribeiras de Alvito e da Líria.	24
Figura 8. Equipamento de pesca elétrica <i>Electracatch International</i>	25
Figura 9. Amostragem de pesca elétrica na ribeira do Alvito. Note-se a presença das marcas lastradas amarelas que acompanham os operadores.	26
Figura 10. Barbo-comum (<i>Luciobarbus bocagei</i>) (esquerda); Boga comum (<i>Pseudochondrostoma polylepis</i>) (centro) e bordalo (<i>Squalius alburnoides</i>) (direita).	26
Figura 11. Levantamento topográfico.	29
Figura 12. Aferição visual da rugosidade e do substrato no troço OCBA.	30
Figura 13. Medições de velocidade e profundidade ao longo das secções transversais no troço OCBA.	31
Figura 14. Secção transversal. Medições dos parâmetros profundidade e velocidade média ponto a ponto, adaptado de Lencastre e Franco (1984, p. 252).	31
Figura 15. Curva de vazão na secção de saída do troço OCBA.	33
Figura 16. Pontos cotados no editor de topografia (R2D_Bed) e a fronteira do domínio (linha vermelha) para o troço OCBA.	33
Figura 17. Elevação do leito no editor de topografia (R2D_Bed) para o troço OCBA.	34
Figura 18. Profundidade no troço OCBA (valor máximo – 1.3 m) para o caudal de 1 m ³ /s.	35
Figura 19. Velocidade no troço OCBA (valor máximo – 1.9 m/s) para o caudal de 1 m ³ /s.	35
Figura 20. Curva de vazão na secção de saída do troço AVTO.	36
Figura 21. Pontos cotados no editor de topografia (R2D_Bed) e a fronteira do domínio (linha vermelha) para o troço AVTO.	37
Figura 22. Elevação do leito no editor de topografia (R2D_Bed) para o troço AVTO.	37
Figura 23. Profundidade no troço AVTO (valor máximo - 1.2 m) para o caudal de 1 m ³ /s.	38
Figura 24. velocidade no troço AVTO (valor máximo – 2.4 m/s) para o caudal de 1 m ³ /s.	38
Figura 25. Curva de vazão na secção de saída do troço OCPR.	39

Figura 26. Pontos cotados no editor de topografia (R2D_Bed) e a fronteira do domínio (linha vermelha) para o troço OCPR.....	40
Figura 27. Elevação do leito no editor de topografia (R2D_Bed) para o troço OCPR.....	40
Figura 28. Profundidade no troço OCPR (valor máximo – 1.2 m) para o caudal de 1 m ³ /s.....	41
Figura 29. Velocidade no troço OCPR (valor máximo – 3 m/s) para o caudal de 1 m ³ /s.....	41
Figura 30. Curvas de SPU em função do caudal para a época de Outono no troço OCBA. <i>Luciobarbus bocagei</i> – Bb; <i>Pseudochondrostoma polylepis</i> – Pp; e <i>Squalius alburnoides</i> – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.	45
Figura 31. Curva global de SPU em função do caudal para a época do Outono no troço OCBA.	45
Figura 32. Curvas de SPU em função do caudal para a época de Outono no troço OCBA. Zona a sombreado vermelho corresponde à gama de caudal ecológico (0.55 – 0.99 m ³ /s). <i>Luciobarbus bocagei</i> – Bb; <i>Pseudochondrostoma polylepis</i> – Pp; e <i>Squalius alburnoides</i> – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.....	46
Figura 33. Curvas de SPU em função do caudal para a época da Primavera no troço OCBA. <i>Luciobarbus bocagei</i> – Bb; <i>Pseudochondrostoma polylepis</i> – Pp; e <i>Squalius alburnoides</i> – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.	47
Figura 34. Curva global de SPU em função do caudal para a época da Primavera no troço OCBA.	48
Figura 35. Curvas de SPU em função do caudal para a época de Primavera no troço OCBA. Zona a sombreado vermelho corresponde à gama de caudal ecológico (0.50 – 0.72 m ³ /s). <i>Luciobarbus bocagei</i> – Bb; <i>Pseudochondrostoma polylepis</i> – Pp; e <i>Squalius alburnoides</i> – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.	49
Figura 36. Curvas de SPU em função do caudal para a época do Verão no troço OCBA. <i>Luciobarbus bocagei</i> – Bb; <i>Pseudochondrostoma polylepis</i> – Pp; e <i>Squalius alburnoides</i> – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.	49
Figura 37. Curva global de SPU em função do caudal para os juvenis e adultos e para a época do Verão no troço OCBA.	50
Figura 38. Curvas de SPU em função do caudal para a época de Outono no troço OCBA. Zona a sombreado vermelho corresponde à gama de caudal ecológico (0.70 – 0.95 m ³ /s). <i>Luciobarbus bocagei</i> – Bb; <i>Pseudochondrostoma polylepis</i> – Pp; e <i>Squalius alburnoides</i> – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.....	52
Figura 39. Valores de SPU (m ²) médio mensal para o estágio de vida juvenis das três espécies considerando o regime natural e o regime de caudais ecológicos (séries em transparência): (a) ano hidrológico; (b) pormenor dos meses de Verão (Junho a Setembro). <i>Luciobarbus bocagei</i> –	

Bb; <i>Pseudochondrostoma polylepis</i> – Pp; e <i>Squalius alburnoides</i> – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.....	54
Figura 40. Valores de SPU (m ²) médio mensal para o estágio de vida adultos das três espécies considerando o regime natural e o regime de caudais ecológicos (séries em transparência): (a) ano hidrológico; (b) pormenor dos meses de Verão (Junho a Setembro). <i>Luciobarbus bocagei</i> – Bb; <i>Pseudochondrostoma polylepis</i> – Pp; e <i>Squalius alburnoides</i> – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.....	55
Figura 41. Dispersão dos valores de SPU médios mensais considerando o regime natural e o regime modificado (QE _{OCREZA}) para o troço OCBA. R ² = 0.89.....	56
Figura 42. Afluências a jusante da confluência da ribeira do Alvito: Ocreza – afluências naturais do rio Ocreza; Alvito – afluências naturais da ribeira do Alvito; QE _O – regime de caudal ecológico a ser lançado pela barragem; Ocreza + Alvito – soma das afluências naturais do rio Ocreza e ribeira do Alvito; QE _O + Alvito – soma das afluências naturais da ribeira do Alvito e do regime de caudais ecológicos.....	57
Figura 43. Regime natural que resulta da soma das afluências naturais do rio Ocreza e ribeira do Alvito (Ocreza + Alvito); e regime modificado que resulta da soma das afluências naturais da ribeira do Alvito e do regime de caudais ecológicos (QE _O + Alvito).....	57
Figura 44. Curvas de SPU em função do caudal para a época de Outono no troço AVTO. <i>Luciobarbus bocagei</i> – Bb; <i>Pseudochondrostoma polylepis</i> – Pp; e <i>Squalius alburnoides</i> – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.	59
Figura 45. Curva global de SPU em função do caudal para os juvenis e adultos e para a época de Outono no troço AVTO.....	60
Figura 46. Curvas de SPU em função do caudal para a época de Outono no troço AVTO. Zona a sombreado vermelho corresponde à gama de caudal ecológico (0.33 – 0.60 m ³ /s). <i>Luciobarbus bocagei</i> – Bb; <i>Pseudochondrostoma polylepis</i> – Pp; e <i>Squalius alburnoides</i> – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.....	61
Figura 47. Curvas de SPU em função do caudal para a época da Primavera no troço AVTO. <i>Luciobarbus bocagei</i> – Bb; <i>Pseudochondrostoma polylepis</i> – Pp; e <i>Squalius alburnoides</i> – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.	61
Figura 48. Curva global de SPU em função do caudal para os juvenis e adultos e para a época da Primavera no troço AVTO.....	62
Figura 49. Curvas de SPU em função do caudal para a época do Verão no troço AVTO. <i>Luciobarbus bocagei</i> – Bb; <i>Pseudochondrostoma polylepis</i> – Pp; e <i>Squalius alburnoides</i> – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.	63

Figura 50. Curva global de SPU em função do caudal para a época do Verão no troço AVTO...	64
Figura 51. Curvas de SPU em função do caudal para a época de Outono no troço AVTO. Zona a sombreado vermelho corresponde à gama de caudal ecológico (0.27 – 0.57 m ³ /s). <i>Luciobarbus bocagei</i> – Bb; <i>Pseudochondrostoma polylepis</i> – Pp; e <i>Squalius alburnoides</i> – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.....	65
Figura 52. Afluências a jusante da confluência da ribeira do Alvito: Ocreza – afluências naturais do rio Ocreza; Alvito – afluências naturais da ribeira do Alvito; Ocreza + Alvito – soma das afluências naturais do rio Ocreza e ribeira do Alvito; QE _O + Alvito – soma das afluências naturais da ribeira do Alvito e do regime de caudais ecológicos no rio Ocreza; QE _O + QE _{ALV} – soma das afluências considerando o regime de caudais ecológicos em ambos os rios.....	67
Figura 53. Regime natural que resulta da soma das afluências naturais do rio Ocreza e da ribeira do Alvito (Ocreza + Alvito); regime modificado que resulta da soma das afluências naturais da ribeira do Alvito e do regime de caudais ecológicos no rio Ocreza (QE _O + Alvito); regime modificado que resulta da soma do regime de caudais ecológicos no rio Ocreza e do regime de caudais ecológicos na ribeira no Alvito (QE _O + QE _{ALV}).....	68
Figura 54. Curvas de SPU em função do caudal para a época do Outono no troço OCPR. <i>Luciobarbus bocagei</i> – Bb; <i>Pseudochondrostoma polylepis</i> – Pp; e <i>Squalius alburnoides</i> – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.....	69
Figura 55. Curvas de SPU em função do caudal para a época de Outono no troço OCPR. Zona a sombreado vermelho corresponde à gama de caudal ecológico – Cenário A (5.92 – 10.60 m ³ /s). <i>Luciobarbus bocagei</i> – Bb; <i>Pseudochondrostoma polylepis</i> – Pp; e <i>Squalius alburnoides</i> – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.....	70
Figura 56. Curvas de SPU em função do caudal para a época de Outono no troço OCPR. Zona a sombreado vermelho corresponde à gama de caudal ecológico – Cenário B (2.41 – 4.27 m ³ /s). <i>Luciobarbus bocagei</i> – Bb; <i>Pseudochondrostoma polylepis</i> – Pp; e <i>Squalius alburnoides</i> – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.....	70
Figura 57. Curvas de SPU em função do caudal para a época da Primavera no troço OCPR. <i>Luciobarbus bocagei</i> – Bb; <i>Pseudochondrostoma polylepis</i> – Pp; e <i>Squalius alburnoides</i> – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.....	71
Figura 58. Curvas de SPU em função do caudal para a época de Primavera no troço OCPR. Zona a sombreado vermelho corresponde à gama de caudal ecológico – Cenário A (2.32 – 3.34 m ³ /s). <i>Luciobarbus bocagei</i> – Bb; <i>Pseudochondrostoma polylepis</i> – Pp; e <i>Squalius alburnoides</i> – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.....	72

Figura 59. Curvas de SPU em função do caudal para a época de Primavera no troço OCP. Zona a sombreado vermelho corresponde à gama de caudal ecológico – Cenário B (1.13 – 1.64 m ³ /s). <i>Luciobarbus bocagei</i> – Bb; <i>Pseudochondrostoma polylepis</i> – Pp; e <i>Squalius alburnoides</i> – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.	72
Figura 60. Curva global de SPU em função do caudal para os juvenis e adultos e para a época da Primavera no troço OCP. Zona a sombreado vermelho corresponde à gama de caudal ecológico do cenário A (2.32 – 3.34 m ³ /s) e do cenário B (1.13 – 1.64 m ³ /s).....	73
Figura 61. Curvas de SPU em função do caudal para a época de Verão no troço OCP. <i>Luciobarbus bocagei</i> – Bb; <i>Pseudochondrostoma polylepis</i> – Pp; e <i>Squalius alburnoides</i> – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.	74
Figura 62. Curvas de SPU em função do caudal para a época de Verão no troço OCP. Zona a sombreado vermelho corresponde à gama de caudal ecológico – Cenário A (0.07 – 0.81 m ³ /s). <i>Luciobarbus bocagei</i> – Bb; <i>Pseudochondrostoma polylepis</i> – Pp; e <i>Squalius alburnoides</i> – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.	75
Figura 63. Curvas de SPU em função do caudal para a época de Verão no troço OCP. Zona a sombreado vermelho corresponde à gama de caudal ecológico – Cenário B (0.07 – 0.40 m ³ /s). <i>Luciobarbus bocagei</i> – Bb; <i>Pseudochondrostoma polylepis</i> – Pp; e <i>Squalius alburnoides</i> – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.	75
Figura 64. Curvas de SPU em função do caudal para a época de Outono no troço OCP. Zona a sombreado vermelho corresponde à gama de caudal ecológico – Cenário A (4.91 – 10.18 m ³ /s). <i>Luciobarbus bocagei</i> – Bb; <i>Pseudochondrostoma polylepis</i> – Pp; e <i>Squalius alburnoides</i> – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.	76
Figura 65. Curvas de SPU em função do caudal para a época de Outono no troço OCP. Zona a sombreado vermelho corresponde à gama de caudal ecológico – Cenário B (2.10 – 4.12 m ³ /s). <i>Luciobarbus bocagei</i> – Bb; <i>Pseudochondrostoma polylepis</i> – Pp; e <i>Squalius alburnoides</i> – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.	76
Figura 66. Valores de SPU (m ²) médio mensal para o estágio de vida juvenis das três espécies considerando o regime natural e o cenário A (séries em transparência): (a) ano hidrológico; (b) pormenor dos meses de Verão (Junho a Setembro). <i>Luciobarbus bocagei</i> – Bb; <i>Pseudochondrostoma polylepis</i> – Pp; e <i>Squalius alburnoides</i> – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.	78
Figura 67. Valores de SPU (m ²) médio mensal para o estágio de vida adultos das três espécies considerando o regime natural e o cenário A (séries em transparência): (a) ano hidrológico; (b) pormenor dos meses de Verão (Junho a Setembro). <i>Luciobarbus bocagei</i> – Bb;	

<i>Pseudochondrostoma polylepis</i> – Pp; e <i>Squalius alburnoides</i> – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.	79
Figura 68. Valores de SPU (m ²) médio mensal para o estágio de vida juvenis das três espécies considerando o regime natural e o cenário B (séries em transparência): (a) ano hidrológico; (b) pormenor dos meses de Verão (Junho a Setembro). <i>Luciobarbus bocagei</i> – Bb; <i>Pseudochondrostoma polylepis</i> – Pp; e <i>Squalius alburnoides</i> – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.	80
Figura 69. Valores de SPU (m ²) médio mensal para o estágio de vida adultos das três espécies considerando o regime natural e o cenário B (séries em transparência): (a) ano hidrológico; (b) pormenor dos meses de Verão (Junho a Setembro). <i>Luciobarbus bocagei</i> – Bb; <i>Pseudochondrostoma polylepis</i> – Pp; e <i>Squalius alburnoides</i> – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.	81
Figura 70. Dispersão dos valores de SPU médios mensais considerando o regime natural e o cenário A (QE _{OCREZA} + Alvito) para o troço OCPR. R ² = 0.86.	82
Figura 71. Dispersão dos valores de SPU médios mensais considerando o regime natural e o cenário B (QE _{OCREZA} + QE _{ALVITO}) para o troço OCPR. R ² = 0.70.	83
Figura 72. Dispersão dos valores de SPU médios mensais considerando o regime natural e o novo cenário B (QE _{OCREZA} + QE _{ALVITO}) para o troço OCPR. R ² = 0.76.	85
Figura 73. Modelos digitais de terreno em formato raster dos troços estudados (no sentido horário: OCBA, AVTO e OCPR).....	88
Figura 74. Georreferenciação dos polígonos de vegetação homogéneos (a tracejado amarelo um exemplo do percurso visível a percorrer na georreferenciação de um polígono).	89
Figura 75. Polígonos georreferenciados nos locais de estudo amostrados, nomeadamente, (no sentido horário) nos troços OCBA, AVTO e OCPR.....	90
Figura 76. Mosaico ripário de referência dos locais de estudo amostrados por tipologia de vegetação homogénea, nomeadamente, (no sentido horário) nos troços OCBA, AVTO e OCPR.	91
Figura 77. Recolha de amostras dendrométricas, nomeadamente, verrumadas (esquerda) e discos (direita).	92
Figura 78. Idade estimada dos polígonos de vegetação georreferenciados nos locais de estudo, nomeadamente, (no sentido horário) locais OCBA, AVTO e OCPR.....	92
Figura 79. Fases de sucessão consideradas, nomeadamente, fase inicial (A), pioneira (B), bosque jovem (C) e bosque estabelecido (D).	94

Figura 80. Esquema de sucessão/retrogressão da vegetação ripária nos locais de estudo considerados.	95
Figura 81. Caracterização das fases de sucessão relativamente à altura ao nível freático mínimo e idade, para o local de estudo OCBA.	96
Figura 82. Caracterização das fases de sucessão relativamente à altura ao nível freático mínimo e idade, para o local de estudo AVTO.	96
Figura 83. Caracterização das fases de sucessão relativamente à altura ao nível freático mínimo e idade, para o local de estudo OCPR.	96
Figura 84. Curvas de vazão nas secções de saída dos troços OCBA (a), AVTO (b) e OCPR (c). ...	98
Figura 85. Exemplo de ficheiros criados e necessários para a normal utilização do modelo CASiMiR Vegetation (de cima para baixo: zonas de modelação, <i>shear stress</i> e nível freático mínimo).	100
Figura 86. Mapas de vegetação esperados para o local de estudo OCBA segundo os regimes de cheias considerados.	104
Figura 87. Resultados da análise dos diversos regimes de caudais na vegetação no local de estudo OCBA.	105
Figura 88. Balanço de área (% da área total) das diferentes fases de sucessão no local de estudo OCBA para os regimes de cheias considerados.	105
Figura 89. Mapas de vegetação esperados para o local de estudo AVTO segundo os regimes de cheias considerados.	106
Figura 90. Resultados da análise dos diversos regimes de caudais na vegetação no local de estudo AVTO.	107
Figura 91. Balanço de área (% da área total) das diferentes fases de sucessão no local de estudo AVTO para os regimes de cheias considerados.	107
Figura 92. Calendarização das cheias de caudal ecológico com base nos requisitos de vegetação ripária, nos locais de estudo OCBA e AVTO.	108
Figura 93. Hidrogramas de cheia criados para mimetização das cheias com período de retorno de 10 anos (esquerda) e 2 anos (direita), no local de estudo OCBA.	109
Figura 94. Hidrogramas de cheia criados para mimetização das cheias com período de retorno de 10 anos (esquerda) e 2 anos (direita), no local de estudo AVTO.	109
Figura 95. Mapas de vegetação esperados para o local de estudo OCPR segundo os regimes de cheias considerados, nomeadamente, (na esquerda para a direita) regime de cheias natural, cenário A ($QE_{OCREZA}+ALVITO$) e Cenário B ($QE_{OCREZA}+QE_{ALVITO}$).	114

Figura 96. Balanço de área (% da área total) das diferentes fases de sucessão no local de estudo OCPR para os regimes de cheias considerados, nomeadamente, (no sentido horário) regime de cheias natural, cenário A ($QE_{OCREZA}+ALVITO$) e cenário B ($QE_{OCREZA}+QE_{ALVITO}$).	115
Figura 97. Regime de caudais ecológicos proposto para o troço OCBA, tendo em consideração os requisitos da fauna piscícola e da vegetação ripária.....	116
Figura 98. Regime de caudais ecológicos proposto para o troço AVTO, tendo em consideração os requisitos da fauna piscícola e da vegetação ripária.....	117

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. Georreferenciação dos locais de estudo considerados.....	12
Tabela 2. Caracterização das bacias dos cursos de água e troços fluviais de estudo intervenientes na definição dos caudais ecológicos.....	13
Tabela 3. Caracterização da estação hidrométrica de Foz do Cobreão.....	14
Tabela 4. Estações meteorológicas consideradas na interpolação da precipitação anual média nas bacias próprias dos locais de estudo considerados.....	15
Tabela 5. Precipitação anual média nas bacias próprias dos locais considerados.	16
Tabela 6. Fatores de ponderação utilizados na inferência dos valores de caudal previstos para os locais de estudo considerados.....	16
Tabela 7. Parâmetros de localização e dispersão dos dados de caudal médio diário (m^3/s) nos locais de estudo considerados.	19
Tabela 8. Caudais médios mensais (m^3/s) estimados para o local de estudo OCBA.	20
Tabela 9. Caudais médios mensais (m^3/s) estimados para o local de estudo OCPR.....	21
Tabela 10. Caudais médios mensais (m^3/s) estimados para o local de estudo AVTO.....	22
Tabela 11. Caudal modular e escoamento médio anual nos locais de estudo.	22
Tabela 12. Caudais instantâneos máximos (m^3/s) calculados para os locais de estudo considerados.	23
Tabela 13. Caudais de ponta de cheia (m^3/s) nos locais de estudo considerados.....	23
Tabela 14. Caudais médios mensais (m^3/s) nos três troços.....	44
Tabela 15. Regime de caudais ecológicos (m^3/s) para os meses de Novembro e Dezembro para o Empreendimento do Alvito.....	46
Tabela 16. Regime de caudais ecológicos (m^3/s) para os meses de Abril e Maio para o Empreendimento do Alvito.....	48
Tabela 17. Regime de caudais ecológicos (m^3/s) para os meses de Junho, Julho, Agosto e Setembro para o Empreendimento do Alvito.....	51
Tabela 18. Regime de caudais ecológicos (m^3/s) para os meses de Janeiro, Fevereiro e Março para o Empreendimento do Alvito.....	51
Tabela 19. Regime natural (OCBA) e regime modificado (QE_{OCREZA}) de caudais (m^3/s) no troço OCBA	53
Tabela 20. Caudais médios mensais (m^3/s) ao troço AVTO e ao rio Ocreza (ribeira do Alvito)..	58
Tabela 21. Regime de caudais ecológicos (m^3/s) para os meses de Novembro e Dezembro a implementar na ribeira do Alvito.....	60

Tabela 22. Regime de caudais ecológicos (m^3/s) para os meses de Abril e Maio a implementar na ribeira do Alvito.....	63
Tabela 23. Regime de caudais ecológicos (m^3/s) para os meses de Junho, Julho, Agosto e Setembro a implementar na ribeira do Alvito.	65
Tabela 24. Regime de caudais ecológicos (m^3/s) para os meses de Janeiro, Fevereiro e Março a implementar na ribeira do Alvito.....	65
Tabela 25. Regime natural (AVTO) e regime modificado (QE_A) de caudais (m^3/s) no troço AVTO.	66
Tabela 26. Afluências ao troço OCPR: Regime natural; $QE_{OCREZA+ALVITO}$ – afluências considerando o regime de caudais ecológicos no rio Ocreza; $QE_{OCREZA} + QE_{ALVITO}$ – afluências considerando o caudal ecológico no rio Ocreza e na ribeira do Alvito.....	69
Tabela 27. Caudal ecológico (m^3/s) no rio Ocreza (QE_{OCREZA}) e na ribeira do Alvito (QE_{ALVITO}) para o cenário B.....	85
Tabela 28. Caudal ecológico (m^3/s) no rio Ocreza (QE_{OCREZA}) e na ribeira do Alvito (QE_{ALVITO}) para anos secos.	86
Tabela 29. Ficheiros criados para utilização no modelo de vegetação ripária CASiMiR Vegetation.....	99
Tabela 30. Valores de calibração dos parâmetros do modelo <i>CASiMiR-vegetation</i> para os locais de estudo considerados.	101
Tabela 31. Matriz de confusão originada pela comparação pixel a pixel entre mapa de vegetação esperado e observado no ano de 2012, no local de estudo OCBA.....	102
Tabela 32. Matriz de confusão originada pela comparação pixel a pixel entre mapa de vegetação esperado e observado no ano de 2012, no local de estudo AVTO.....	102
Tabela 33. Caudais (m^3/s) a libertar pelo aproveitamento hidroelétrico do Alvito para criação das cheias preconizadas.....	109
Tabela 34. Caudais (m^3/s) a descarregar em ambos os locais de estudo para a criação das cheias preconizadas.	111
Tabela 35. Regimes de cheia (m^3/s) considerados no troço OCPR para validação dos resultados obtidos nos troços OCBA e AVTO.....	113
Tabela 36. Matriz de confusão originada pela comparação pixel a pixel entre mapa de vegetação esperado e observado no ano de 2012 no local de estudo OCPR.....	113

1 INTRODUÇÃO

O estudo que se apresenta tem como objetivo a definição dos regimes de caudais ecológicos para o aproveitamento hidroelétrico do Alvito, localizado no rio Ocreza, e possíveis futuros aproveitamentos hidroelétricos na ribeira de Alvito. Os regimes foram propostos para cada um dos cursos de água referidos, com base na informação recolhida e modelada em locais de estudo representativos dos cursos de água referidos, tendo ainda sido validados por modelações num local de estudo independente localizado a jusante dos anteriores.

Os regimes de caudais propostos neste documento apresentam um carácter inovador e único em Portugal, resultando de uma metodologia que considera não só os requisitos de comunidades aquáticas mas também ripárias, suportada pela modelação matemática de ambas as comunidades e conferindo uma maior aproximação holística ao sistema fluvial. A metodologia apresentada proporciona assim um alargamento do espectro de atuação dos caudais ecológicos apresentados atualmente, considerando para além da variação intra-anual do regime hidrológico natural retratada pela fauna piscícola, a sua variação interanual, cuja influência no ecossistema fluvial é espelhada pela vegetação ripária.

Nos capítulos que se seguem relatam-se os trabalhos efetuados com vista a produzir os regimes propostos, desde os levantamentos de campo e amostragens biológicas até aos resultados obtidos nas modelações efetuadas. Por fim, o presente relatório culmina na construção dos regimes de caudais ecológicos com planificação decénia, conjugando regimes de caudais mensais com cheias de período de retorno plurianual.

2 CONSIDERAÇÕES SOBRE AS METODOLOGIAS DE DESENVOLVIMENTO DO REGIME DE CAUDAIS AMBIENTAIS

2.1 Enquadramento legislativo e importância de um regime de caudal ecológico

Os regimes de caudais ecológicos têm por objetivo satisfazer as necessidades dos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos e constituem regimes de caudais mínimos a manter no curso de água, que permitam assegurar a conservação e a manutenção dos ecossistemas aquáticos naturais, a proteção das espécies com interesse desportivo ou comercial, assim como a conservação e manutenção dos ecossistemas ripícolas.

O princípio da manutenção e conservação dos ecossistemas aquáticos encontra-se integrado no articulado da Lei de Bases do Ambiente (Lei n.º 11/87, de 7 de Abril) e no Decreto-Lei n.º 70/92, de 2 de Março, e constituem a primeira base legal para a manutenção de um regime de caudais mínimos nas infraestruturas hidráulicas. No entanto, a primeira referência à obrigatoriedade de estabelecimento de caudais ecológicos e reservados surge com o Decreto-Lei n.º 46/94, de 22 de Fevereiro, que estabelecia o regime de utilização do domínio público hídrico. Os Decretos-Lei referidos vieram a ser revogados mais recentemente com a publicação da Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro (Lei da Água). A Lei da Água, que transpõe para o ordenamento jurídico nacional a Diretiva n.º 2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro (Diretiva Quadro da Água, DQA), contempla a necessidade de se atingir o Bom Estado/Potencial Ecológico dos ecossistemas aquáticos sendo, para este efeito, fundamental o estabelecimento de um regime de caudais ecológicos. Neste contexto, o regime de utilização dos recursos hídricos foi atualizado com a aprovação do Decreto-Lei n.º 226-A/2007, de 31 de Maio, e, juntamente com a Portaria 1450/2007, de 12 de Novembro, destacam a obrigatoriedade de manter um regime de caudais ecológicos. Na referida portaria é mencionado que, relativamente às utilizações destinadas à captação de água para produção de energia, será necessário o estabelecimento de um regime de caudais reservados (caudal necessário para assegurar as utilizações existentes e previstas na área de influência do aproveitamento) e de um regime de caudais ecológicos. A Lei da pesca das águas interiores (Lei n.º 7/2008, de 15 de Fevereiro) vem também reforçar a obrigatoriedade de estabelecer um regime de caudais ecológicos em todas as infraestruturas hidráulicas, independentemente do fim a que se destinam, com intuito de adequar o regime de caudais à manutenção do ciclo de vida das espécies aquícolas, bem como da integridade do ecossistema aquático.

De forma a cumprir o seu objetivo os regimes de caudais ecológicos deverão cumprir os seguintes requisitos:

- Proporcionar condições de habitat adequadas para satisfazer as necessidades das diferentes comunidades biológicas dos ecossistemas aquáticos e dos ecossistemas terrestres associados, mediante a manutenção dos processos ecológicos e geomorfológicos necessários para completar os seus ciclos de vida;
- Dispor um padrão temporal de caudais que permita a existência, no máximo de pequenas alterações na estrutura e composição dos ecossistemas aquáticos e habitats associados de modo a manter a integridade biológica do ecossistema.

Deve-se ainda referir que a definição de um regime de caudais ecológicos é uma atividade bastante complexa, exigindo a colaboração de um conjunto alargado de especialistas de áreas diversificadas nomeadamente hidrologistas, ecologistas, engenheiros, gestores e economistas. Esta tarefa é dificultada pelo elevado número de variáveis de decisão, associado ao regime hidrológico dos cursos de água e à ecologia das espécies existentes, agravada com frequentes conflitos de objetivos.

2.2 Metodologias e modelos utilizados para a determinação do regime de caudais ecológicos

Uma barragem produz alterações importantes nos regimes de caudal sólido e líquido. Designadamente observa-se uma redução do caudal médio, uma menor variação sazonal do caudal e a alteração da época e padrão de ocorrência dos caudais extremos, o que consequentemente reduz a magnitude das cheias. Verificam-se também alterações do regime de transporte de sólido e da morfologia do leito, da temperatura e da qualidade da água, com consequências nefastas ao nível dos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos. Considera-se deste modo que o regime natural é um dos fatores ambientais mais determinantes, condicionando a composição, estrutura, funções e a dinâmica dos ecossistemas fluviais, os quais, por sua vez, condicionam a riqueza e a diversidade das espécies. De modo a mitigar estes impactos, é definido a jusante dos aproveitamentos hidráulicos um regime de caudais ecológicos.

Encontram-se atualmente disponíveis na literatura uma infinidade de metodologias para a definição do regime de caudais ecológicos com diferentes aplicabilidades às quais está subjacente a região hidrográfica e o respetivo ecossistema (Tharme, 2003).

Os métodos baseados nas preferências de habitat parecem ser os mais indicados por serem definidos em função de espécies alvo, ou de parâmetros funcionais do próprio ecossistema, isto é, não se limitam a analisar registos de caudais, sem uma ligação direta com o biota existente. Estas metodologias recorrem a critérios de aptidão do habitat para uma dada espécie piscícola, numa determinada fase do seu ciclo de vida, para estimar a variação do habitat disponível em função do caudal. Estes métodos são os sucessores dos métodos hidráulicos. A diferença é que a recomendação de caudais mínimos se fundamenta nas condições hidráulicas que estão de acordo com as exigências biológicas, e não apenas nos parâmetros hidráulicos. São consideradas, por isso, metodologias mais sofisticadas e robustas que os métodos hidrológicos e hidráulicos. Assim, a recomendação de caudais mínimos baseia-se na análise conjunta dos dados hidrológicos, hidráulicos e biológicos.

2.2.1 Metodologia IFIM

A IFIM, *Instream Flow Incremental Methodology* (Bovee et al., 1982) foi desenvolvida pelo *Cooperative Instream Flow Service Group* da *US Fish and Wildlife Service* (USFWS) no Colorado. Um dos pressupostos desta metodologia é que a biomassa e a abundância das espécies piscícolas estão diretamente relacionadas com a disponibilidade dos habitats, que é diretamente afetada com alterações no caudal e na morfologia do curso de água (Orth, 1987). A variável de decisão gerada por estes métodos é a área de habitat disponível para as espécies, sendo esta estimada, para cada espécie e para cada fase do ciclo de vida, nomeadamente as alterações na área de habitat disponível resultante das mudanças no regime hidrológico do curso de água (Stalnaker et al., 1995). O carácter incremental desta metodologia resulta do modo como cada problema é encarado, permitindo que a solução seja encontrada a partir de variações incrementais de caudal, considerando diversas alternativas.

Para estimar a variação do habitat disponível em função do caudal, a metodologia recorre a critérios de preferência de habitat de uma espécie, numa determinada fase do seu ciclo de vida (juvenil ou adulto) e para uma atividade em particular (desova, alimentação, refúgio) (Stalnaker et al., 1995). A maior parte das espécies piscícolas habitam em diferentes habitats consoante as diferentes fases do seu ciclo de vida, desovam num habitat e têm a fase adulta noutro habitat, pelo que se torna relevante estudar separadamente as várias fases do ciclo de vida de uma espécie, designadamente o habitat relativo às classes etárias onde assenta o potencial reprodutivo, dado que constitui a situação crucial para a sustentabilidade das espécies (Copp, 1992).

As variáveis usadas para estimar as preferências de habitat são a profundidade, a velocidade, o substrato e os diferentes tipos de cobertura. A escolha destas variáveis em detrimento de outras prende-se com o facto de ter sido demonstrado em estudos anteriores, que a distribuição dos peixes ao longo de um curso de água depende fortemente destas variáveis (e.g. Allan, 1995; Bovee et al., 1998; Vadas e Orth, 2001), para além de que estes parâmetros são facilmente quantificáveis e calibrados em modelos hidráulicos.

A IFIM recorre a estes modelos hidráulicos para analisar a forma como os parâmetros velocidade e profundidade variam com o caudal escoado. Desta forma, é possível completar as observações existentes com os resultados do modelo ou estudar as consequências de diferentes cenários para os quais não existem observações. Estes modelos de simulação permitem antever, com as necessárias adaptações simplificadoras, como o sistema se comporta perante diferentes condições hidrológicas e diferentes condições de descarregamento de uma barragem.

A modelação hidráulica num curso de água em regime natural é complexa. O sistema está em constante movimento, havendo erosão e deposição de sedimentos, fatores que alteram a fronteira do sistema. Uma das simplificações dos modelos é assumir que essa fronteira é fixa, não existindo por isso nem erosão nem deposição de sedimentos. O modelo originalmente usado pela IFIM é o PHABSIM, modelo unidimensional. Atualmente, a aplicação deste modelo tem sido posta de parte com a conseqüente evolução computacional. Designadamente, os modelos bidimensionais com base numa representação topográfica tão rigorosa quanto possível da morfologia do curso de água constituem uma das linhas de investigação que atualmente assume maior importância (e.g. Crowder e Diplas, 2000; Boavida et al., 2010).

Na modelação bidimensional a velocidade de escoamento varia de ponto a ponto, segundo a sua direção, considerando o respetivo valor médio segundo a vertical. Estes modelos baseiam-se na equação da conservação da massa e da conservação do momento segundo duas direções horizontais. O leito é discretizado numa malha de elementos finitos e em cada nó da malha obtêm-se os valores da profundidade e as duas componentes (horizontais) da velocidade. Considera-se a distribuição de pressões hidrostática. Os valores da profundidade e velocidade, num elemento, são interpolados a partir de nós pertencentes àquele elemento, de modo a produzir um campo de escoamentos contínuo ao longo do curso de água (e.g. Ghanem et al., 1996; Crowder e Diplas, 2000; Lacey e Millar, 2004). O River2D tem sido um dos modelos

bidimensionais mais usados em estudos de requalificação fluvial. Este é um modelo hidrodinâmico bidimensional de simulação do escoamento e do habitat piscícola.

Uma vez calculados os parâmetros hidráulicos de velocidade e profundidade, e uma vez caracterizado o substrato, a metodologia integra estes dados com os dados de preferência de habitat para calcular a Superfície Ponderada Útil (SPU), a variável de decisão da IFIM. A preferência das espécies piscícolas por determinado habitat pode ser definida de modo univariado ou multivariado. Normalmente recorre-se a curvas de preferência de habitat (univariadas), muitas vezes definida para diferentes épocas do ano, para especificar as diferentes necessidades das espécies e seus ciclos de vida (Aadland, 1993; Jowett, 1992). A probabilidade de um indivíduo de uma determinada espécie e estágio de vida específico ter sido observado ocupando uma gama de profundidade, velocidade e substrato/cobertura fornece o critério de preferência de habitat. Quando a análise é feita para uma gama de caudais, o resultado são curvas de superfície ponderada útil (SPU) em função do caudal para as diferentes espécies alvo (Figura 1). A recomendação dos caudais ambientais é depois feita com base em análises detalhadas das curvas SPU para as espécies alvo e seus ciclos de vida, tendo em conta o regime hidrológico.

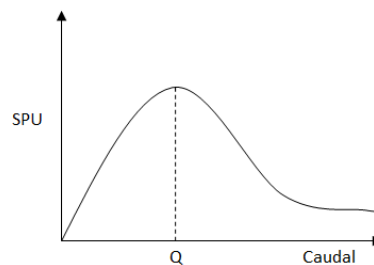


Figura 1. Curva SPU em função do caudal onde Q representa o caudal que maximiza o valor de habitat utilizável.

2.2.2 Modelação hidráulica - River2D

O modelo River2D (Stefler e Blackburn, 2000) permite simular as condições hidráulicas de escoamento e é um dos modelos mais usados internacionalmente nos estudos de modelação fluvial para a avaliação do habitat piscícola. O modelo é de domínio público e foi desenvolvido numa colaboração entre o *Freshwater Institute*, o Departamento de Engenharia Civil da Universidade de Alberta, o *Midcontinent Ecological Science Center* da *U.S. Geological Survey* e a *Fisheries Division* do Governo de Alberta.

O modelo River2D simula as condições hidráulicas, nomeadamente a profundidade, a velocidade e a direção do escoamento. O modelo divide-se em quatro subprogramas: o R2D_Bed, o R2D_Mesh, o River2D e o R2D_Ice. Este último não será utilizado no âmbito deste trabalho.

O R2D_Bed é um programa para edição da topografia do leito do rio. No R2D_Mesh efetua-se a discretização computacional, criando uma malha triangular de elementos finitos sobre os dados topográficos, que será depois usada como *input* no River2D. Este último fornece, como *output*, a velocidade e profundidade em cada nó da malha.

Os dados necessários para a elaboração do ficheiro topográfico são as coordenadas x e y, a cota do leito, z, e a rugosidade absoluta, k. Os dados topográficos bem como as linhas de quebra são introduzidos no R2D_Bed, através de um ficheiro (.bed) com formato de texto, sendo depois editados no programa. As fronteiras computacionais do modelo poderão ser criadas no R2D_Bed ou no R2D_Mesh. O desenvolvimento da malha de elementos finitos é levada a cabo no R2D_Mesh. Para tal, é necessário introduzir no programa R2D_Mesh o ficheiro de topografia do leito já editado no R2D_Bed. Uma vez introduzida a topografia, o utilizador pode definir o modo como pretende efetuar a discretização do domínio. Este é um dos aspetos mais importantes para o sucesso da modelação hidráulica. A discretização é feita através da criação de uma malha de elementos finitos sobre o levantamento topográfico e baseia-se na metodologia TIN (*triangulated irregular network*), incluindo linhas de quebra para a interpolação espacial dos parâmetros nodais (Steffler, 2002). A qualidade da malha está muito dependente de dois fatores: rigor do levantamento topográfico e resolução da malha (Wheaton et al., 2004). A resolução da malha controla-se pelo espaçamento e tamanho dos elementos. À medida que aumenta a resolução da malha, ou seja, a densidade de nós, também aumenta o tempo computacional. O objetivo será conseguir a melhor resolução possível num menor tempo computacional. A adição de linhas de quebra à malha computacional é útil, uma vez que produz uma boa resolução da malha com um menor número de nós.

Uma vez criada a malha de elementos finitos, o *output* do R2D_Mesh é introduzido no River2D e são definidas as condições de fronteira do modelo (caudal à entrada e cota da superfície livre na secção de saída). O modelo simula as condições de escoamento em regime permanente.

2.2.3 Modelo CASiMiR Fish

O modelo de simulação do habitat CASiMiR Fish (*Computer Aided Simulation Model for Instream Flow Regulation*) (Jorde et al., 2001; Schneider, 2001) usa a lógica *fuzzy* (Zadeh, 1965) para determinar o habitat piscícola. O modelo também funciona integrando as curvas de preferência de habitat. Os ficheiros hidráulicos simulados com o River2D são importados para o modelo bem como as curvas de preferência de habitat e o substrato é definido tendo em conta a escala definida por defeito pelo modelo. O modelo tem sido muito usado internacionalmente para estimar a adequabilidade de habitat devido a alterações na morfologia do leito do rio, para determinar o regime de caudais ecológicos e avaliar o impacto dos turbinamentos num rio a jusante do aproveitamento hidroelétrico (Yi et al., 2010; Garcia et al., 2011; Person et al., 2013).

O modelo permite a escolha do método matemático para combinar as variáveis que determinam a preferência de habitat (i.e. velocidade, profundidade e substrato): o produto (Equação 1), a média aritmética (Equação 2) e a média geométrica (Equação 3).

$$HSI_p = VSI \times DSI \times SSI \quad \text{Equação 1}$$

$$HSI_a = \frac{VSI + DSI + SSI}{3} \quad \text{Equação 2}$$

$$HSI_g = \sqrt[3]{VSI \times DSI \times SSI} \quad \text{Equação 3}$$

HSI corresponde ao índice de adequabilidade de habitat (*habitat suitability index*). *VSI*, *DSI* e *SSI* às variáveis de adequabilidade de habitat: velocidade (*velocity suitability index*), profundidade (*depth suitability index*) e substrato (*substrate suitability index*), respetivamente.

O método do produto baseia-se no pressuposto que as espécies piscícolas selecionam cada variável independentemente das outras (Bovee, 1986). Desta forma, o produto assume que inadequabilidade de habitat de uma variável não pode ser compensada por boas condições de habitat de outra variável. Este método produz, por isso, os menores valores de habitat quando comparado com os restantes. A média geométrica assume que cada variável é igualmente

importante (e.g. Layher and Maughan, 1985; Benaka, 1999; Rubec et al., 1999). Pode representar a raiz n do produto de n variáveis (e.g. a raiz quadrática do produto de quatro variáveis; Boavida et al., 2013). Este método assume alguma compensação por variáveis com melhor adequabilidade de habitat (Korman et al., 1994). Ambos os métodos produzem resultado nulo de habitat sempre que uma variável tenha adequabilidade nula (i.e. $HSI=0$). Ao contrário a média aritmética assume que as condições favoráveis de habitat de determinada variável podem compensar as fracas condições de habitat de outra variável (Terrell, 1984).

Em estudos de requalificação fluvial bem como na determinação do regime de caudais ecológicos tem-se optado por usar o método do produto no cálculo do índice HSI assumindo que as três variáveis, velocidade, profundidade e substrato, têm a mesma importância.

A multiplicação do valor deste índice pela área de influência de cada nó da malha resulta no valor de SPU para cada nó. O somatório dos valores de SPU resulta no valor total de adequabilidade para aquele troço em metros quadrados de acordo com a expressão matemática apresentada na Equação 4.

$$SPU = \sum_{n=1}^i A_i HSI_i = f(Q) \quad \text{Equação 4}$$

2.2.4 Modelo CASiMiR Vegetation

O modelo CASiMiR Vegetation simula a dinâmica vegetacional ripária com base na relação existente entre elementos hidrológicos ecologicamente relevantes (Poff et al., 1997) e métricas de vegetação que refletem claramente as respostas desta comunidade à alteração hidrológica (Merritt et al., 2010). Este é um modelo dinâmico e distribuído espacialmente, sendo composto por vários módulos de análise matricial de imagens *raster* e por funções de lógica booleana dependentes da parametrização definida pelos utilizadores, incorporando a dinâmica histórica dos polígonos de vegetação em todas as simulações, juntamente com informação observada e conhecimento especializado. Para além disso, muito interessante também neste modelo é o fato de trabalhar ao nível das guildas de resposta ao regime hidrológico, apresentadas como fases de sucessão ecológica, o que permite uma calibração regional e aplicação generalizada à bacia (Figura 2).

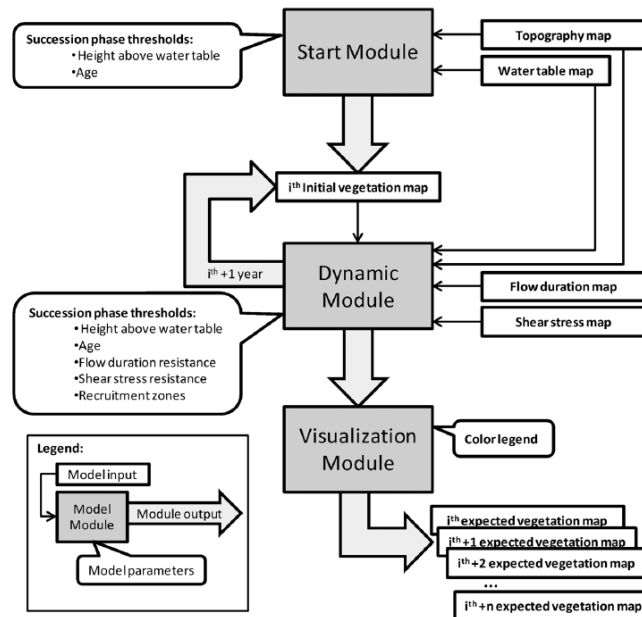


Figura 2. Estrutura do modelo CASiMiR vegetation. Fonte: Rivaes et al., 2013.

O fundamento deste modelo baseia-se no facto das comunidades ripárias responderem à variação hidrológica e de habitat numa escala temporal compreendida entre o ano e a década (Frissell et al., 1986; Thorp et al., 2008), sendo que a pulsação de cheias se apresenta como fator predominante na dinâmica destas populações (Thoms e Parsons, 2002). Justifica-se por isso que se considere para efeito de perturbação fluvial do regime hidrológico as cheias máximas anuais nos locais de estudo, responsáveis pelo arrastamento da vegetação e pela perturbação hidrogeomórfica, condicionando a disponibilidade de habitat para o recrutamento e ocorrência de espécies (Stromberg et al., 1997; Corenblit et al., 2007; Dufour e Piégay, 2008). Por outro lado, no Verão, o fator limitante à sobrevivência das espécies ripárias em clima mediterrânico é o *stress* hídrico (Stromberg et al., 1996; Kranjcec et al., 1998; Horton et al., 2001; Lite e Stromberg, 2005), pelo que é também importante considerar a cota livre de escoamento mínima de Verão, de forma a determinar o habitat disponível para regeneração e sobrevivência das diferentes espécies ripárias neste período.

A sucessão ecológica é um processo evolutivo unidirecional ordenado de transformação de uma determinada comunidade, que se altera sequencialmente até alcançar um estado estável de autorreprodução (Abercrombie et al., 1990; Witherick et al., 2001; Daintith e Martin, 2010). Este é um processo evolutivo contínuo ocorrendo permanentemente enquanto se verificarem condições de ausência de perturbação que force o reinício ou abrandamento da sucessão.

A sucessão ecológica pode ser decomposta em fases de sucessão, representando diferentes estágios evolutivos desta, pelos quais uma comunidade tem obrigatoriamente que passar durante o seu desenvolvimento como comunidade ecológica. Estas fases distinguem-se por alterações nas comunidades, muitas das vezes originadas pela sua reorganização em diferentes combinações e proporções de espécies (Davis, 1981).

3 SELEÇÃO DOS LOCAIS DE ESTUDO

Foram selecionados três locais de estudo, característicos dos cursos de água a analisar, nomeadamente, o troço OCBA imediatamente a jusante do futuro local de implantação do paramento da barragem do Alvito no rio Ocreza, o troço AVTO na ribeira de Alvito e o troço OCPR a montante do regolho da albufeira de Pracana no rio Ocreza (Tabela 1).

Tabela 1. Georreferenciação dos locais de estudo considerados.

Local de estudo	Coordenadas do local (datum WGS84)	
OCBA	39° 44' 09.78" N	7° 44' 24.75" O
AVTO	39° 45' 42.03" N	7° 45' 03.62" O
OCPR	39° 43' 16.88" N	7° 46' 01.05" O

O local de estudo OCBA, localizado no rio Ocreza, destina-se a servir de base para as modelações com vista à determinação dos caudais ecológicos a libertar a jusante do aproveitamento hidroelétrico de Alvito. Este troço foi selecionado no rio Ocreza por se encontrar imediatamente a jusante da zona de implantação da barragem e por ser representativo dos habitats do segmento fluvial. O local de estudo AVTO destina-se ao cálculo dos caudais necessários em futuros empreendimentos na ribeira de Alvito, tendo sido selecionado pela sua representatividade dos habitats existentes deste curso de água. O local de estudo OCPR tem como objetivo a validação dos resultados nos locais de estudo anteriores, localizados a montante deste (Figura 3).

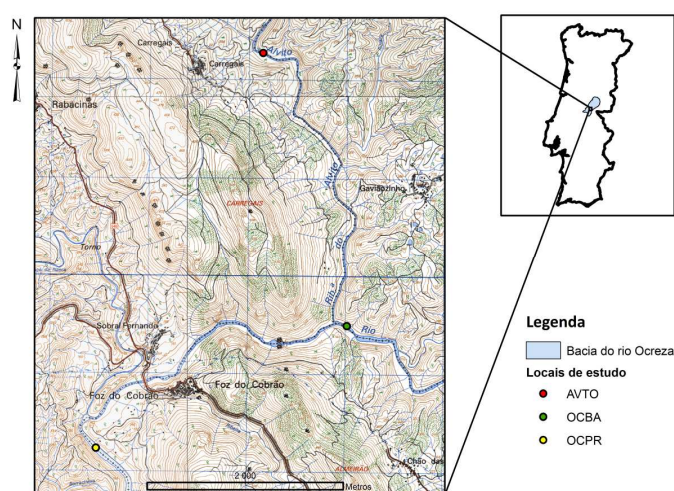


Figura 3. Localização dos casos de estudo.

4 CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO OCREZA

4.1 Caracterização geral da bacia

O rio Ocreza nasce na Serra da Gardunha a 1160 m de altitude, percorrendo uma extensão de aproximadamente 94 km até desaguar no rio Tejo, aproximadamente 2 km a jusante da barragem do Fratel. A sua bacia apresenta uma área de 1429 km², tendo como afluentes principais o rio Tripeiro e as ribeiras da Pracana, Alvito e Líria.

A ribeira de Alvito, sendo um afluente do rio Ocreza, nasce na Serra do Muradal a cerca de 700 m de altitude, drenando as águas de uma sub-bacia com 186 km² e desenvolvendo-se por 34 km até desaguar no rio Ocreza, aproximadamente 2 km a montante da povoação de Foz do Cobrão.

Tendo em consideração as variáveis descritivas para as bacias a montante dos locais de estudo, verificam-se valores baixos de índice de compacidade, favorecendo a ocorrência de cheias nas bacias referidas. Por outro lado, a densidade de drenagem também é baixa, indicando que as características topográficas, litológicas, pedológicas e de coberto da vegetação influenciam no sentido de uma diminuição da drenagem da bacia, em resultado de uma elevada permeabilidade ou precipitação escassa, o que poderá contribuir em parte para a atenuação do pico de cheia (Tabela 2).

Tabela 2. Caracterização das bacias dos cursos de água e troços fluviais de estudo intervenientes na definição dos caudais ecológicos.

Características da bacia a montante	Rio Ocreza	Ribeira Alvito	OCBA	AVTO	OCPR
Área (km ²)	1429	186	779	177	1037
Perímetro (km)	203	65	134	62	142
Altitude máxima (m)	1220	944	1220	944	1220
Altitude mínima (m)	50	141	143	168	120
Comprimento do troço (km)	94	34	62	30	67
Comprimento total dos cursos de água (km)	1333.6	168.4	717.8	161.9	955.5
Declive médio do curso de água na bacia (m/km)	12.45	23.62	17.37	25.87	16.42
Índice de compacidade de Gravelius (k _c)	1.51	1.34	1.35	1.31	1.24
Densidade de drenagem (km/km ²)	0.93	0.91	0.92	0.91	0.92
Tempo de concentração da bacia segundo Giandotti (horas)	20.4	7.8	16.2	7.5	17.1
Tempo de concentração da bacia segundo Temez (horas)	24.5	9.7	17.0	8.8	18.0

4.2 Hidrologia

A modelação hidrológica da bacia do rio Ocreza teve como objetivo a determinação do regime hidrológico natural nos locais de estudo em questão. Os cálculos efetuados foram realizados a partir da informação de base fornecida pela WS Atkins (Portugal), nomeadamente, caudais médios diários e máximos instantâneos medidos na estação hidrométrica de Foz do Cobreão (Tabela 3), caudais médios diários no local de estudo OCBA e ainda as afluições da ribeira de Alvito. Foram ainda considerados os caudais de ponta de cheia estimados para o local do aproveitamento hidroelétrico de Alvito, no âmbito do Programa Nacional de Barragens de Elevado Potencial Hidroelétrico (PNBEPH).

Tabela 3. Caracterização da estação hidrométrica de Foz do Cobreão.

Estação hidrométrica		Linha de água	Localização geográfica (sistema Hayford-Gauss, Datum de Lisboa, origem em ponto fictício)		Área bacia (km ²)	Período de informação disponível
Nome	Código		M (m)	P (m)		
Foz do Cobreão	15K/02H	Ocreza	231228.97	306912.21	976	01-10-1998 a 30-09-2011

Os valores de caudal médio diário nos locais de estudo foram inferidos a partir dos ocorridos na estação de Foz do Cobreão, através da sua ponderação pela relação existente entre as áreas das bacias próprias dos locais de estudo e suas precipitações médias anuais. Assim, o caudal (Q) de um determinado local *a* na bacia é dado pelo caudal conhecido do local *b* corrigido pela relação existente entre as áreas das suas bacias (A) e precipitações médias anuais (P) nestas. (Equação 5).

$$Q_a = Q_b \times \frac{A_a}{A_b} \times \frac{P_b}{P_a} \quad \text{Equação 5}$$

As precipitações médias anuais nas respetivas bacias próprias estudadas foram determinadas através do método das isoietas, criadas a partir da interpolação dos dados para a totalidade da bacia pela função de *Kriging*, tendo em conta as estações meteorológicas localizadas na bacia do Ocreza e na sua proximidade (Tabela 4).

Tabela 4. Estações meteorológicas consideradas na interpolação da precipitação anual média nas bacias próprias dos locais de estudo considerados.

Estação		Localização geográfica (sistema Hayford-Gauss, Datum de Lisboa, origem em ponto fictício)		Altitude (m)	Precipitação média anual (mm)	Número de dados
Nome	Código	M (m)	P (m)			
Alcains	14M/01UG	257351.416	329017.029	371	674	48
Alamaceda	14K/01U	238290.914	336793.625	455	879	31
Alto da Foz do Giraldo	13K/05UG	235635.505	336472.245	702	1202	18
Amêndoa	16I/01U	204153.299	297836.420	317	1088	45
Benquerenças	15L/01U	246829.771	313769.748	345	679	6
Caníçal Cimeiro	15J/02G	215586.206	303402.686	349	965	42
Carvoeiro	16J/02UG	218465.621	294927.536	312	932	11
Casal da Serra	13L/03U	249640.974	342411.411	725	1012	43
Castelo Novo	13M/03G	254166.930	345971.240	617	1364	13
Chão da Va	14L/02U	242622.903	325712.635	283	631	48
Chão de Codes	16I/02UG	206851.103	293767.258	303	1045	57
Estreito	14K/04UG	229082.000	331081.000	716	1081	27
Foz do Cobreão	15K/02U	229866.799	307146.094	274	773	51
Fratel	16K/03U	235642.095	294216.827	141	670	54
Gavião	17J/01UG	216891.000	277275.000	273	836	73
Gralhas	13L/02G	255303.041	346152.070	565	1512	37
Isna	14J/02UG	221634.448	317960.833	642	1340	18
Lentiscais	15M/02UG	256631.076	307605.354	216	651	16
Mata	14M/02UG	267329.190	325921.457	347	707	19
Monte do Arneiro	16K/04U	237071.983	294501.156	117	729	19
Montes da Senhora	15K/01U	226996.134	310836.588	290	1025	46
Nisa	16L/03UG	239942.000	283185.000	294	712	72
Oleiros	14J/01UG	218505.191	327775.010	496	1231	68
Póvoa de Rio de Moinhos	14L/01U	252575.000	329476.115	348	820	52
Proença-a-Nova	15J/01UC	217486.446	308882.656	502	1159	68
São Miguel de Acha	13N/01UG	269866.116	339424.207	376	805	87
São Pedro do Esteval	16J/01U	222755.648	296018.495	220	841	48
São Vicente da Beira	13L/04UG	248984.815	341235.021	572	1003	65
Sarnadas de Rodão	15L/02UG	244055.106	308016.366	342	800	21
Sarnadas de São Simão	14K/02U	231197.207	331209.249	866	1144	55
Sarnadinha	15K/03UG	235688.781	304703.528	334	870	17
Sarzedas	14K/03U	236948.275	320131.142	323	1082	56
Silvares	13K/02UG	239506.000	352704.000	380	1190	64
Vales de Cardigos	15J/03U	212721.063	307098.467	412	912	6
Vila de Rei	15I/02UG	198550.863	300611.142	418	1051	51
Vila Velha de Rodão	16K/01G	239610.000	298295.000	84	750	70

Da interpolação realizada resultou o mapa de isoietas apresentado na Figura 4, onde se verifica desde logo a assimetria pluviométrica existente nesta bacia, com a ribeira de Alvito a representar um significativo contributo do escoamento total anual do rio Ocreza. As precipitações médias anuais nas bacias a montante dos locais de estudo apresentam-se na Tabela 5.

Considerando as áreas das bacias e as suas precipitações médias anuais, obtiveram-se os valores de ponderação entre os diferentes locais de estudo e a estação hidrométrica de Foz do Cobrão apresentados na Tabela 6.

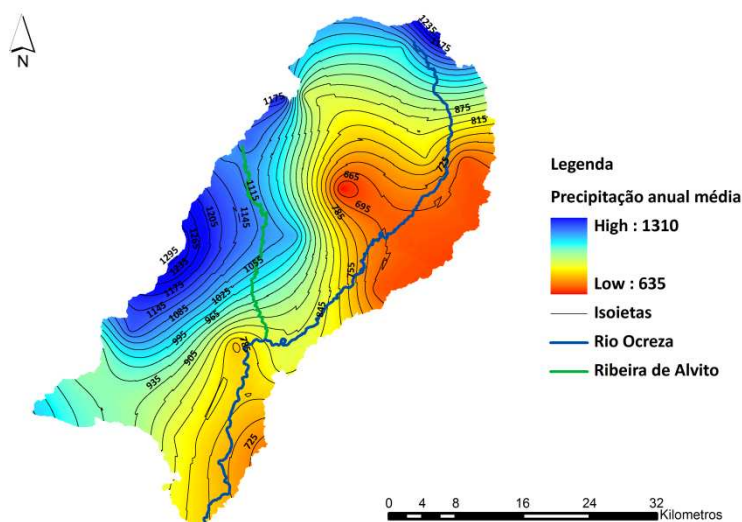


Figura 4. Mapa da precipitação anual média ocorrida na bacia do rio Ocreza.

Tabela 5. Precipitação anual média nas bacias próprias dos locais considerados.

Bacia	Precipitação anual média (mm)
Estação FOZ DO COBRÃO	900
Bacia Ribeira Alvito	1093
OCBA	854
AVTO	1102
OCPR	910

Tabela 6. Fatores de ponderação utilizados na inferência dos valores de caudal previstos para os locais de estudo considerados.

	OCBA	OCPR	AVTO	Estação FOZ DO COBRÃO
OCBA	1.000	1.418	0.294	1.318
OCPR	0.705	1.000	0.207	0.930
AVTO	3.402	4.823	1.000	4.484
Estação FOZ DO COBRÃO	0.759	1.076	0.223	1.000

A partir das séries de dados disponíveis para os caudais médios diários no local de estudo OCBA (1 de Outubro de 1984 a 30 de Setembro de 2006) e Foz do Cobrão (1 de Outubro de 1998 a 30 de Setembro de 2011) foi construída a série de caudais médios diários para o

período de 1 de Outubro de 1984 a 30 de Setembro de 2011, que foi utilizada nas análises do escoamento dos locais de estudo considerados.

4.3 Escoamento

Em consonância com a caracterização da bacia apresentada em capítulo anterior, o hidrograma do caudal médio diário reflete a baixa dimensão das bacias consideradas, apresentando pontas acentuadas e frequentes, o que revela uma resposta rápida à precipitação (Figura 5).

O mesmo pode ser verificado pelas curvas de duração média anual do caudal médio diário apresentadas na Figura 6, onde estas se apresentam muito próximas dos eixos, em resultado da irregularidade de caudais, não só pela rápida resposta à precipitação, mas também pelo veloz esgotamento das reservas subterrâneas para o rio. Os parâmetros estatísticos de localização e dispersão das séries de caudal médio diário que caracterizam as secções em estudo apresentam-se na Tabela 7, onde o valor do caudal modular, apesar de sempre superior ao caudal mediano, é tanto mais pequeno quanto maior a irregularidade da distribuição do caudal médio diário.

Tendo em conta a série de dados disponível, os caudais médios mensais considerados para os locais de estudo OCBA, OCPR e AVTO, são os que se apresentam na Tabela 8, Tabela 9 e Tabela 10, respetivamente. Da mesma forma, o caudal modular e escoamento médio anual resultantes podem ser encontrados na Tabela 11, assim como os caudais máximos instantâneos anuais ocorridos na Tabela 12 e o período de retorno dos caudais de ponta de cheia na Tabela 13.

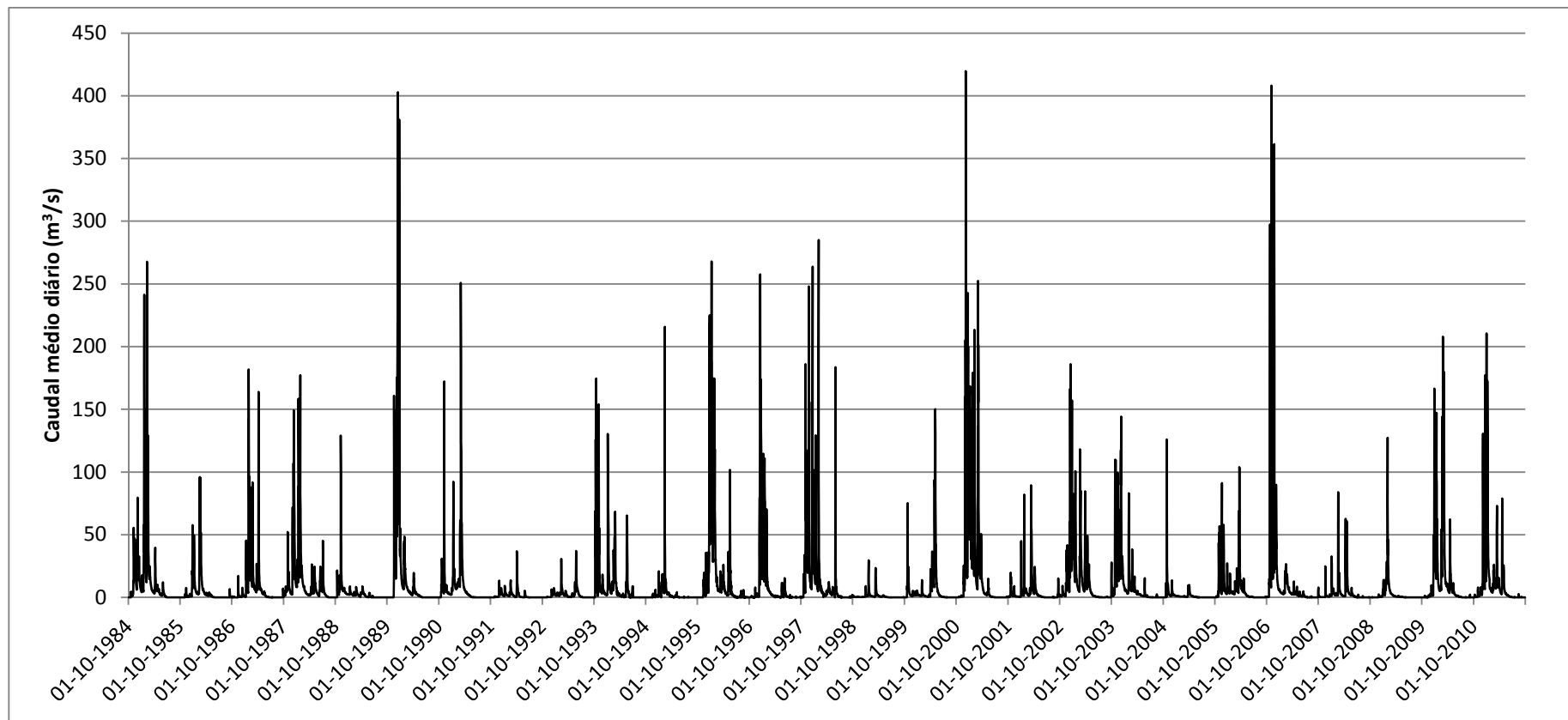


Figura 5. Caudal médio diário no local de estudo OCBA.

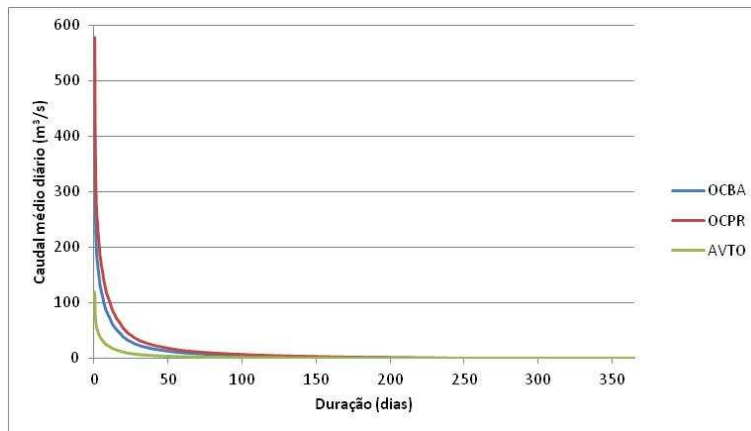


Figura 6. Curvas de duração média anual do caudal médio diário nos locais de estudo considerados.

Tabela 7. Parâmetros de localização e dispersão dos dados de caudal médio diário (m^3/s) nos locais de estudo considerados.

Parâmetros	OCBA	OCPR	AVTO
Mínimo	0.00	0.00	0.00
1º Quartil	0.10	0.14	0.03
Mediana	1.27	1.76	0.37
3º Quartil	5.69	7.98	1.65
Máximo	419.60	578.70	120.00
Média	8.72	12.25	2.54
Desvio padrão	25.63	36.03	7.47

Tabela 8. Caudais médios mensais (m³/s) estimados para o local de estudo OCBA.

Ano	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set
1984/85	0.93	19.49	21.09	42.40	49.63	8.35	10.07	3.04	2.49	0.07	0.00	0.00
1985/86	0.00	1.30	7.09	10.07	31.87	6.32	2.31	0.93	0.05	0.00	0.00	0.47
1986/87	0.22	1.63	1.76	27.34	31.51	9.50	19.36	2.85	0.30	0.10	0.04	0.49
1987/88	5.59	7.26	38.29	42.97	14.60	2.98	5.19	7.83	7.10	7.20	0.29	0.05
1988/89	3.53	17.90	3.75	3.33	2.84	2.19	3.83	0.94	0.56	0.01	0.00	0.00
1989/90	0.00	36.89	133.92	19.99	14.59	3.42	6.13	1.49	0.12	0.00	0.00	0.00
1990/91	5.44	15.50	2.88	18.05	11.61	44.91	3.86	0.90	0.16	0.01	0.00	0.00
1991/92	0.04	0.66	4.19	2.72	3.52	1.30	5.88	0.52	0.58	0.02	0.00	0.00
1992/93	0.00	0.25	3.58	1.85	5.99	2.04	0.74	7.27	3.65	0.18	0.00	0.00
1993/94	24.11	22.88	4.32	19.29	16.60	7.02	1.39	12.96	1.98	1.04	0.00	0.00
1994/95	0.00	0.48	1.71	6.56	19.82	2.24	0.64	0.65	0.03	0.01	0.00	0.00
1995/96	0.00	6.12	46.95	113.24	20.86	8.94	6.67	17.02	1.25	0.21	0.44	0.10
1996/97	0.31	1.66	52.24	41.94	9.49	1.72	0.77	1.96	3.53	0.28	0.05	0.05
1997/98	5.13	63.36	48.74	21.24	31.72	2.63	5.76	3.56	12.45	0.19	0.00	0.34
1998/99	0.62	0.43	0.57	4.23	1.09	4.17	0.82	0.86	0.13	0.04	0.04	0.09
1999/00	7.83	2.71	2.63	1.78	2.74	0.90	17.37	32.70	1.07	0.27	0.06	0.06
2000/01	0.25	3.97	86.29	77.95	35.74	52.57	5.14	3.32	0.42	0.06	0.08	0.15
2001/02	3.37	2.16	0.70	10.02	3.29	17.78	6.75	1.13	0.21	0.03	0.09	1.82
2002/03	2.35	12.67	43.47	42.05	26.75	17.38	15.83	3.73	0.74	0.22	0.17	0.23
2003/04	16.94	28.57	32.82	6.56	16.28	6.35	2.65	2.05	0.58	0.17	0.28	0.08
2004/05	7.99	3.57	2.92	1.03	0.79	1.78	2.49	0.52	0.10	0.03	0.02	0.02
2005/06	6.26	16.53	10.79	5.36	5.09	23.67	7.28	1.70	0.42	0.09	0.04	0.16
2006/07	23.39	83.38	20.88	3.73	13.56	4.58	3.72	2.61	1.35	0.25	0.13	0.26
2007/08	0.86	1.91	0.99	5.33	10.27	2.29	15.66	2.95	0.86	0.26	0.13	0.07
2008/09	0.12	0.30	1.21	9.41	18.03	1.60	0.78	0.35	0.11	0.04	0.01	0.02
2009/10	0.19	0.67	26.64	41.86	43.62	35.46	13.33	4.04	0.91	0.16	0.07	0.23
2010/11	0.75	3.04	42.35	34.73	9.28	15.03	12.43	5.25	0.76	0.15	0.25	0.14
Média	4.30	13.16	23.81	22.78	16.71	10.63	6.55	4.56	1.55	0.41	0.08	0.18

Tabela 9. Caudais médios mensais (m³/s) estimados para o local de estudo OCPR.

Ano	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set
1984/85	1.32	27.63	29.90	60.12	70.37	11.84	14.27	4.31	3.53	0.10	0.00	0.00
1985/86	0.00	1.84	10.05	14.28	45.19	8.96	3.28	1.31	0.06	0.00	0.00	0.67
1986/87	0.31	2.31	2.49	38.77	44.68	13.47	27.45	4.04	0.42	0.14	0.06	0.70
1987/88	7.93	10.29	54.28	60.92	20.70	4.22	7.36	11.11	10.07	10.21	0.41	0.07
1988/89	5.00	25.37	5.32	4.72	4.03	3.10	5.44	1.33	0.80	0.01	0.00	0.00
1989/90	0.00	52.30	189.88	28.34	20.68	4.84	8.69	2.11	0.17	0.01	0.00	0.00
1990/91	7.72	21.97	4.09	25.60	16.46	63.68	5.47	1.28	0.23	0.01	0.00	0.00
1991/92	0.05	0.93	5.94	3.86	4.99	1.84	8.34	0.74	0.82	0.03	0.00	0.00
1992/93	0.00	0.36	5.07	2.62	8.49	2.90	1.05	10.31	5.18	0.26	0.00	0.00
1993/94	34.18	32.43	6.12	27.35	23.53	9.96	1.97	18.37	2.81	1.47	0.00	0.00
1994/95	0.00	0.69	2.42	9.31	28.10	3.18	0.91	0.92	0.05	0.02	0.00	0.00
1995/96	0.00	8.68	66.57	160.55	29.57	12.67	9.46	24.13	1.77	0.30	0.62	0.14
1996/97	0.44	2.35	74.06	59.47	13.45	2.45	1.09	2.78	5.00	0.39	0.07	0.07
1997/98	7.27	89.83	69.10	30.11	44.97	3.73	8.17	5.05	17.65	0.27	0.00	0.48
1998/99	0.82	0.57	0.75	5.61	1.45	5.54	1.08	1.14	0.17	0.05	0.05	0.13
1999/00	10.70	3.70	3.59	2.43	3.75	1.23	23.74	44.68	1.46	0.36	0.08	0.07
2000/01	0.34	5.42	117.88	106.50	48.83	71.82	7.02	4.54	0.57	0.08	0.11	0.20
2001/02	4.58	2.93	0.95	13.60	4.46	24.15	9.16	1.54	0.29	0.04	0.11	2.47
2002/03	3.21	17.29	59.32	57.37	36.51	23.72	21.60	5.09	1.00	0.30	0.24	0.31
2003/04	23.22	39.16	44.98	8.99	22.31	8.70	3.63	2.80	0.79	0.23	0.39	0.12
2004/05	10.55	4.72	3.85	1.36	1.05	2.35	3.28	0.68	0.13	0.04	0.03	0.02
2005/06	8.67	22.90	14.94	7.42	7.05	32.79	10.08	2.36	0.58	0.12	0.05	0.22
2006/07	33.16	118.22	29.60	5.29	19.22	6.49	5.27	3.70	1.92	0.35	0.19	0.37
2007/08	1.22	2.71	1.40	7.55	14.56	3.25	22.21	4.19	1.22	0.37	0.18	0.10
2008/09	0.17	0.43	1.71	13.34	25.56	2.27	1.10	0.49	0.16	0.06	0.01	0.02
2009/10	0.27	0.95	37.77	59.35	61.84	50.28	18.89	5.72	1.30	0.23	0.10	0.32
2010/11	1.06	4.30	60.05	49.24	13.16	21.30	17.62	7.44	1.08	0.21	0.35	0.20
Média	6.01	18.53	33.41	32.00	23.52	14.84	9.17	6.38	2.19	0.58	0.11	0.25

Tabela 10. Caudais médios mensais (m³/s) estimados para o local de estudo AVTO.

Ano	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set
1984/85	0.27	5.73	6.20	12.46	14.59	2.46	2.96	0.89	0.73	0.02	0.00	0.00
1985/86	0.00	0.38	2.08	2.96	9.37	1.86	0.68	0.27	0.01	0.00	0.00	0.14
1986/87	0.06	0.48	0.52	8.04	9.26	2.79	5.69	0.84	0.09	0.03	0.01	0.14
1987/88	1.64	2.13	11.25	12.63	4.29	0.88	1.53	2.30	2.09	2.12	0.08	0.01
1988/89	1.04	5.26	1.10	0.98	0.83	0.64	1.13	0.28	0.17	0.00	0.00	0.00
1989/90	0.00	10.84	39.37	5.88	4.29	1.00	1.80	0.44	0.04	0.00	0.00	0.00
1990/91	1.60	4.56	0.85	5.31	3.41	13.20	1.13	0.27	0.05	0.00	0.00	0.00
1991/92	0.01	0.19	1.23	0.80	1.03	0.38	1.73	0.15	0.17	0.01	0.00	0.00
1992/93	0.00	0.07	1.05	0.54	1.76	0.60	0.22	2.14	1.07	0.05	0.00	0.00
1993/94	7.09	6.72	1.27	5.67	4.88	2.06	0.41	3.81	0.58	0.30	0.00	0.00
1994/95	0.00	0.14	0.50	1.93	5.83	0.66	0.19	0.19	0.01	0.00	0.00	0.00
1995/96	0.00	1.80	13.80	33.29	6.13	2.63	1.96	5.00	0.37	0.06	0.13	0.03
1996/97	0.09	0.49	15.36	12.33	2.79	0.51	0.23	0.58	1.04	0.08	0.02	0.01
1997/98	1.51	18.62	14.33	6.24	9.32	0.77	1.69	1.05	3.66	0.06	0.00	0.10
1998/99	0.17	0.12	0.16	1.16	0.30	1.15	0.22	0.24	0.03	0.01	0.01	0.03
1999/00	2.22	0.77	0.75	0.50	0.78	0.25	4.92	9.26	0.30	0.08	0.02	0.02
2000/01	0.07	1.12	24.44	22.08	10.12	14.89	1.46	0.94	0.12	0.02	0.02	0.04
2001/02	0.95	0.61	0.20	2.82	0.93	5.01	1.90	0.32	0.06	0.01	0.02	0.51
2002/03	0.67	3.59	12.30	11.90	7.57	4.92	4.48	1.06	0.21	0.06	0.05	0.06
2003/04	4.81	8.12	9.33	1.86	4.63	1.80	0.75	0.58	0.16	0.05	0.08	0.02
2004/05	2.19	0.98	0.80	0.28	0.22	0.49	0.68	0.14	0.03	0.01	0.01	0.00
2005/06	1.80	4.75	3.10	1.54	1.46	6.80	2.09	0.49	0.12	0.03	0.01	0.05
2006/07	6.87	24.51	6.14	1.10	3.98	1.35	1.09	0.77	0.40	0.07	0.04	0.08
2007/08	0.25	0.56	0.29	1.57	3.02	0.67	4.60	0.87	0.25	0.08	0.04	0.02
2008/09	0.04	0.09	0.35	2.77	5.30	0.47	0.23	0.10	0.03	0.01	0.00	0.00
2009/10	0.06	0.20	7.83	12.31	12.82	10.42	3.92	1.19	0.27	0.05	0.02	0.07
2010/11	0.22	0.89	12.45	10.21	2.73	4.42	3.65	1.54	0.22	0.04	0.07	0.04
Média	1.25	3.84	6.93	6.64	4.88	3.08	1.90	1.32	0.45	0.12	0.02	0.05

Tabela 11. Caudal modular e escoamento médio anual nos locais de estudo.

	OCBA	OCPR	AVTO
Caudal modular (m ³ /s)	8.70	12.21	2.53
Caudal integral médio anual (hm ³)	274.36	385.05	79.79
Escoamento médio anual (mm)	352	371	451

Tabela 12. Caudais instantâneos máximos (m^3/s) calculados para os locais de estudo considerados.

Ano	OCBA	AVTO	OCPR
1998/99	41	12	58
1999/00	290	85	411
2000/01	671	197	951
2001/02	203	60	287
2002/03	327	96	464
2003/04	217	64	308
2004/05	316	93	449
2005/06	371	109	526
2006/07	702	206	995
2007/08	202	59	286
2008/09	195	57	276
2009/10	440	129	624
2010/11	445	131	631
2011/12	129	38	183

Tabela 13. Caudais de ponta de cheia (m^3/s) nos locais de estudo considerados.

Local de estudo	Período de retorno (anos)					
	2	5	10	20	50	100
OCBA	167	284	372	461	584	680
OCPR	237	403	527	654	828	964
AVTO	49	83	109	136	172	200

5 DESENVOLVIMENTO DAS CURVAS DE PREFERÊNCIA DE HABITAT PARA A ICTIOFAUNA

5.1 Área de estudo

A escolha dos locais de amostragem foi realizada aquando da saída de campo para prospeção em Outubro de 2011, e de acordo com a técnica do troço representativo. Foi realizada a observação direta dos macrohabitats ao longo do segmento por penetração e percurso do rio a partir dos poucos locais de acesso. A avaliação pericial realizada levou à seleção de um segmento fluvial na ribeira de Alvito e de outro na ribeira da Lória (Figura 7). No primeiro foram selecionados dois troços de amostragem, cada um com 200 metros de comprimento, e separados entre si por 500 metros. No segundo foi selecionado um troço de amostragem de 200 metros de comprimento, localizado aproximadamente a 400 metros da confluência com o rio Ocreza. Os troços foram selecionados com na base na ausência ou presença mínima de perturbações humanas (açudes e outras barreiras físicas, alteração das galerias ripárias, fontes de poluição, etc.) suscetíveis de alterar o macro- e microhabitat ótimo das populações piscícolas, tendo igualmente em conta a respetiva acessibilidade e representatividade dos principais tipos de macrohabitats (*riffles, runs e pools*).



Figura 7. Localização dos pontos de amostragem nas ribeiras de Alvito e da Lória.

5.2 Metodologia de campo

Foram realizadas 3 campanhas de amostragem da ictiofauna em Novembro 2012 (Outono), Maio 2013 (Primavera) e Junho 2013 (início de Verão), evitando deste modo a maior influência da época estival e a consequente quebra da conectividade fluvial que colocaria os peixes em habitats sub-ótimos (Gorman e Karr, 1978). As amostragens foram realizadas durante o dia, através do uso de um equipamento de pesca elétrica fixo (SAREL modelo WFC7-HV, Electracatch International, Wolverhampton, UK; Figura 8) empregando baixa voltagem (250V) e um aro de 30 cm de diâmetro, para minimizar eventuais efeitos lesivos nos peixes. Todos os métodos de captura científica de peixes são enviesados, o que pode influenciar os resultados das curvas de preferência (Heggenes et al., 1990). No entanto, a pesca elétrica apresenta-se como o método menos enviesado, quer em relação às espécies capturadas, quer em relação às dimensões capturadas, pelo que foi o método de amostragem escolhido.



Figura 8. Equipamento de pesca elétrica *Electracatch International*.

Durante a amostragem foi utilizada uma abordagem pontual (ver descrição dos pressupostos do método em Santos et al., 2004). O operador do ânodo (polo positivo para o qual são atraídos os peixes) escolheu uma direção em ziguezague ao longo do troço, amostrando toda a massa de água da margem ao centro do canal. Sempre que um peixe era capturado (sendo de seguida medido e devolvido vivo ao rio), uma boia colorida e lastrada foi colocada no local de captura para posteriormente aí serem realizadas as medições das variáveis de microhabitat por um segundo elemento da equipa (Maki-Petays et al., 1997). Os peixes capturados foram de

imediatos medidos (comprimento total em mm) e posteriormente colocados em baldes com arejadores para evitar o choque continuado e contagens repetidas. No final da amostragem foram todos devolvidos vivos à massa de água (Figura 9).



Figura 9. Amostragem de pesca elétrica na ribeira do Alvito. Note-se a presença das marcas lastradas amarelas que acompanham os operadores.

Uma vez que o habitat de cada indivíduo é variável de acordo com a sua dimensão e ontogenia, todas as espécies foram estratificadas em classes de dimensão de acordo com o seu estágio de vida: 60-150 mm, 150-200 mm e >200 mm para o barbo-comum (*Luciobarbus bocagei*), correspondentes aos estágios de juvenis, adultos pequenos e adultos grandes; 20-120 mm e >120 mm, para a boga-comum (*Pseudochondrostoma polylepis*) e 20-50 mm e >50 mm, e para o bordalo (*Squalius alburnoides*), correspondendo respetivamente aos estágios de juvenis e adultos (Figura 10).



Figura 10. Barbo-comum (*Luciobarbus bocagei*) (esquerda); Boga comum (*Pseudochondrostoma polylepis*) (centro) e bordalo (*Squalius alburnoides*) (direita).

Finda a amostragem piscícola, foram efetuadas medições de quatro variáveis de microhabitat em cada ponto de localização das boias lastradas, correspondendo ao microhabitat usado por cada indivíduo: profundidade, velocidade média da água, substrato (classe dominante) e percentagem de cobertura. A profundidade foi medida com uma régua graduada até ao centímetro mais próximo. A velocidade da água foi medida com um velocímetro de hélice (modelo FP101, *Global Water Instrumentation, Inc., USA*). Para profundidades inferiores a 0,80 m, a velocidade média foi medida a 60% da distância da superfície da água ao substrato; em caso contrário, a velocidade foi considerada como a média das medições efetuadas a 20% e 80% da profundidade total (Bovee e Milhous, 1978). O substrato e a percentagem de cobertura foram determinados visualmente em quadrados de 0,80 x 0,80 m, diretamente abaixo da posição do peixe. A classe dominante de substrato foi determinada de acordo com a escala modificada de *Wentworth* (Bovee, 1986): [(1) detritos vegetais; (2) vasa (1 – 2 mm); (3) areia (2 – 5 mm); (4) gravilha (5 – 25 mm); (5) cascalho (25 – 50 mm); (6) pedras (50 – 150 mm) e (7) blocos]. A cobertura foi definida como qualquer estrutura dentro de água (troncos, raízes de árvores, ramos mortos, macrófitos submersos e emergentes de altura inferior a 50 cm acima da superfície da água) que pudesse constituir proteção e abrigo para os peixes, excluindo o substrato. A percentagem de cobertura em cada ponto (em incrementos de 20%) foi visualmente estimada e alocada a cada uma das seguintes classes: 0% (ausente), 10-20% (muito esparsa), 30-40% (esparsa), 50-60% (intermédia), 70-80% (densa), 90-100% (muito densa).

A disponibilidade de habitat em cada troço foi posteriormente determinada nas mesmas variáveis através da medição de pontos dispostos em 15-25 transeptos equidistantes e perpendiculares à direção do escoamento (Santos e Ferreira, 2008).

5.3 Metodologia analítica

Foram desenvolvidas curvas de preferência (isto é, a relação entre a utilização e a disponibilidade) sazonais para incrementos de cada variável de microhabitat, i.e. profundidade, velocidade, substrato e cobertura, para cada espécie e classe de dimensão.

A preferência (estratificada por época do ano e dimensão/idade dos exemplares) em relação ao microhabitat é definida, para cada incremento e para cada variável de microhabitat, de acordo com Maki-Petays et al. (1997) como: (uso proporcional)/(disponibilidade proporcional). Os valores de preferência para cada incremento de determinada variável de microhabitat são

posteriormente divididos pelo maior valor de preferência por forma a que o índice de preferência final varie entre (0,0) habitat não adaptado até (1,0) habitat ótimo (Baltz, 1990). Foram desenvolvidas curvas de preferência para as espécies encontradas na área de estudo: barbo-comum (*L. bocagei*), boga-comum (*P. polylepis*) e bordalo (*S. alburnoides*) (ANEXO I). Em relação à outra espécie capturada na área de estudo – o escalo (*Squalius pyrenaicus*) - as suas capturas numericamente reduzidas levaram a que não se pudessem elaborar curvas de preferência fiáveis para esta espécie.

6 MODELAÇÃO HIDRODINÂMICA DE HABITAT PISCÍCOLA

6.1 Levantamento topográfico, medições hidráulicas e caracterização do substrato

A qualidade do modelo depende, em grande parte, da exatidão e resolução espacial dos dados topográficos (e.g. Ghanem et al., 1996; Leclerc et al., 1995). As características físicas relevantes do leito (i.e. elevações, blocos, obstruções) devem ser georreferenciadas, porque estas zonas influem padrões de escoamento complexos que influenciam o habitat piscícola (Crowder e Diplas, 2000). Dada esta particularidade os trabalhos de levantamento topográfico foram acompanhados no terreno por, pelo menos, um elemento da equipa (Figura 11).

Foram ainda identificadas linhas de quebra que funcionam como elementos que definem e controlam o comportamento da superfície em termos de suavidade, ou seja, devem representar o talvegue do curso de água ou linhas de cumeada. A representação do leito do rio no modelo hidrodinâmico é uma simplificação da realidade e deverá ser a mais rigorosa possível quanto às características do rio, designadamente, blocos de pedra, zonas de *pool*, vegetação, entre outros.



Figura 11. Levantamento topográfico.

A caracterização do substrato consistiu em aferir visualmente a composição do leito e das margens do troço tendo em conta a escala modificada de Wentworth (Bovee, 1986) a mesma usada no desenvolvimento das curvas de preferência: (1) detritos vegetais; (2) vasa (1 – 2 mm); (3) areia (2 – 5 mm); (4) gravilha (5 – 25 mm); (5) cascalho (25 – 50 mm); (6) pedras (50 – 150 mm) e (7) blocos. O substrato foi identificado ponto a ponto ou através da delimitação de polígonos de substrato homogéneo.

A caracterização da rugosidade absoluta foi avaliada visualmente através da delimitação de polígonos de rugosidade semelhante tendo em conta o valor do diâmetro médio das partículas

do leito (Figura 12). Na fase de calibração do modelo, procedeu-se ao ajustamento dos valores de k .



Figura 12. Aferição visual da rugosidade e do substrato no troço OCBA.

Foram ainda realizadas medições hidráulicas (profundidade e velocidade) para definir as condições de fronteira do modelo e calcular o caudal escoado. As condições de fronteira no modelo River2D são a cota da superfície livre na secção de saída e o caudal na secção de entrada. Estas secções devem localizar-se a uma certa distância das zonas de interesse para a modelação do habitat, tendo por objetivo minimizar o efeito das incertezas nas condições de fronteira (Steffler e Blackburn, 2002). Além da secção transversal definida como secção de saída selecionaram-se diferentes secções perpendiculares ao escoamento com o menor número possível de obstáculos e irregularidades que induzam variações na velocidade do escoamento. A localização destas secções foi ainda estrategicamente definida tendo em conta mapear os diferentes habitats piscícolas (e.g. *pool* e *riffle*) existentes no troço em questão.

Em cada secção definiu-se um conjunto de perfis (h_i) verticais de acordo com as irregularidades da secção, colocando um maior número de perfis nas zonas com maiores variações, quer de velocidade, quer de profundidade. Registaram-se os valores da velocidade e respetiva profundidade de cada perfil (h_i). Quando a profundidade h era inferior a 0.75 m, executou-se a medição de velocidade a 0.6 h , caso contrário efetuou-se duas medições a 0.2 h e a 0.8 h , adotando depois o valor médio. A profundidade foi medida com uma régua graduada e a velocidade com um molinete, mantendo o eixo na direção do escoamento e respeitando um tempo de espera não inferior a 40 s (Figura 13).



Figura 13. Medições de velocidade e profundidade ao longo das secções transversais no troço OCBA.

A medição de caudal de um curso de água pode ser efetuada pela integração das velocidades numa secção normal ao escoamento. O procedimento adotado foi uma simplificação deste método. O caudal que passa em cada secção transversal resulta da soma do produto entre a área da secção molhada e a velocidade média através dessa secção. Usualmente divide-se a secção em partes e determina-se para cada uma delas o respetivo Q_i ; o caudal total da secção, Q , obtém-se pelo somatório dos valores referentes a cada uma das partes (Lencastre e Franco, 1984) como se observa na Equação 6 e na Figura 14.

$$Q = \sum_{i=1}^n Q_i$$

Equação 6

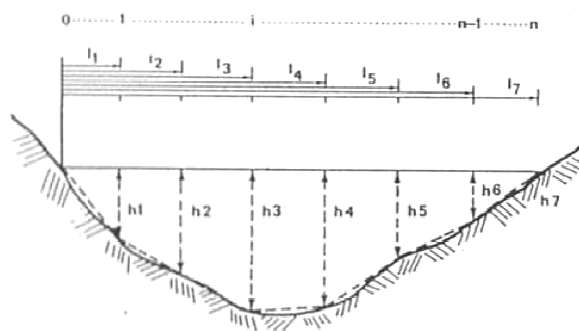


Figura 14. Secção transversal. Medições dos parâmetros profundidade e velocidade média ponto a ponto, adaptado de Lencastre e Franco (1984, p. 252).

Uma vez que apenas foi possível efetuar uma medição de caudal para cada troço durante os trabalhos de campo, as curvas de vazão na secção de saída dos troços foram determinadas com recurso a um programa de cálculo automático computacional (HEC-RAS 4.0 Beta do *U.S. Army Corps of Engineers*).

O programa HEC-RAS permite simular o regolfo num rio e obter curvas de vazão. Para a obtenção de curvas de vazão, além do perfil da secção, é necessário estimar o declive do leito, J , e o coeficiente de Manning-Strickler, K . O coeficiente de Manning-Strickler é um coeficiente que depende da rugosidade do leito. Na atribuição do seu valor atendeu-se às indicações apresentadas em Chow (1959), complementadas pelos reconhecimentos de campo, medições de caudal e alturas de escoamento efetuadas e pela experiência precedente de aplicação da fórmula de Manning-Strickler.

A modelação hidráulica foi realizada no modelo River2D. Os resultados das simulações hidráulicas para os diferentes caudais e para os três troços foram exportados para o modelo CASiMiR Fish onde se executou a modelação do habitat por integração dos dados hidráulicos com os dados de preferência do habitat.

Apresentam-se de seguida os trabalhos desenvolvidos, primeiro para o troço OCBA (zona imediatamente a jusante da implantação da barragem no rio Ocreza), seguido do troço AVTO situado na ribeira do Alvito a montante da confluência com o rio Ocreza, e finalmente o troço OCPR (zona a montante do regolfo da albufeira de Pracana no rio Ocreza).

6.2 Modelação hidráulica

6.2.1 Troço OCBA

Para efeitos de modelação hidrodinâmica do escoamento foi considerada uma zona menos abrangente do levantamento topográfico, por se julgar representativa dos mesohabitats existentes no troço e por oferecer uma menor área para desenvolvimento da malha de elementos finitos, possibilitando desta forma a detalhada discretização da malha. O troço selecionado tem cerca de 270 metros de comprimento.

Os trabalhos de campo que consistiram na medição da velocidade média e profundidade ao longo de diferentes secções transversais foram levados a cabo a par com o levantamento topográfico. Beneficiando desta forma da georreferenciação das respetivas secções transversais e respetivos pontos de medição da velocidade e profundidade. Foram

selecionadas 11 secções transversais, no que resultou a aferição de um caudal médio de $0.05 \text{ m}^3/\text{s}$. A curva de vazão (Figura 15) foi determinada com recurso ao HEC-RAS e tendo em conta os dados de campo.

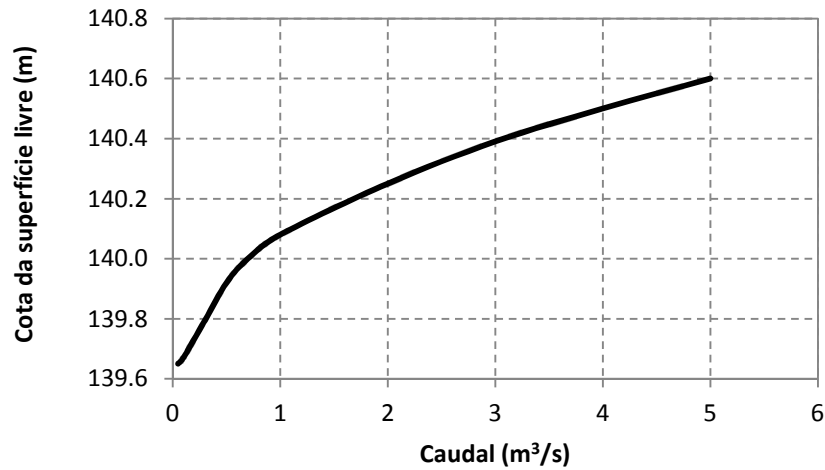


Figura 15. Curva de vazão na secção de saída do troço OCBA.

Os dados topográficos foram inseridos no R2D_Bed e a fronteira do domínio computacional foi definida. O modelo foi triangulado e procedeu-se a pequenas correções dos dados. Na Figura 16 e na Figura 17 apresentam-se, respetivamente, os pontos cotados e a elevação do leito consequente da triangulação dos dados.

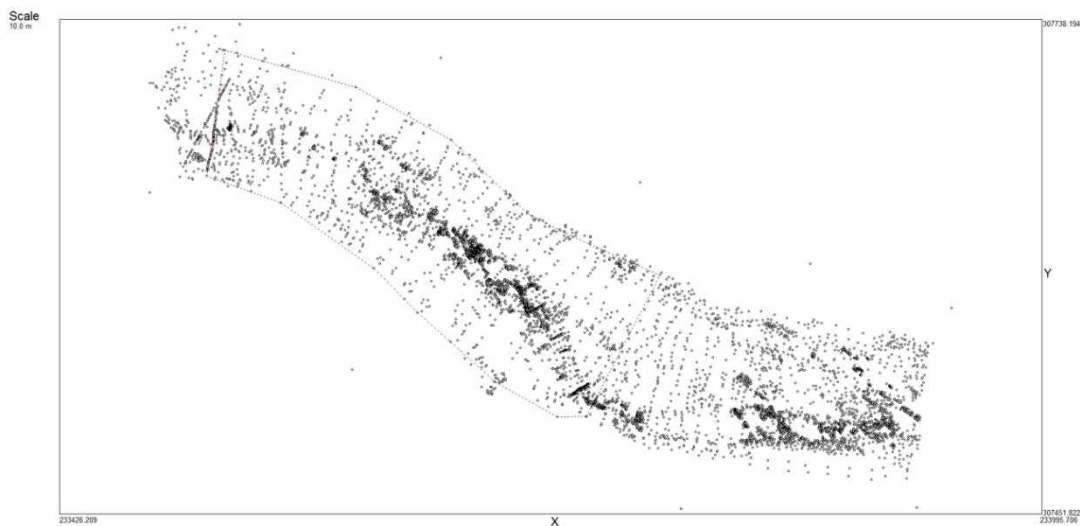


Figura 16. Pontos cotados no editor de topografia (R2D_Bed) e a fronteira do domínio (linha vermelha) para o troço OCBA.

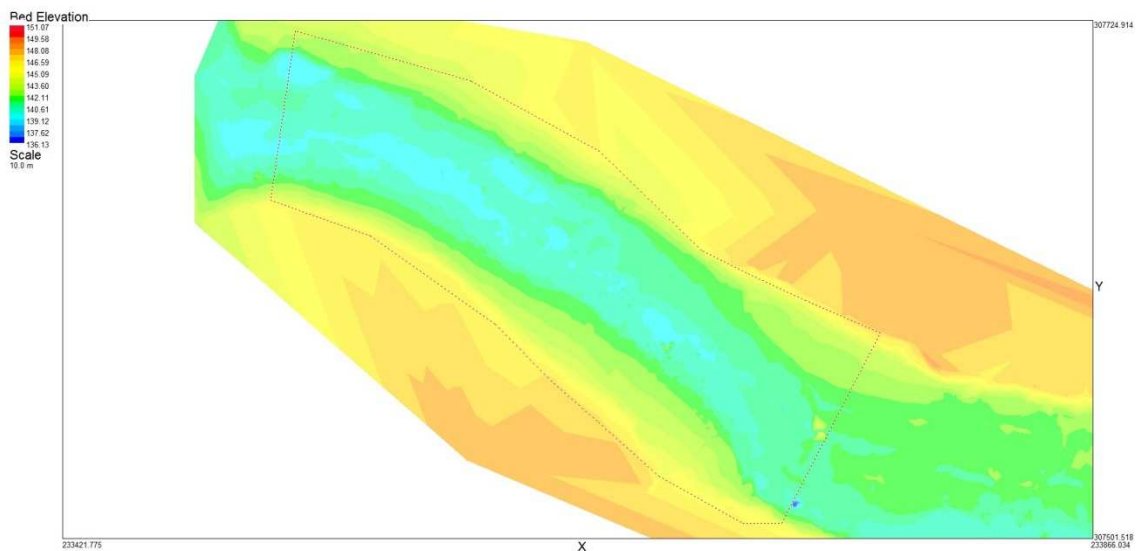


Figura 17. Elevação do leito no editor de topografia (R2D_Bed) para o troço OCBA.

A rugosidade em cada ponto foi definida tendo em conta as observações do substrato do leito, tendo-se considerado valores de rugosidade absoluta de 0.1 m (zonas de leito de areia) a 0.5 m (zonas de blocos de pedra e margens).

No editor R2D_Mesh foi criada a malha de elementos finitos, por adição de nós ao troço em estudo. Nas zonas do curso de água com maior diferença de relevo que precisavam de um levantamento topográfico mais minucioso, procurou-se aumentar a resolução da malha de forma a pormenorizar a discretização do domínio nestas zonas. Procurou-se otimizar a discretização da malha, no sentido de obter a melhor resolução possível das características do leito, em função de se atingir o menor tempo computacional. A malha final apresentava 24 797 nós. A secção de entrada e a secção de saída do modelo foram também definidas no R2D_Mesh. As condições de fronteira incluíram, para a secção de saída, a definição da cota da superfície livre; e, para a secção de entrada, o caudal escoado e a definição da cota da superfície livre.

O ficheiro hidrodinâmico criado no R2D_Mesh possui as condições de fronteira do modelo (i.e. o caudal à entrada do troço e a cota da superfície livre à saída), as condições iniciais de escoamento (i.e. a cota da superfície livre na secção de entrada), as cotas do leito e os coeficientes de rugosidade absoluta em cada nó da malha, necessários para simular o escoamento em regime permanente.

No River2D modelou-se em regime permanente os caudais de 0.1 a 16 m³/s. Na Figura 18 e na Figura 19 apresentam-se os resultados da modelação hidrodinâmica para o troço OCBA e para um caudal de 1 m³/s.

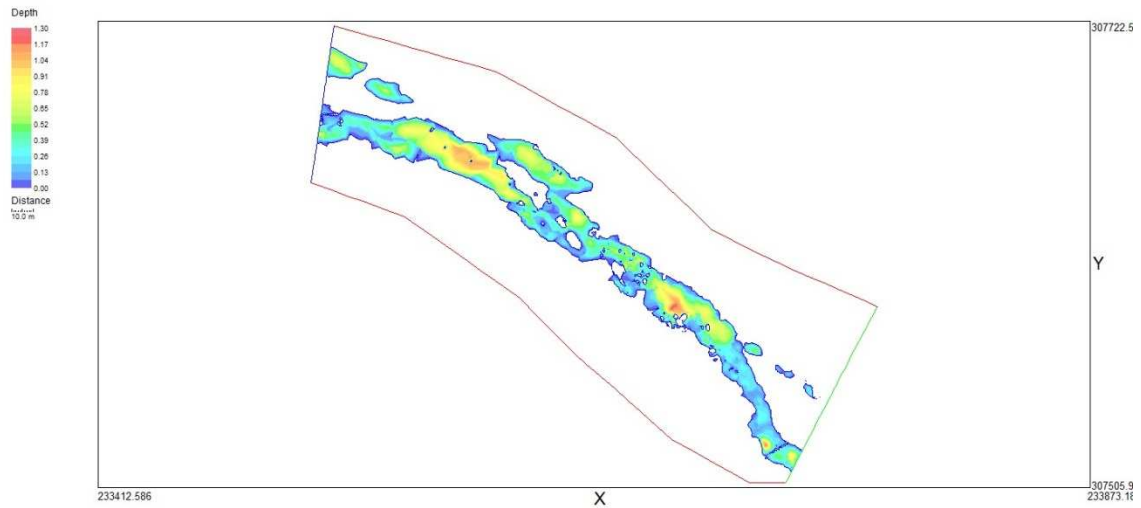


Figura 18. Profundidade no troço OCBA (valor máximo – 1.3 m) para o caudal de 1 m³/s.

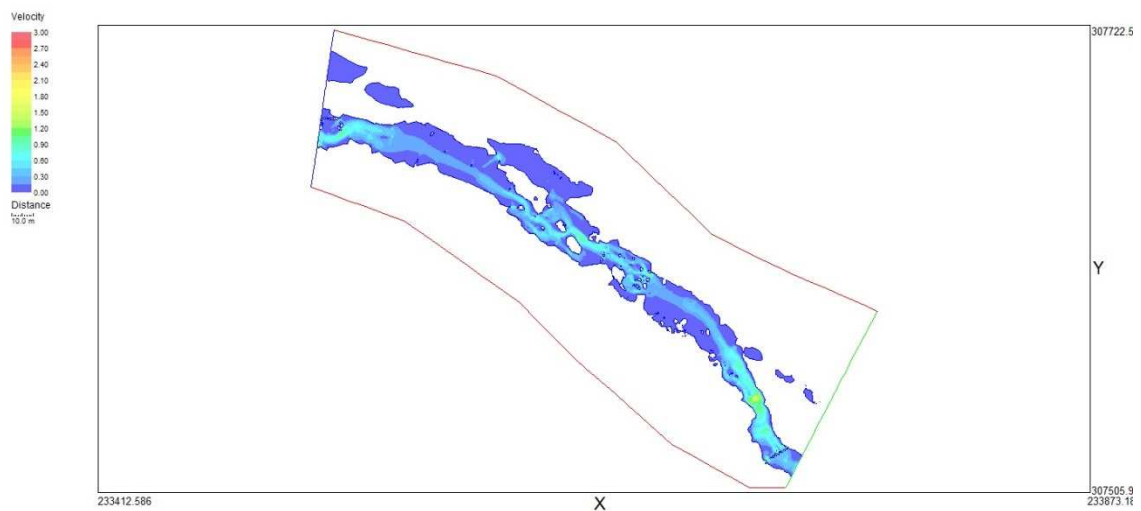


Figura 19. Velocidade no troço OCBA (valor máximo – 1.9 m/s) para o caudal de 1 m³/s.

6.2.2 Troço AVTO

No dia dos trabalhos de campo a água escoada era bastante baixa dificultando a aferição precisa do valor de caudal. As medições de velocidade e profundidade foram levadas a cabo em 5 secções transversais e uma vez mais com o auxílio da equipa de topógrafos possibilitando a correta georreferenciação dos pontos de medição, respetivas secções transversais e cota da linha de superfície livre. Procurou-se não só que as secções embarcassem os diferentes tipos de habitat mas também que tivessem algum escoamento. O caudal médio aferido no dia do trabalho de campo era de $0.07 \text{ m}^3/\text{s}$. A curva de vazão determinada com recurso ao HEC-RAS e tendo em conta os dados de campo é apresentada na Figura 20.

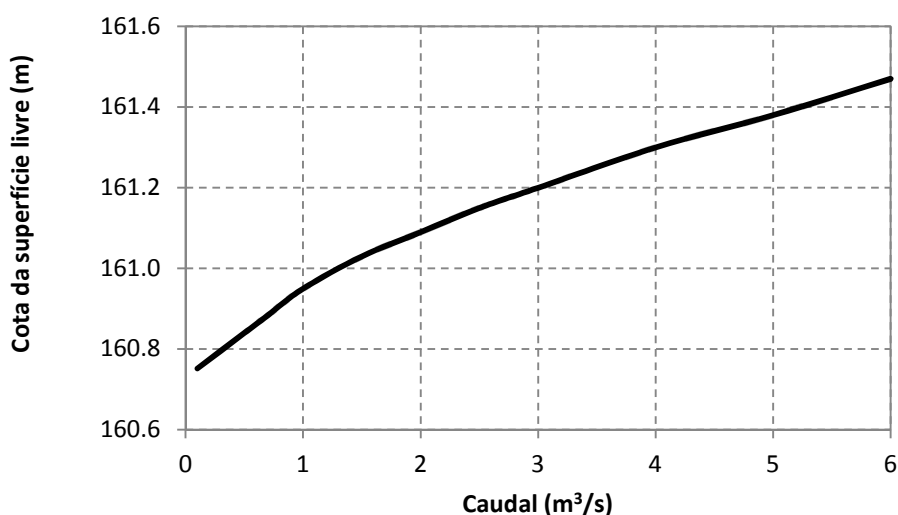


Figura 20. Curva de vazão na secção de saída do troço AVTO

Os dados topográficos foram inseridos no R2D_Bed e a fronteira do domínio computacional foi definida. O modelo foi triangulado e procedeu-se a pequenas correções dos dados. Na Figura 21 e na Figura 22 apresentam-se os pontos cotados e a elevação do leito consequente da triangulação dos dados, respetivamente.

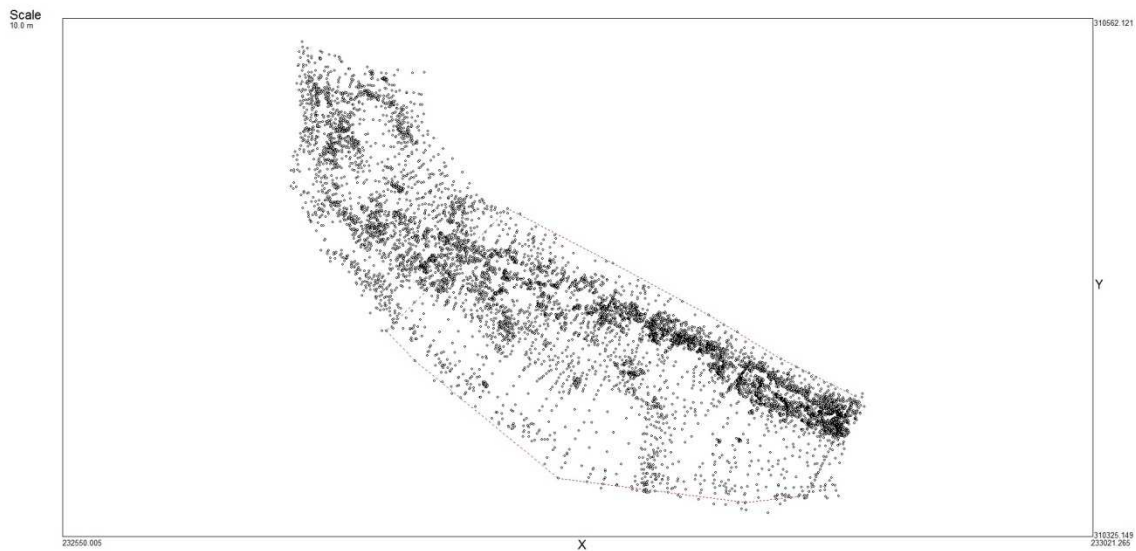


Figura 21. Pontos cotados no editor de topografia (R2D_Bed) e a fronteira do domínio (linha vermelha) para o troço AVTO.

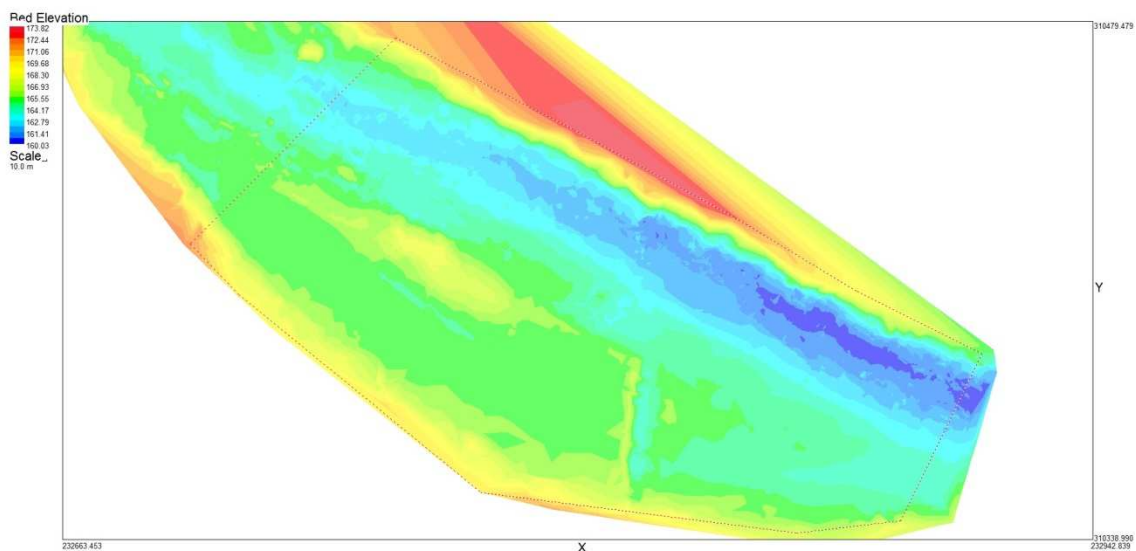


Figura 22. Elevação do leito no editor de topografia (R2D_Bed) para o troço AVTO.

Tendo em conta as observações do leito foi definida uma rugosidade uniforme ao longo do troço correspondente a 0.8 m que resulta dos grandes blocos que se encontram praticamente em todo o troço.

A malha de elementos finitos foi criada no editor R2D_Mesh, da qual resultaram 37 010 nós dentro da zona do domínio de cálculo. A secção de entrada e a secção de saída do modelo foram também definidas no R2D_Mesh. As condições de fronteira incluíram, para a secção de

saída, a definição da cota da superfície livre; e, para a secção de entrada, o caudal escoado e a definição da cota da superfície livre.

No River2D modelou-se em regime permanente os caudais de 0.1 a 16 m³/s. Na Figura 23 e Figura 24 apresentam-se os resultados da modelação hidrodinâmica para o troço AVTO e para um caudal de 1 m³/s.

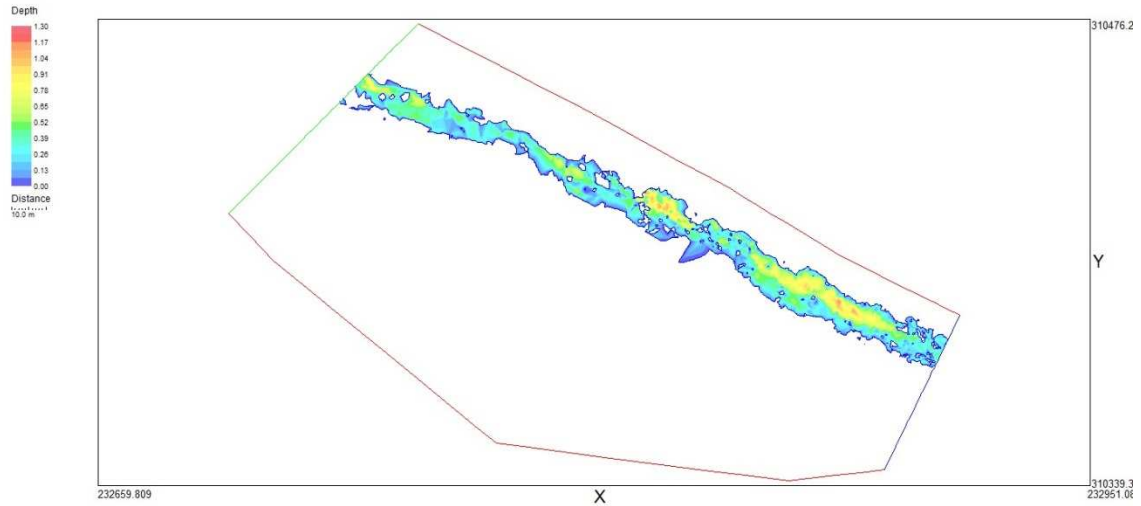


Figura 23. Profundidade no troço AVTO (valor máximo - 1.2 m) para o caudal de 1 m³/s.

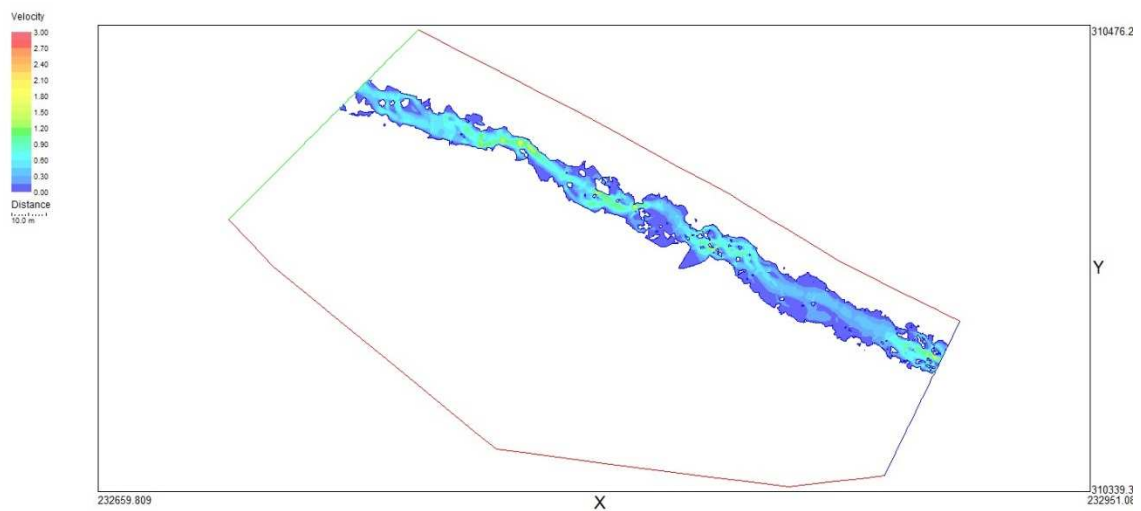


Figura 24. velocidade no troço AVTO (valor máximo – 2.4 m/s) para o caudal de 1 m³/s.

6.2.3 Troço OCPR

Foi considerado para efeitos de modelação hidráulica uma zona do levantamento topográfico com cerca de 140 metros de comprimento. Este troço embarca os habitats relevantes deste segmento do rio Ocreza. Foram seleccionadas 7 secções transversais que albergavam esses diferentes habitats nas quais foram medidos valores de velocidade média e profundidade. Este trabalho contou com o auxílio da equipa topográfica que procedeu à georreferenciação das respectivas secções e dos pontos de medição da velocidade e profundidade. A superfície livre de escoamento foi também cotada em cada secção transversal.

De acordo com os dados medidos em campo aferiu-se um caudal médio de $0.1 \text{ m}^3/\text{s}$. A curva de vazão determinada com recurso ao HEC-RAS e tendo em conta os dados de campo é apresentada na Figura 25.

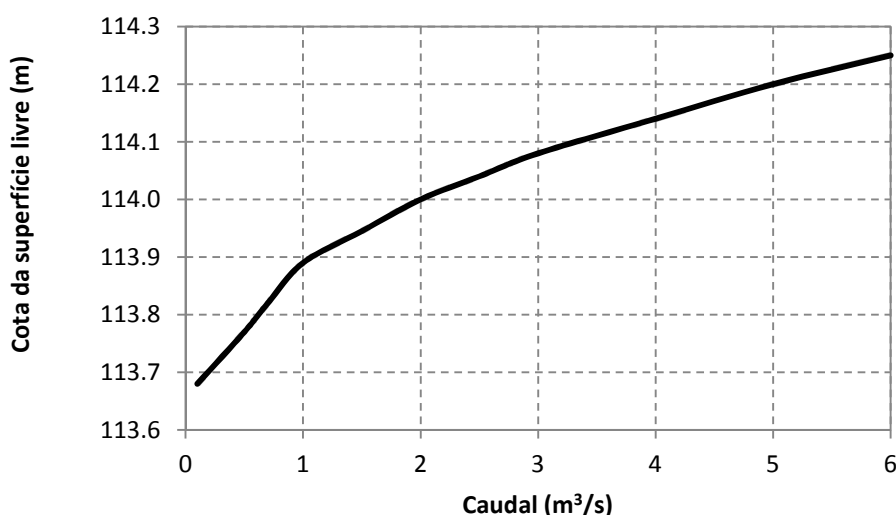


Figura 25. Curva de vazão na secção de saída do troço OCPR.

Os dados topográficos foram inseridos no R2D_Bed e a fronteira do domínio computacional foi definida. O modelo foi triangulado e procedeu-se a pequenas correções dos dados. Na Figura 26 e na Figura 27 apresentam-se, respetivamente, os pontos cotados e a elevação do leito consequente da triangulação dos dados.

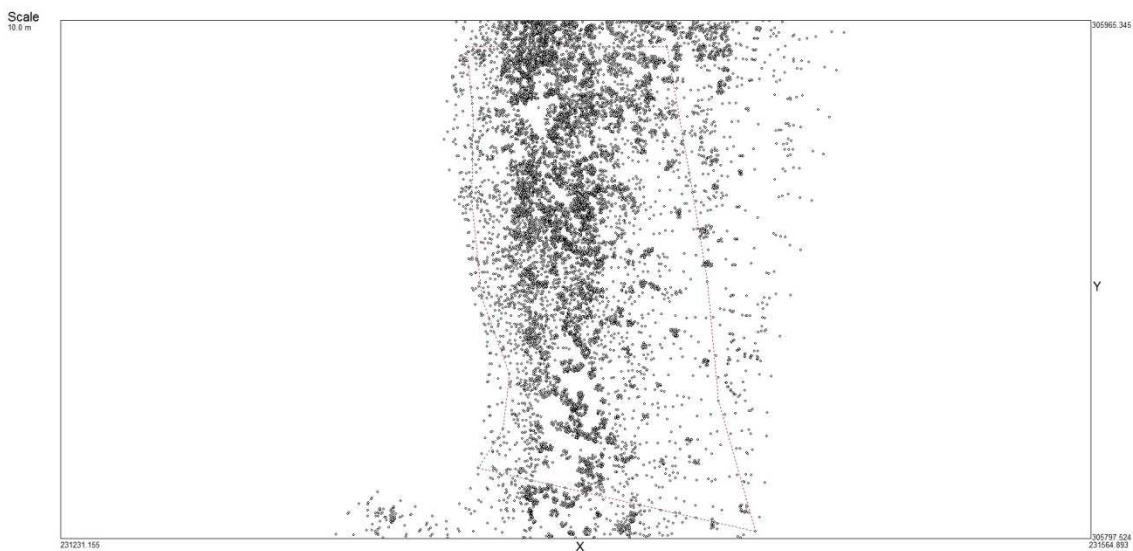


Figura 26. Pontos cotados no editor de topografia (R2D_Bed) e a fronteira do domínio (linha vermelha) para o trecho OCPR.

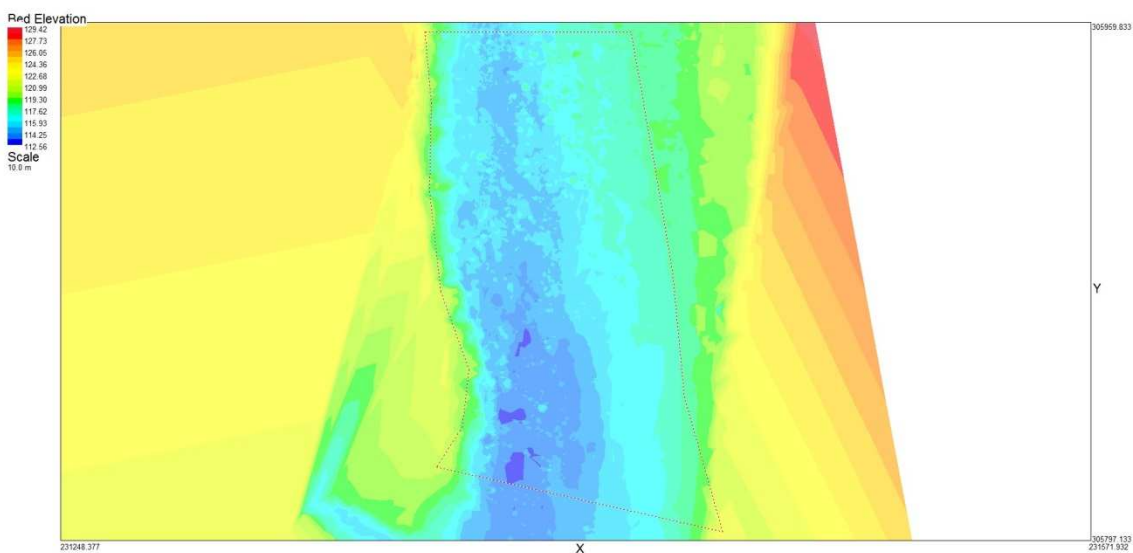


Figura 27. Elevação do leito no editor de topografia (R2D_Bed) para o trecho OCPR.

Tendo em conta as observações do leito foi definida uma rugosidade uniforme ao longo do trecho correspondente a 0.8 m que resulta dos grandes blocos que se encontram praticamente em todo o trecho.

A malha de elementos finitos foi criada no editor R2D_Mesh, da qual resultaram 14 152 nós dentro da zona do domínio de cálculo. As secções de entrada e saída foram também definidas no R2D_Mesh.

No River2D modelou-se em regime permanente os caudais de 0.1 a 16 m³/s. Na Figura 28 e Figura 29 apresentam-se os resultados da modelação hidrodinâmica para o troço OCPR para um caudal de 1 m³/s.

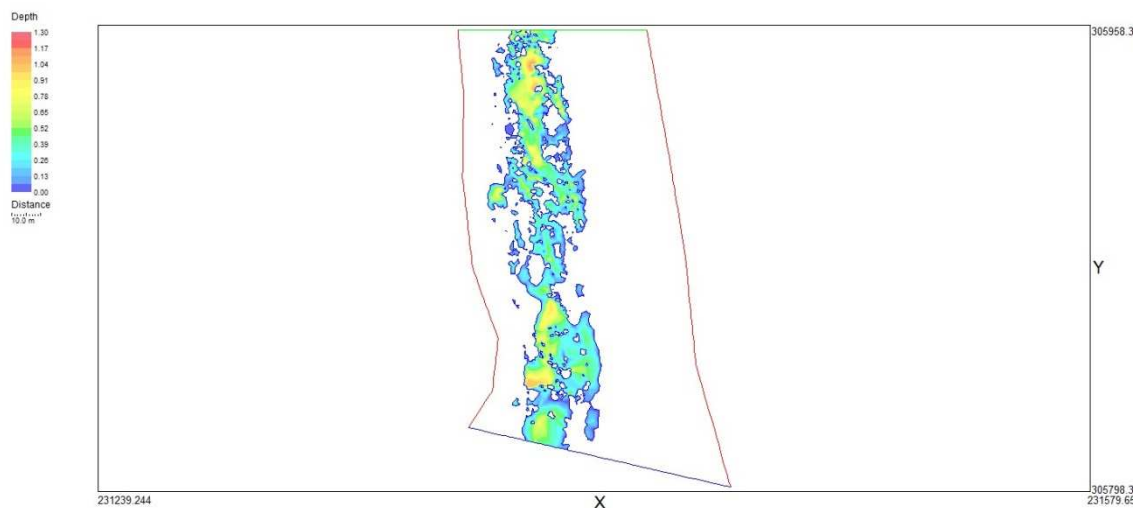


Figura 28. Profundidade no troço OCPR (valor máximo – 1.2 m) para o caudal de 1 m³/s.

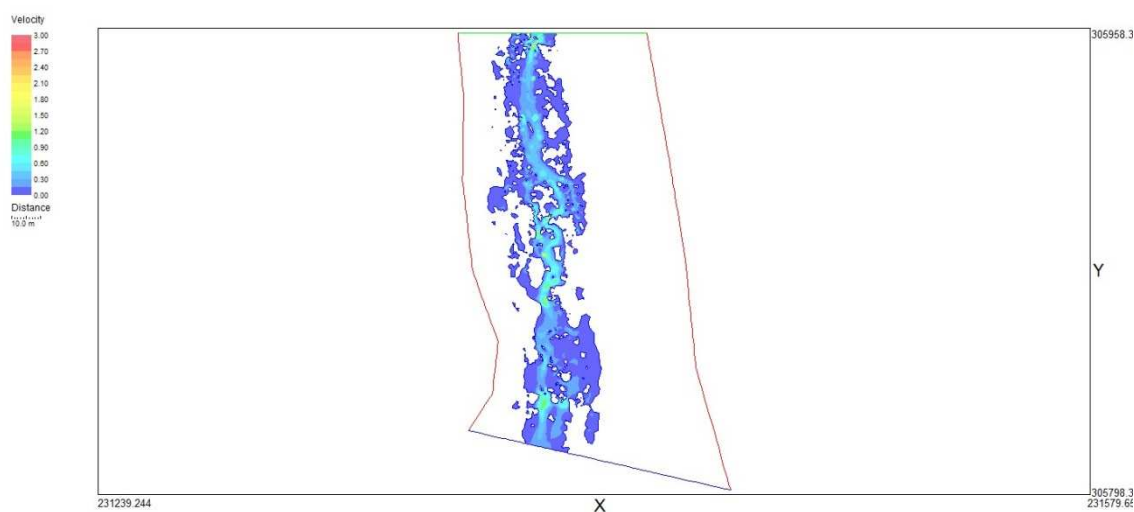


Figura 29. Velocidade no troço OCPR (valor máximo – 3 m/s) para o caudal de 1 m³/s.

6.3 Simulação do habitat

A simulação do habitat foi feita por integração dos resultados da simulação hidráulica (i.e. profundidade e velocidade), do ficheiro com os polígonos de substrato e das curvas de preferência para as três espécies nativas alvo. De acordo com o capítulo 5 foram desenvolvidas

curvas de preferência para o barbo-comum (*Luciobarbus bocagei*), 60-150 mm, 150-200 mm e >200 mm correspondentes aos estágios de juvenis, adultos pequenos e adultos grandes; para a boga-comum (*Pseudochondrostoma polylepis*), 20-120 mm e >120 mm e para o bordalo (*Squalius alburnoides*), 20-50 mm e >50 mm, correspondendo respetivamente aos estágios de juvenis e adultos. Para os dois estágios do barbo-comum adulto (i.e. 150-200 mm e >200 mm) optou-se por considerar o valor médio da SPU para os dois estágios apresentando assim uma única curva de SPU para o barbo-comum adulto. Para simplificação das legendas optou-se por considerar as seguintes abreviaturas: *Luciobarbus bocagei* – Bb; *Pseudochondrostoma polylepis* – Pp; e *Squalius alburnoides* – Sa. No que diz respeito aos estágios de vida consideraram-se juvenis – juv e adultos – adu.

O valor de SPU (Superfície Ponderada Útil) foi determinado tendo em conta o produto das variáveis de acordo com a expressão matemática apresentada na Equação 7.

$$HSI_p = VSI \times DSI \times SSI \quad \text{Equação 7}$$

HSI corresponde ao índice de adequabilidade de habitat (*habitat suitability index*). *VSI*, *DSI* e *SSI* às variáveis de adequabilidade de habitat: velocidade (*velocity suitability index*), profundidade (*depth suitability index*) e substrato (*substrate suitability index*), respetivamente. A multiplicação do valor deste índice pela área de influência de cada nó da malha resulta no valor de SPU para cada nó. O somatório dos valores de SPU resulta no valor total de adequabilidade para aquele troço em metros quadrados de acordo com a expressão matemática apresentada na Equação 8.

$$SPU = \sum_{n=1}^i A_i HSI_i = f(Q) \quad \text{Equação 8}$$

As curvas de SPU calculadas para cada troço e cada época do ano são apresentadas no capítulo 6.4 sobre a definição do regime de caudais ecológicos, em que cada curva é analisada de acordo com o regime de escoamento no troço para a época em estudo.

6.4 Definição do regime de caudais ecológicos

6.4.1 Considerações prévias

Os caudais fluviais naturais determinam intrinsecamente as características morfológicas e hidráulicas dos sistemas fluviais, definindo a organização física do meio fluvial e o funcionamento biológico do ecossistema. Por tal motivo, a avaliação dos caudais de manutenção ecológica a jusante das barragens em estudo, qualquer que seja o método para o efeito utilizado, dever-se-á fundamentar nas características do regime de escoamento afluente em condições naturais, tanto mais que a generalidade dos métodos disponíveis procura que o regime de caudais ecológicos a que conduz mimetize o ocorrente em condições naturais.

O regime de caudais ecológicos é definido por uma combinação de valores de caudal ao longo do ano, que deverá ter em consideração o regime hidrológico natural da linha de água, as necessidades do ecossistema aquático – em particular das espécies ao longo do seu ciclo de vida - e a qualidade da água no troço a jusante da barragem. Em termos conceptuais, uma das características principais dos regimes de caudais ecológicos a propor é o de mimetizar o regime hidrológico natural, nomeadamente a sua variabilidade.

Desta forma, as curvas SPU em função do caudal foram analisadas em função do regime de caudais naturais e tendo em conta as diferentes épocas em que foram desenvolvidas as curvas de preferência. O Outono corresponderá aos meses de Novembro e Dezembro; a Primavera ao mês de Abril e Maio; e o Verão ao mês de Junho. Estas correspondências foram definidas tendo em conta as funções biológicas das espécies (Parasiewicz, 2007; Boavida et al., 2012) e a época em que foram realizados os trabalhos de campo para a obtenção das curvas.

Foram definidos dois cenários na determinação do regime de caudais ecológicos a jusante do empreendimento do Alvito, dependendo da futura existência ou não de pequenos aproveitamentos hidroelétricos vulgarmente designados de mini-hídricas na ribeira do Alvito: Cenário A – regime de caudal ecológico no rio Ocreza e regime natural na ribeira do Alvito ($QE_{OCREZA} + ALVITO$); Cenário B – regime de caudal ecológico no rio Ocreza e na ribeira do Alvito ($QE_{OCREZA} + QE_{ALVITO}$).

No caso de vir a existir mini-hídricas na ribeira do Alvito o caudal ecológico a ser lançado da barragem do Alvito deverá ser tal que juntamente com o caudal ecológico proveniente da ribeira do Alvito proporcione o bom estado ecológico a jusante da confluência do Alvito com o rio Ocreza, satisfazendo as necessidades dos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos.

O troço OCPR, a jusante da localidade de Foz de Cobrão, servirá como validação dos dois cenários de modo a garantir que a soma dos caudais afluentes provenientes tanto do rio Ocreza como da ribeira do Alvito assegurem a conservação e a manutenção dos ecossistemas aquáticos, a proteção das espécies piscícolas com interesse desportivo ou comercial e de conservação, assim como a manutenção e conservação dos ecossistemas ripícolas a jusante.

De acordo com o estudo hidrológico obtiveram-se os seguintes caudais médios mensais (Tabela 14).

Tabela 14. Caudais médios mensais (m^3/s) nos três troços.

Local	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Qmod
OCBA	4.30	13.16	23.81	22.78	16.71	10.63	6.55	4.56	1.55	0.41	0.08	0.18	8.72
OCPR	6.01	18.53	33.41	32.00	23.52	14.84	9.17	6.38	2.19	0.58	0.11	0.25	12.25
AVTO	1.25	3.84	6.93	6.64	4.88	3.08	1.90	1.32	0.45	0.12	0.02	0.05	2.54

6.4.2 Cenário A – QE_{OCREZA} e regime natural na ribeira do Alvito

As curvas de SPU em função do caudal que resultaram da simulação do habitat foram analisadas em função do regime de caudais naturais no troço OCBA e tendo em conta as diferentes épocas em que foram desenvolvidas as respetivas curvas de preferência. A análise das curvas feitas para o Outono, Primavera, e Verão é apresentada de seguida.

6.4.2.1 Outono

Na Figura 30 apresenta-se o valor de SPU para as três espécies em função do caudal. Considerou-se que as espécies presentes e os estágios de vida existentes nesta época apresentam a mesma importância relativa e como tal, para ter uma melhor perceção da evolução global da área de habitat disponível somou-se, para cada caudal, os valores de SPU dos juvenis e dos adultos e calculou-se a média dos estágios de vida, obtendo-se a curva que se apresenta na Figura 31.

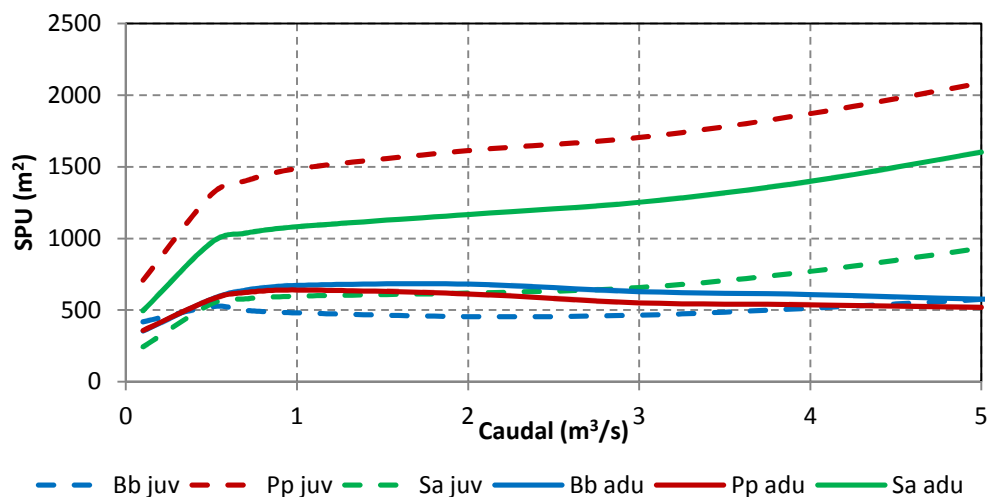


Figura 30. Curvas de SPU em função do caudal para a época de Outono no troço OCBA. *Luciobarbus bocagei* – Bb; *Pseudochondrostoma polylepis* – Pp; e *Squalius alburnoides* – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.

Verifica-se que o valor de SPU tende sempre a aumentar com o aumento de caudal, exceção feita para os adultos do barbo e da boga que registam uma suave diminuição no valor de SPU para valores de caudal acima dos 2 m³/s. A boga juvenil é a que apresenta maiores valores de SPU logo seguida do bordalo adulto. As restantes alternativas apresentam valores de SPU inferiores a 1000 m². Regista-se ainda um ponto de inflexão nas curvas SPU para o caudal de 0.55 m³/s.

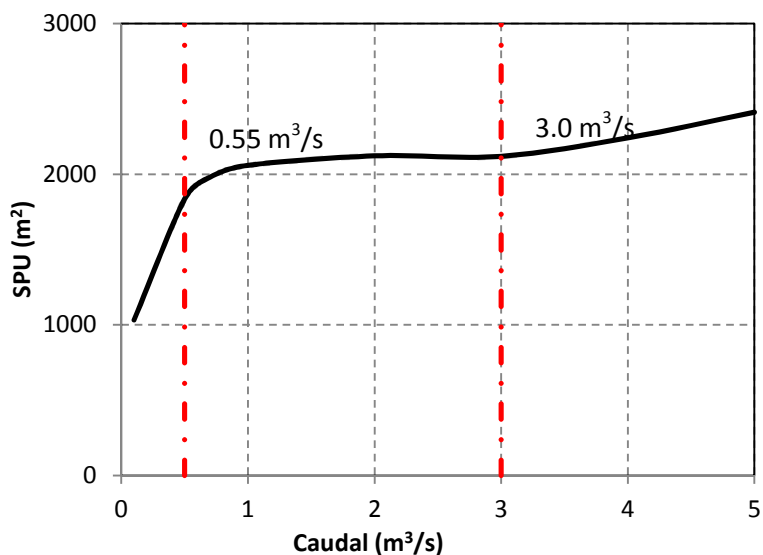


Figura 31. Curva global de SPU em função do caudal para a época do Outono no troço OCBA.

Analisando a curva de SPU global em função do caudal (Figura 31), registam-se dois pontos de inflexão no crescimento da curva, o primeiro aos 0.55 m³/s e o segundo aos 3.0 m³/s. Para valores de caudal entre estes dois pontos de inflexão não se regista um aumento significativo de SPU. A partir dos 3 m³/s um aumento de caudal já induz num aumento de habitat, traduzido em valores de SPU, muito devido ao crescimento das curvas do bordalo adulto e da boga juvenil, registando-se efetivamente um decréscimo nas curvas do barbo e boga adultos.

Assim sendo, adotou-se o valor de 0.55 m³/s para a definição do caudal ecológico para o mês de Novembro, mês de menor escoamento quando comparado com o mês de Dezembro. Para este último mês obteve-se o valor de 0.99 m³/s que resulta da relação entre o caudal médio mensal no mês em causa e o caudal médio mensal do mês de Novembro em regime natural. Desta forma mantemos o valor de habitat numa gama favorável para a maioria das espécies e seus estágios de vida, conforme se apresenta na Figura 32.

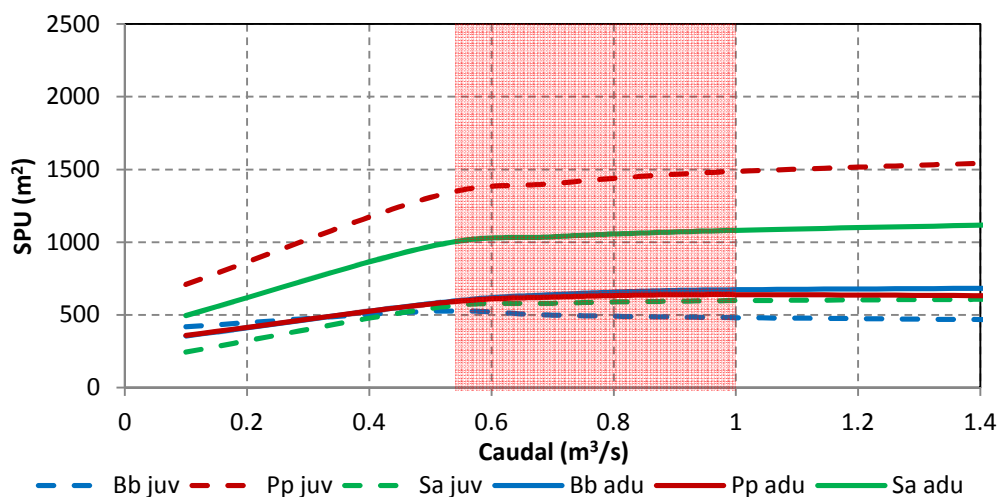


Figura 32. Curvas de SPU em função do caudal para a época de Outono no troço OCBA. Zona a sombreado vermelho corresponde à gama de caudal ecológico (0.55 – 0.99 m³/s). *Luciobarbus bocagei* – Bb; *Pseudochondrostoma polylepis* – Pp; e *Squalius alburnoides* – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.

O regime de caudais ecológicos a implementar nos meses de Novembro e Dezembro é apresentado na Tabela 15.

Tabela 15. Regime de caudais ecológicos (m³/s) para os meses de Novembro e Dezembro para o Empreendimento do Alvito.

Regime	Nov	Dez
QE _{OCREZA}	0.55	0.99

6.4.2.2 Primavera

Na Figura 33 apresenta-se as curvas de SPU em função do caudal. Uma vez mais verifica-se um aumento nos valores de SPU para os caudais simulados.

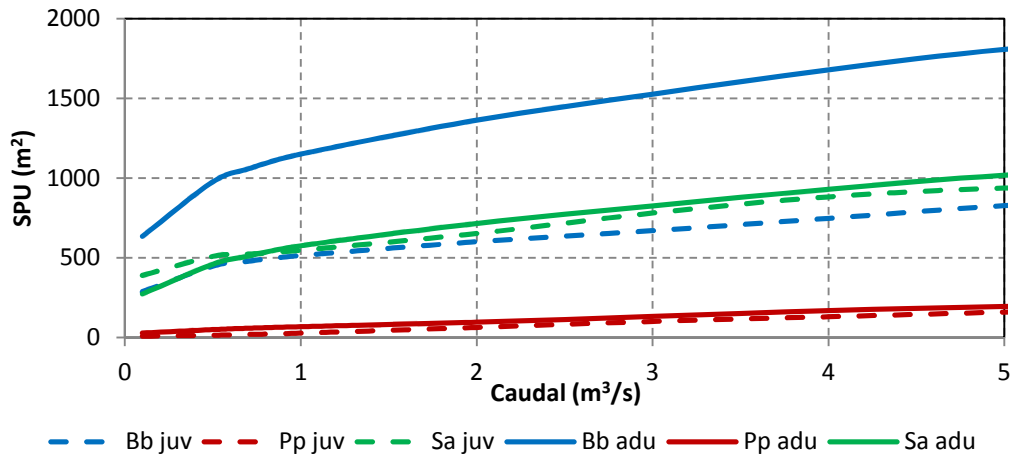


Figura 33. Curvas de SPU em função do caudal para a época da Primavera no troço OCBA. *Luciobarbus bocagei* – Bb; *Pseudochondrostoma polylepis* – Pp; e *Squalius alburnoides* – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.

De realçar os baixos valores de habitat apresentados para a boga tanto juvenil como adulto. O barbo adulto é o que apresenta os valores mais elevados de habitat. Regista-se ainda um ponto de inflexão nas curvas de SPU do barbo e do bordalo para o caudal de 0.5 m³/s.

Nesta época optou-se por privilegiar o estágio de vida juvenil por ser a época de reprodução das espécies ciprinícolas em estudo. Desta forma a análise da evolução global da área de habitat disponível foi calculada tendo em conta a contribuição de 60% de SPU por parte dos juvenis e de 40% por parte dos adultos (Branco et al., 2012). Os valores globais de SPU obtidos em função do caudal apresentam-se na Figura 34.

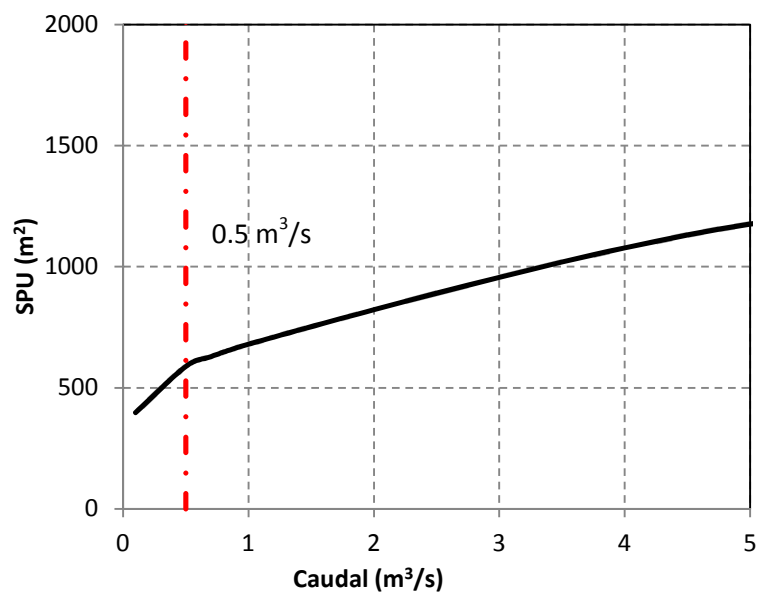


Figura 34. Curva global de SPU em função do caudal para a época da Primavera no troço OCBA.

Assim como na Figura 33, a curva global de SPU (Figura 34) apresenta um ponto de inflexão na curva ascendente de SPU aos $0.50 \text{ m}^3/\text{s}$.

Adotou-se, por isso, um caudal de $0.50 \text{ m}^3/\text{s}$ para o mês de Maio, mês de menor escoamento. Para o mês de Abril este valor foi calculado tendo em conta a relação entre o caudal médio mensal no mês em causa e o caudal médio mensal do mês de Maio em regime natural. No que resulta um valor de $0.72 \text{ m}^3/\text{s}$. O regime de caudais ecológicos a implementar nos meses de Abril e Maio é apresentado na Tabela 16.

Tabela 16. Regime de caudais ecológicos (m^3/s) para os meses de Abril e Maio para o Empreendimento do Alvito.

Regime	Abr	Mai
QE _{OCREZA}	0.72	0.50

Na Figura 35 apresenta-se a gama de caudais ecológicos a ser implantado nesta época bem como as curvas SPU em função do caudal.

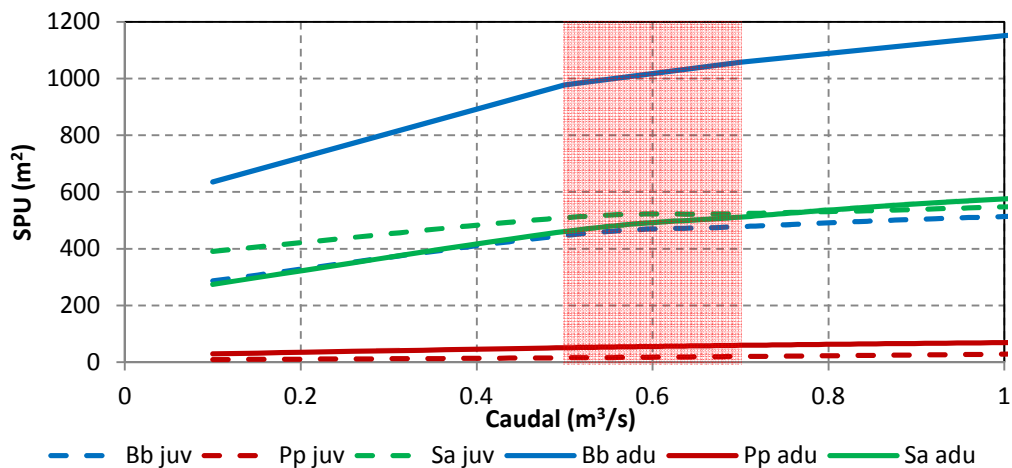


Figura 35. Curvas de SPU em função do caudal para a época de Primavera no troço OCBA. Zona a sombreado vermelho corresponde à gama de caudal ecológico (0.50 – 0.72 m³/s). *Luciobarbus bocagei* – Bb; *Pseudochondrostoma polylepis* – Pp; e *Squalius alburnoides* – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.

Verifica-se que uma diminuição no valor do caudal originaria uma diminuição considerável nos valores de habitat.

6.4.2.3 Verão

Na Figura 36 apresenta-se o valor de SPU em função do caudal. Uma vez mais verifica-se um aumento nos valores de SPU para os caudais simulados.

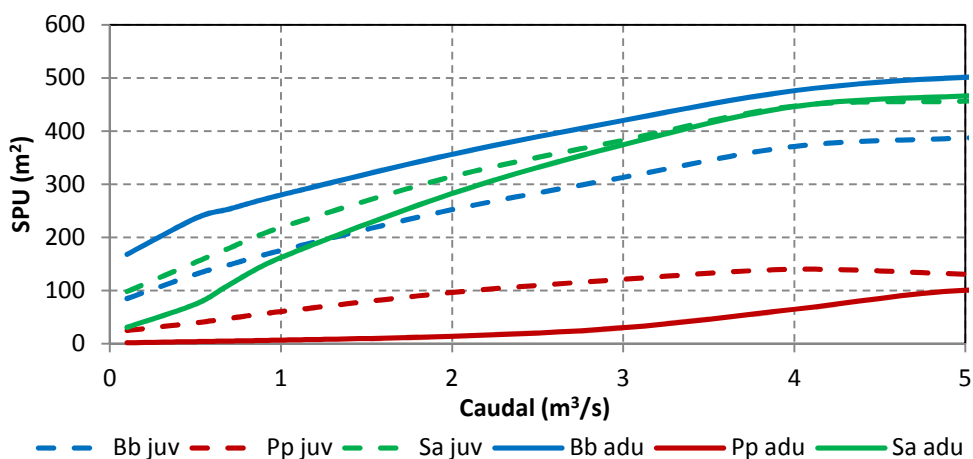


Figura 36. Curvas de SPU em função do caudal para a época do Verão no troço OCBA. *Luciobarbus bocagei* – Bb; *Pseudochondrostoma polylepis* – Pp; e *Squalius alburnoides* – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.

A tendência das curvas SPU em função do caudal é semelhante à das restantes épocas, sendo sempre crescente. A boga adulta evidencia, uma vez mais, valores de habitat muito baixos. Para os barbos adultos verifica-se uma diminuição na taxa de crescimento dos valores de SPU para o caudal de $0.5 \text{ m}^3/\text{s}$. Os juvenis das três espécies tendem a apresentar um ponto de inflexão na curva de crescimento aos $4 \text{ m}^3/\text{s}$. Já o bordalo adulto apresenta um ponto de inflexão correspondente a um aumento da taxa de crescimento da curva para o caudal de $0.5 \text{ m}^3/\text{s}$.

O mês de Junho é uma das épocas mais críticas uma vez que as aflúncias nestes rios são quase nulas. Mantivemos a mesma metodologia adotada para a Primavera considerando uma contribuição de 60% de SPU dos juvenis e 40% de SPU dos adultos. Na Figura 37 apresenta-se a evolução do SPU em função do estágio de vida.

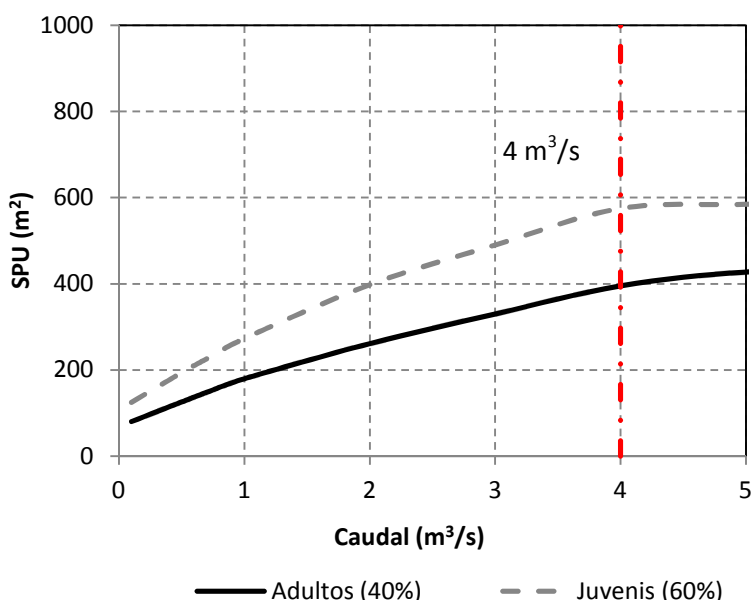


Figura 37. Curva global de SPU em função do caudal para os juvenis e adultos e para a época do Verão no troço OCBA.

Conforme referido, verifica-se no caso dos juvenis a existência de um ponto de inflexão na curva para o caudal de $4 \text{ m}^3/\text{s}$ onde se regista uma diminuição na taxa de crescimento do SPU.

Neste caso seria de se considerar um valor de caudal ecológico na ordem dos $4 \text{ m}^3/\text{s}$. Contudo, tal seria incoerente dado o regime natural que apresenta valores substancialmente mais baixos. Desta forma, optou-se por manter a metodologia proveniente da época Primavera. O valor do caudal ecológico para os meses de Junho, Julho, Agosto e Setembro foi obtido

extrapolando o caudal de 0.50 m³/s (mês de Maio) de acordo com a relação entre os caudais médios mensais para os meses em causa e o caudal médio mensal de Maio, em regime natural. No caso dos meses de Agosto e Setembro o valor de caudal resultante deste método era muito baixo (i.e. 0.01 e 0.02 m³/s, respetivamente) pelo que se optou por manter para estes meses o caudal calculado no mês de Julho. O regime de caudais ecológicos obtidos apresenta-se na Tabela 17.

Tabela 17. Regime de caudais ecológicos (m³/s) para os meses de Junho, Julho, Agosto e Setembro para o Empreendimento do Alvito.

Regime	Jun	Jul	Ago	Set
QE _{OCREZA}	0.17	0.04	0.04	0.04

6.4.2.4 Inverno

Para estes meses não se realizou amostragem para o desenvolvimento das curvas de preferência uma vez que se torna complicado amostrar a fauna piscícola para elevados caudais. Na amostragem do mês de Novembro já se tinham registado valores de velocidades na ordem dos 1.5 a 2 m/s e alturas de escoamento superiores a 1.5 m. Neste mês o caudal médio mensal (13 m³/s) corresponde a cerca de metade do valor de caudal médio mensal em Dezembro e Janeiro (≈23 m³/s).

Desta forma optou-se por extrapolar os valores de caudal ecológico nestes meses a partir do valor determinado para o mês de Novembro (época de Outono) por esta ser a época que regista um padrão hidrológico mais semelhante aos meses em causa. Desta forma, o valor de caudal ecológico para estes meses teve em conta a relação entre os caudais médios mensais para os meses de Janeiro, Fevereiro e Março, e o caudal médio mensal de Novembro, em regime natural. Tendo em conta que no mês de Março o valor obtido era muito inferior que o calculado para o mês seguinte (Abril = 0.72 m³/s) optou-se por, no mês de Março manter o valor calculado para o mês anterior (i.e. 0.70 m³/s) O regime de caudais ecológicos obtidos apresenta-se na Tabela 18.

Tabela 18. Regime de caudais ecológicos (m³/s) para os meses de Janeiro, Fevereiro e Março para o Empreendimento do Alvito.

Regime	Jan	Fev	Mar
QE _{OCREZA}	0.95	0.70	0.70

Na Figura 38 apresenta-se a gama de caudais ecológicos a implementar nos meses de Inverno e as curvas de SPU em função do caudal para as espécies estudadas.

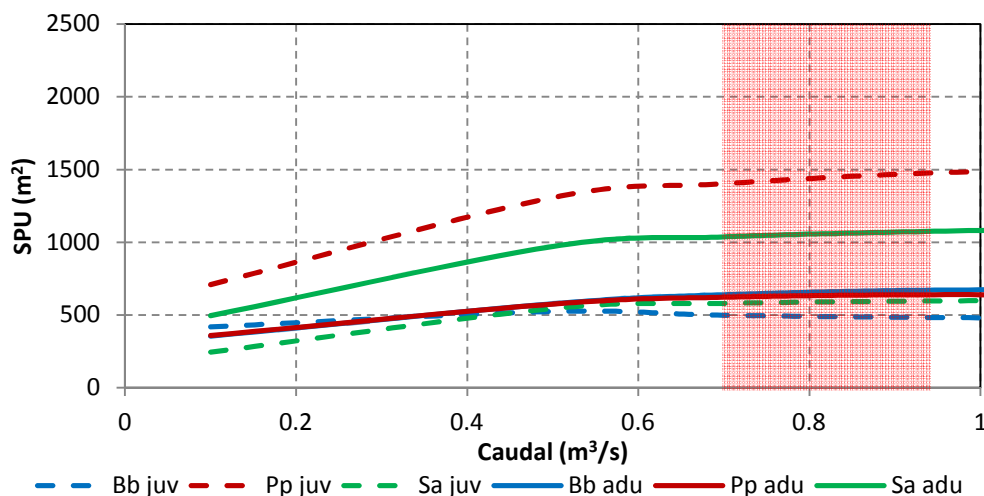


Figura 38. Curvas de SPU em função do caudal para a época de Outono no troço OCBA. Zona a sombreado vermelho corresponde à gama de caudal ecológico (0.70 – 0.95 m³/s). *Luciobarbus bocagei* – Bb; *Pseudochondrostoma polylepis* – Pp; e *Squalius alburnoides* – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.

6.4.2.5 Mês em falta

No mês em falta, Outubro, seguiu-se a mesma estratégia adotando desta vez como base de referência o valor definido para o mês de Maio e mimetizando a distribuição dos caudais em regime natural. A escolha deste mês como base para a extrapolação do valor para o mês de Outubro prende-se com o facto do regime hidrológico neste mês ser semelhante ao registado nos meses de Abril e Maio e também porque a Primavera coincide com a época da desova sendo considerada a época mais importante do ciclo biológico das espécies. O valor de caudal obtido seguindo esta estratégia foi de 0.47 m³/s para o mês de Outubro.

6.4.2.6 Considerações finais considerando o Cenário A

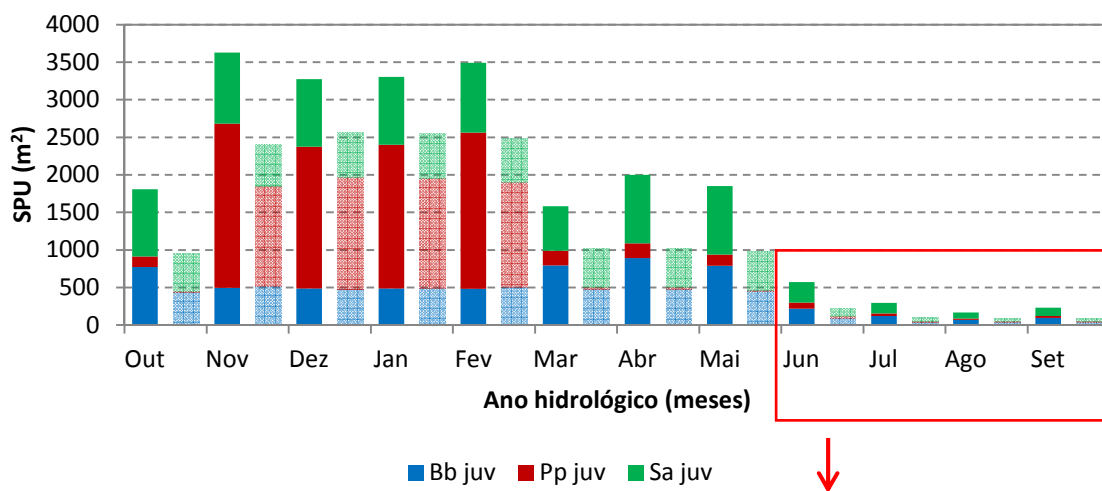
De acordo com o estipulado determinou-se um regime de caudais ecológicos que vise satisfazer as necessidades ecológicas no troço a jusante do Empreendimento do Alvito. O regime de caudais ecológicos a ser implementado no rio Ocreza bem como o regime natural (corresponde ao OCBA) observado neste troço encontra-se representado na Tabela 19. De referir que o regime de caudal ecológico definido representa 5.6% do caudal modular afluente à barragem.

Tabela 19. Regime natural (OCBA) e regime modificado (QE_{OCREZA}) de caudais (m³/s) no troço OCBA

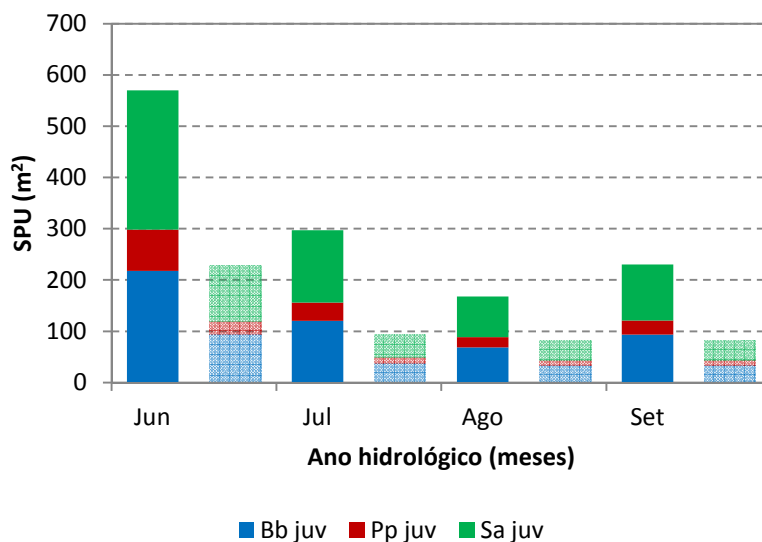
Regime	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Qmod
OCBA	4.30	13.16	23.81	22.78	16.71	10.63	6.55	4.56	1.55	0.41	0.08	0.18	8.73
QE _{OCREZA}	0.47	0.55	0.99	0.95	0.70	0.70	0.72	0.50	0.17	0.04	0.04	0.04	0.49

Realizando uma análise ao nível do SPU em regime natural e considerando o caudal ecológico entende-se quais são as perdas significativas de habitat que ocorrem pela alteração do regime de escoamento. Desta forma calculou-se os valores de SPU mês a mês para os adultos e juvenis e considerando o regime natural e o regime de caudais ecológicos no troço OCBA. Na Figura 39 apresenta-se o resultado dos valores de SPU mês a mês para os juvenis e na Figura 40 a mesma variável para os adultos.

No caso dos juvenis verifica-se um decréscimo nos valores de habitat quando se considera o regime de caudais ecológicos para todos os meses no troço OCBA. No caso do barbo e para os meses de Inverno (i.e. de Novembro a Fevereiro) não existe diferença nos valores de SPU, pode mesmo dizer-se que o habitat se mantém inalterado com o regime de caudais ecológicos. Mesmo havendo uma diminuição de caudal que potencia velocidades e profundidades mais adequadas para as espécies presentes, estes valores não chegam a ser suficientemente baixos para serem suportados pelos estágios de vida juvenis da boga e do bordalo. Na Primavera o decréscimo de habitat face ao regime natural é evidente para todas as espécies, sendo que a boga apresenta valores muito baixos de habitat (i.e. 15 a 20 m² considerando o caudal ecológico; 150 a 200 m² considerando o regime natural). No Verão também se verifica um decréscimo no valor de habitat entre o regime natural e o regime modificado.

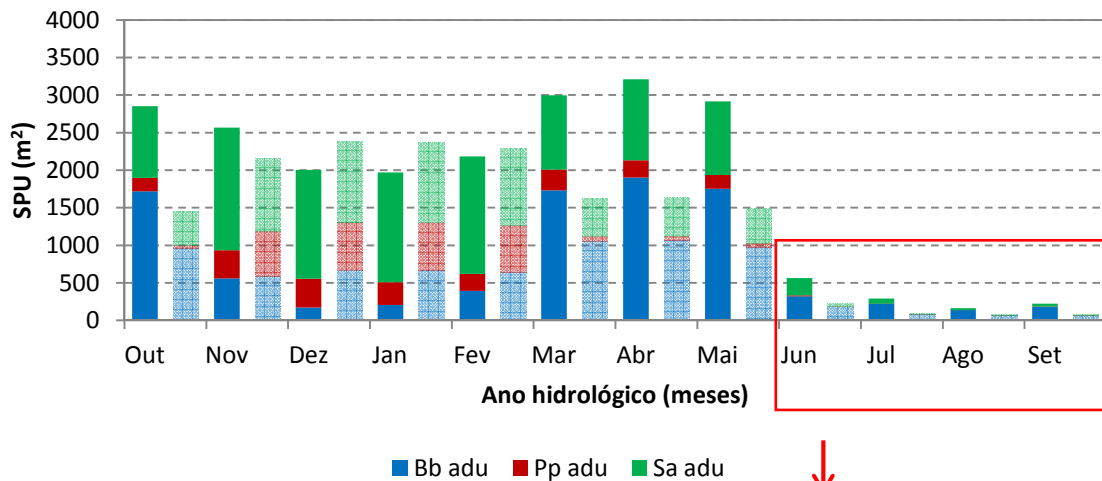


(a)

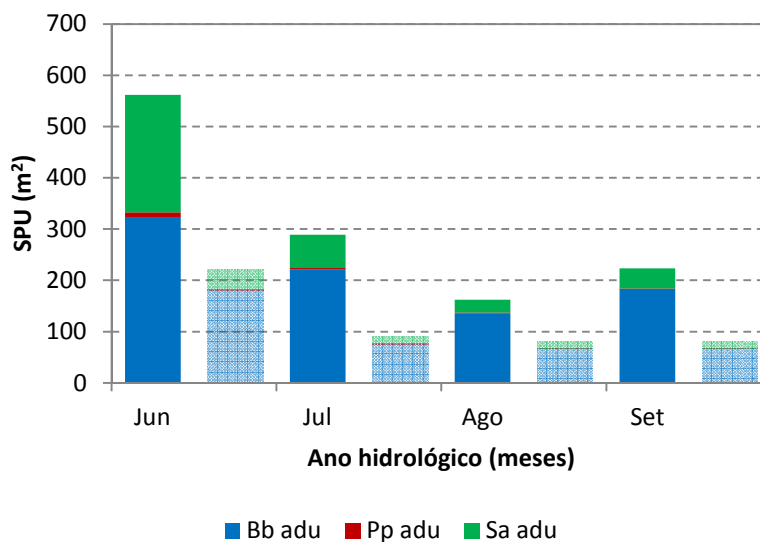


(b)

Figura 39. Valores de SPU (m²) médio mensal para o estágio de vida juvenis das três espécies considerando o regime natural e o regime de caudais ecológicos (séries em transparência): (a) ano hidrológico; (b) pormenor dos meses de Verão (Junho a Setembro). *Luciobarbus bocagei* – Bb; *Pseudochondrostoma polylepis* – Pp; e *Squalius alburnoides* – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.



(a)



(b)

Figura 40. Valores de SPU (m^2) médio mensal para o estágio de vida adultos das três espécies considerando o regime natural e o regime de caudais ecológicos (séries em transparência): (a) ano hidrológico; (b) pormenor dos meses de Verão (Junho a Setembro). *Luciobarbus bocagei* – Bb; *Pseudochondrostoma polylepis* – Pp; e *Squalius alburnoides* – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.

No caso dos adultos do barbo e da boga verifica-se que existe um decréscimo nos valores de SPU para o troço OCBA com exceção dos meses de Inverno (i.e. Dezembro, Janeiro e Fevereiro). A diminuição de caudal registada pelo estabelecimento de um regime de caudais ecológicos induz um acréscimo de habitat nestes meses (Figura 40), provavelmente por proporcionar velocidades e profundidades mais adequadas para este estágio de vida dos barbos e bogas.

Na Primavera (i.e. Abril e Maio) a diferença de SPU entre o regime natural e o regime de caudais ecológicos é mais acentuada no caso dos adultos quando comparado com os juvenis. Regista-se em média um decréscimo de habitat de 1500 m² para os adultos e 920 m² para os juvenis.

Analisaram-se ainda os desvios relativos à situação natural. O valor de R² foi calculado para os valores de SPU em cada mês considerando o regime natural e o regime de caudais ecológicos para cada estágio de vida e respetiva espécie, obtendo-se um total de 72 variáveis de SPU (i.e. 12 meses, 3 estágios e 3 espécies). A dispersão destes valores é apresentada na Figura 41.

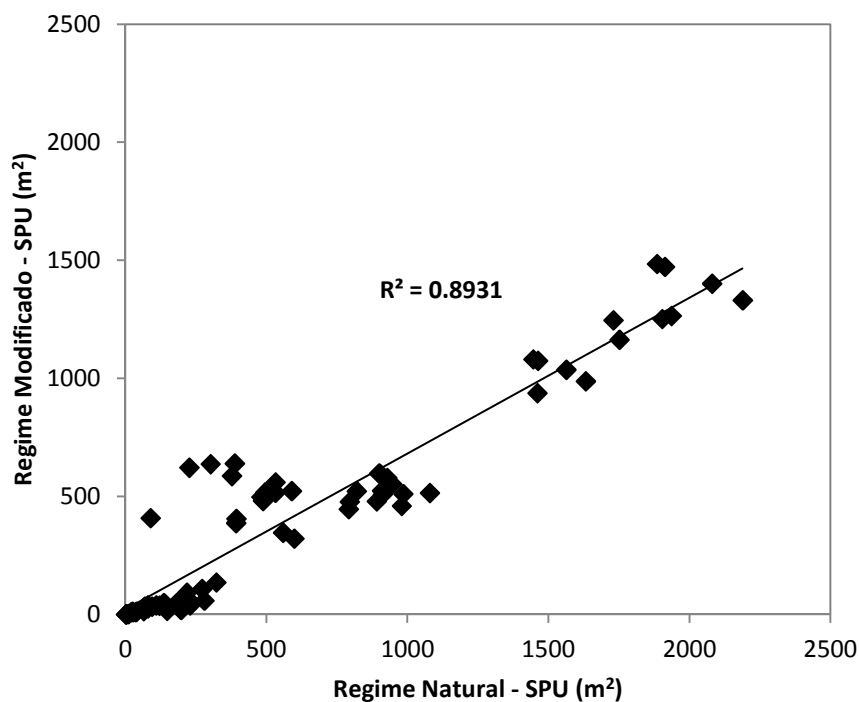


Figura 41. Dispersão dos valores de SPU médios mensais considerando o regime natural e o regime modificado (QE_{OCREZA}) para o troço OCBA. R² = 0.89.

O valor de R² que correlaciona as variáveis assume o valor de 0.89. Observou-se ainda que a maioria dos valores registados de SPU apresenta valores superiores no regime natural quando comparado com o regime de caudais ecológicos como referido anteriormente.

É de referir que o caudal ecológico beneficiará das afluências naturais provenientes da ribeira do Alvito cuja confluência com o rio Ocreza encontra-se cerca de 500 m a jusante da barragem, sendo que o troço OCBA termina imediatamente a montante desta confluência. Desta forma interessa analisar a soma das afluências naturais provenientes do rio Ocreza e da ribeira do

Alvito bem como a soma das afluições considerando o regime de caudais ecológicos a ser implementado. Na Figura 42 encontram-se representados as diferentes afluições e na Figura 43 o regime natural e o regime de caudais ecológicos a jusante da confluência com a ribeira do Alvito.

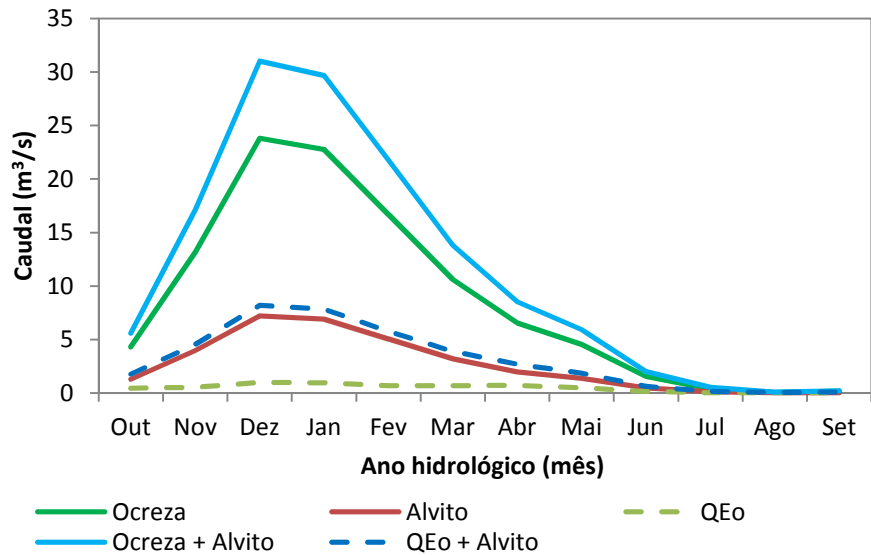


Figura 42. Afluições a jusante da confluência da ribeira do Alvito: Ocreza – afluições naturais do rio Ocreza; Alvito – afluições naturais da ribeira do Alvito; QEO – regime de caudal ecológico a ser lançado pela barragem; Ocreza + Alvito – soma das afluições naturais do rio Ocreza e ribeira do Alvito; QEO + Alvito – soma das afluições naturais da ribeira do Alvito e do regime de caudais ecológicos.

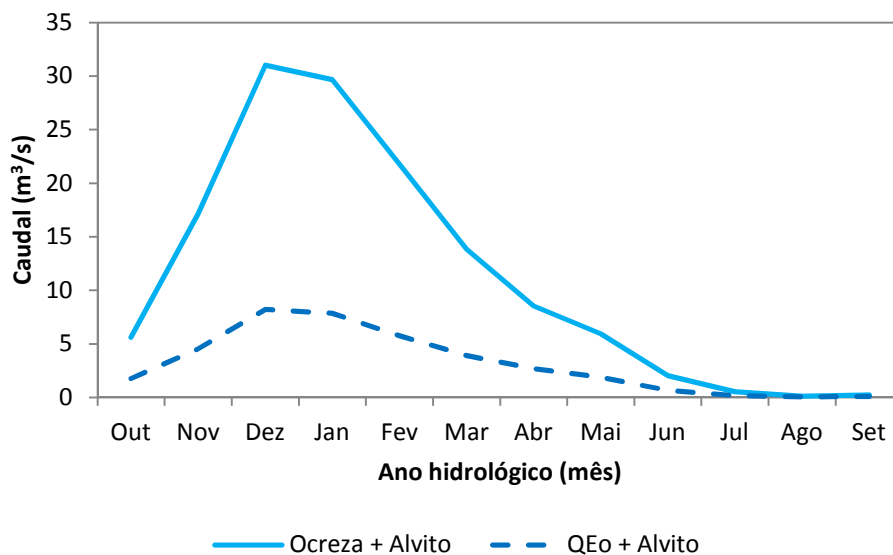


Figura 43. Regime natural que resulta da soma das afluições naturais do rio Ocreza e ribeira do Alvito (Ocreza + Alvito); e regime modificado que resulta da soma das afluições naturais da ribeira do Alvito e do regime de caudais ecológicos (QEO + Alvito).

Verifica-se uma diminuição do caudal escoado, no entanto esta diminuição não é muito acentuada uma vez que o caudal ecológico beneficia da confluência do regime natural da ribeira do Alvito com um caudal modular de 2.6 m³/s.

6.4.3 Cenário B – QE_{OCREZA} e QE_{ALVITO}

De seguida apresentam-se os cálculos do regime de caudal ecológico a ser implementado na ribeira de Alvito caso se verifique a construção de pequenos aproveitamentos hidroelétricos com regularização mensal. Uma vez mais as curvas de SPU em função do caudal que resultaram da simulação do habitat para o troço AVTO foram analisadas em função do regime de caudais naturais e tendo em conta as diferentes épocas em que foram desenvolvidas as respetivas curvas de preferência. O Outono corresponderá aos meses de Novembro e Dezembro; a Primavera ao mês de Abril e Maio; e o Verão ao mês de Junho.

O troço AVTO situa-se a cerca de 3 km a montante da confluência da ribeira do Alvito com o rio Ocreza, pelo que as afluições desta ribeira resultam da soma do caudal ecológico a ser implementado com as afluições naturais à ribeira que ocorrem a jusante do troço AVTO que apesar de baixas devem ser consideradas.

Desta forma apresenta-se na Tabela 20 as afluições ao troço (AVTO) e as afluições ao rio Ocreza (ribeira do Alvito).

Tabela 20. Caudais médios mensais (m³/s) ao troço AVTO e ao rio Ocreza (ribeira do Alvito).

Secção	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set
AVTO	1.25	3.84	6.93	6.64	4.88	3.08	1.90	1.32	0.45	0.12	0.02	0.05
Rib Alvito	1.30	4.00	7.21	6.90	5.07	3.20	1.98	1.38	0.47	0.12	0.02	0.05

De referir ainda que a determinação de um regime de caudais ecológicos foi realizada para o referido troço tendo em conta a sua localização geográfica. Os valores de regime de caudal ecológico deverão ser revistos dependendo da localização dos referidos pequenos aproveitamentos hidroelétricos e de acordo com o tipo de exploração a ser realizado.

6.4.3.1 Outono

Na Figura 44 apresenta-se as curvas de SPU para as três espécies em função do caudal para a época do Outono no troço AVTO.

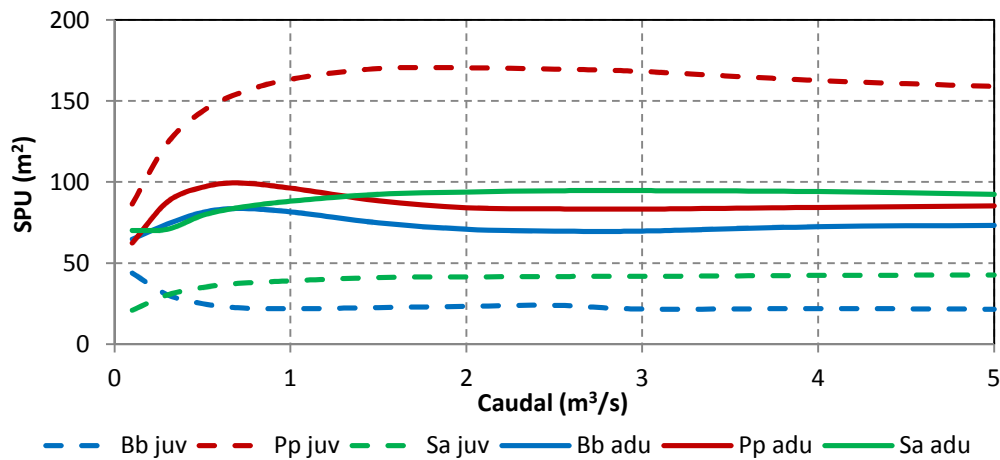


Figura 44. Curvas de SPU em função do caudal para a época de Outono no troço AVTO. *Luciobarbus bocagei* – Bb; *Pseudochondrostoma polylepis* – Pp; e *Squalius alburnoides* – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.

As curvas de SPU para este troço não apresentam o mesmo padrão. No caso do barbo e boga adulto, e boga juvenil a curva SPU apresenta um máximo aos 0.7 e 2 m³/s, respetivamente, valor a partir do qual o SPU diminui com os incrementos de caudal. Já o bordalo, tanto juvenil como adulto exibem uma curva de SPU que aumenta até atingir o caudal cerca de 1.5 m³/s valor a partir do qual qualquer incremento de caudal não resulta num aumento de SPU. O barbo juvenil apresenta uma curva decrescente, mantendo o seu valor mais ou menos constante para valores de caudal superiores a 1 m³/s. Tendo em conta a disparidade de resultados analisámos as curvas SPU em função do estágio de vida adotando a mesma metodologia do troço OCBA e para a época de Outono. As curvas SPU apresentam-se na Figura 45.

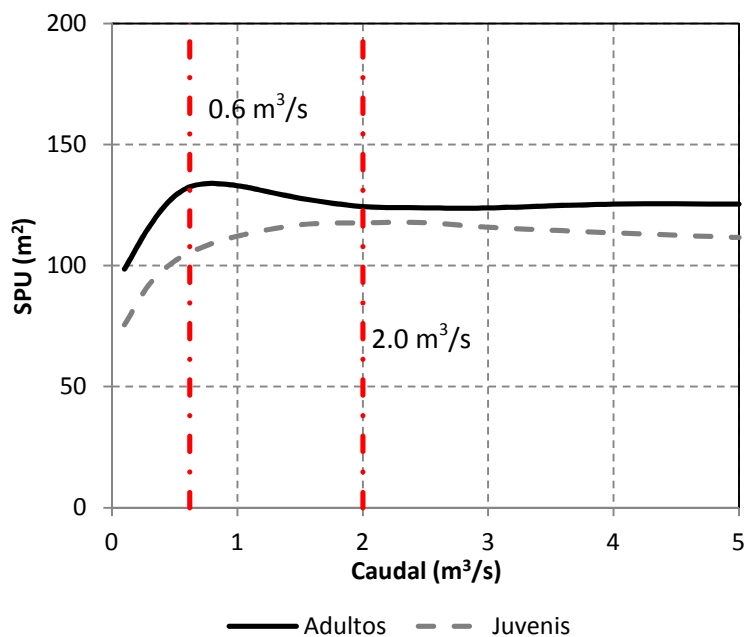


Figura 45. Curva global de SPU em função do caudal para os juvenis e adultos e para a época de Outono no troço AVTO.

Na curva SPU dos adultos verifica-se claramente uma diminuição no valor de SPU para caudais superiores a $0.6 \text{ m}^3/\text{s}$. No caso dos juvenis verifica-se um aumento de SPU até atingir os $2 \text{ m}^3/\text{s}$ valor a partir do qual o habitat tende a decrescer. Importa referir que o caudal que maximiza o SPU dos juvenis resulta no valor mais baixo da curva SPU dos adultos.

A escolha de um valor de caudal irá certamente beneficiar umas espécies e estágios de vida em detrimento de outros. Desta forma, optou-se por considerar um valor de $0.6 \text{ m}^3/\text{s}$ para o mês de maior escoamento nesta época (i.e. Dezembro). Esta decisão tem em conta não só a diminuição abrupta dos valores de SPU para os adultos do barbo e da boga mas também o valor do caudal médio mensal em regime natural neste troço. Para o mês de Novembro obteve-se o valor de $0.33 \text{ m}^3/\text{s}$ que resulta relação entre o caudal médio mensal no mês de Novembro e o caudal médio mensal do mês de Dezembro em regime natural. O regime de caudais ecológicos a implementar nos meses de Novembro e Dezembro é apresentado na Tabela 21.

Tabela 21. Regime de caudais ecológicos (m^3/s) para os meses de Novembro e Dezembro a implementar na ribeira do Alvito.

Regime	Nov	Dez
QE _{ALVITO}	0.33	0.60

Na Figura 46 apresenta-se a gama de caudais ecológicos a implementar nos meses de Novembro e Dezembro e as curvas de SPU em função do caudal para as espécies estudadas.

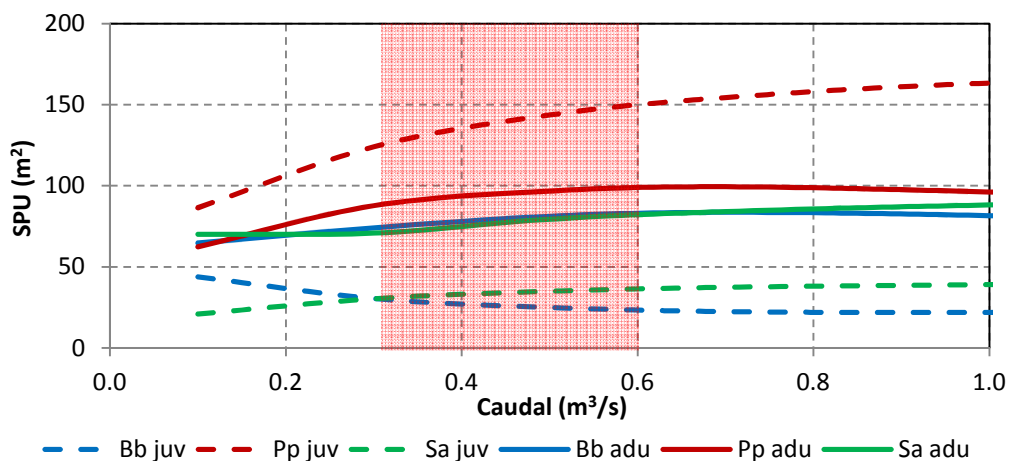


Figura 46. Curvas de SPU em função do caudal para a época de Outono no troço AVTO. Zona a sombreado vermelho corresponde à gama de caudal ecológico (0.33 – 0.60 m³/s). *Luciobarbus bocagei* – Bb; *Pseudochondrostoma polylepis* – Pp; e *Squalius alburnoides* – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.

6.4.3.2 Primavera

As curvas SPU em função do caudal para a época da Primavera no troço AVTO são apresentadas na Figura 47.

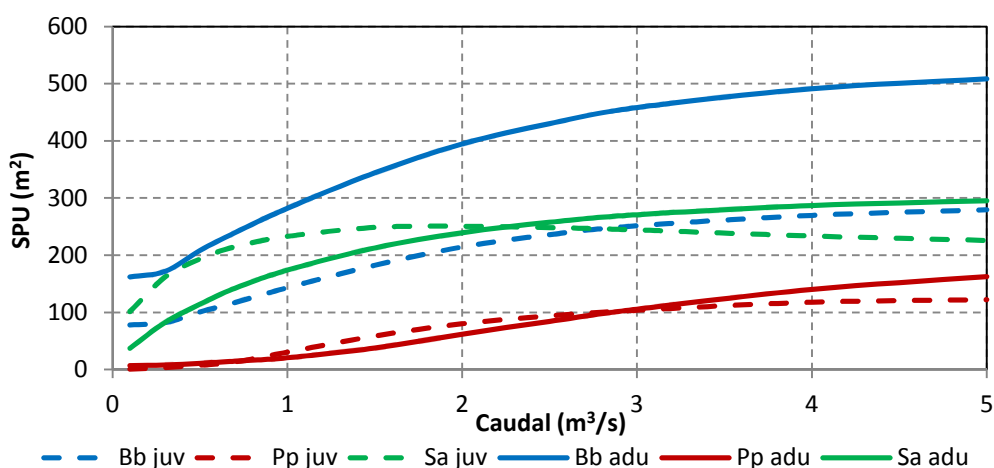


Figura 47. Curvas de SPU em função do caudal para a época da Primavera no troço AVTO. *Luciobarbus bocagei* – Bb; *Pseudochondrostoma polylepis* – Pp; e *Squalius alburnoides* – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.

Ambas as espécies apresentam curvas SPU em função do caudal que aumentam para sucessivos aumentos de caudal, com exceção do bordalo juvenil o qual apresenta um decréscimo na curva SPU para valores de caudal superiores a 1.5 m³/s. A boga apresenta novamente os valores mais baixos de SPU e o barbo adulto os valores mais elevados à semelhança do que ocorre para o troço OCBA e para esta mesma época (ver Figura 33).

À semelhança do realizado para o troço OCBA nesta época optou-se por privilegiar o estágio de vida juvenil por ser a época de reprodução das espécies ciprinícolas em estudo. Desta forma analisou-se as curvas de SPU considerando os juvenis (contribuição de 60%) e os adultos (contribuição de 40%) separadamente. As curvas globais de SPU obtidas são apresentadas na Figura 48.

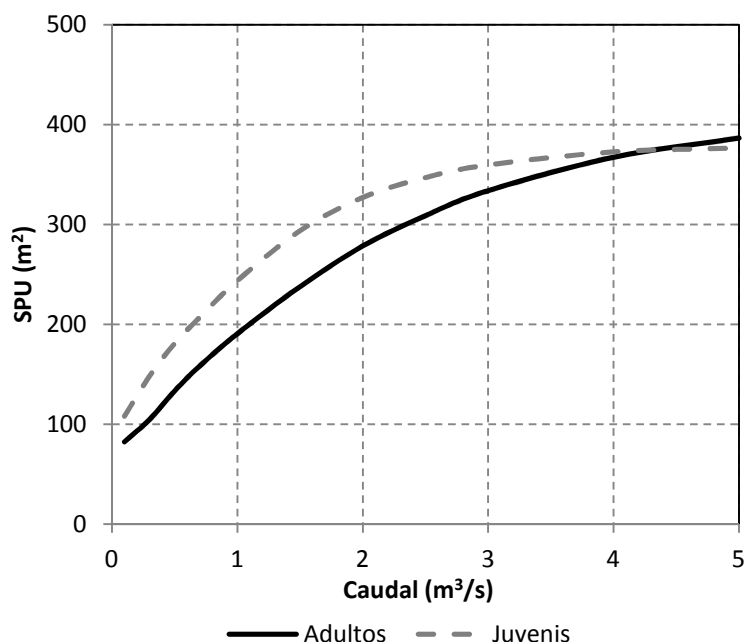


Figura 48. Curva global de SPU em função do caudal para os juvenis e adultos e para a época da Primavera no troço AVTO.

A tendência maioritariamente crescente das curvas SPU registada na Figura 47 mantém-se na análise por estágio de vida (Figura 48). De facto ambos os estágios de vida apresentam curvas de SPU crescentes para os caudais simulados. Para os juvenis regista-se um ponto de inflexão na curva aos 3 m³/s valor a partir do qual qualquer incremento de caudal não se traduz num aumento significativo de habitat.

Tendo em conta que o caudal médio mensal em regime natural registado nos meses de Abril e Maio é, em média, de 1.6 m³/s, o valor de caudal ecológico terá de ser forçosamente inferior. Além disso o valor não deverá ser superior ao registado nos meses de Inverno de modo a obtermos a mesma variabilidade intra-anual. Desta forma, calculou-se o valor do caudal ecológico para o mês de Abril tendo em conta a relação entre o caudal médio mensal para o mês de Dezembro e o valor fixado para o caudal ecológico. Este valor foi arredondado para 0.2 m³/s. No caso do mês de Maio este valor foi calculado tendo em conta a relação entre o caudal médio mensal no mês em causa e o caudal médio mensal do mês de Abril em regime natural. No que resulta um valor de 0.14 m³/s. O regime de caudais ecológicos a implementar nos meses de Abril e Maio é apresentado na Tabela 22.

Tabela 22. Regime de caudais ecológicos (m³/s) para os meses de Abril e Maio a implementar na ribeira do Alvito.

Regime	Abr	Mai
QE _{ALVITO}	0.20	0.14

6.4.3.3 Verão

Na Figura 49 apresentam-se as curvas de SPU em função do caudal para a época de Verão e para o troço AVTO.

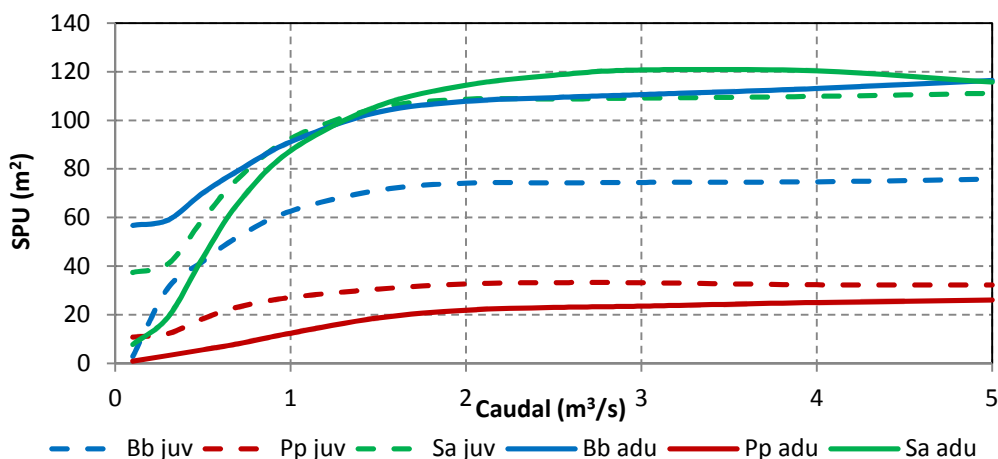


Figura 49. Curvas de SPU em função do caudal para a época do Verão no troço AVTO. *Luciobarbus bocagei* – Bb; *Pseudochondrostoma polylepis* – Pp; e *Squalius alburnoides* – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.

A tendência das curvas SPU em função do caudal é semelhante para as três espécies e estágios de vida. Regista-se um crescimento acentuado nos valores de SPU até aos 1.5 m³/s, a partir

deste valor a variável SPU mantém-se constante. A boga regista novamente os valores mais baixos de habitat (SPU <40 m²).

O mês de Junho é uma das épocas mais críticas uma vez que as aflúncias nestes rios são quase nulas. Mantivemos a mesma metodologia adotada para a Primavera considerando uma contribuição de 60% de SPU dos juvenis e 40% de SPU dos adultos para determinar a curva global de SPU. Na Figura 50 apresenta-se a evolução do valor global de SPU.

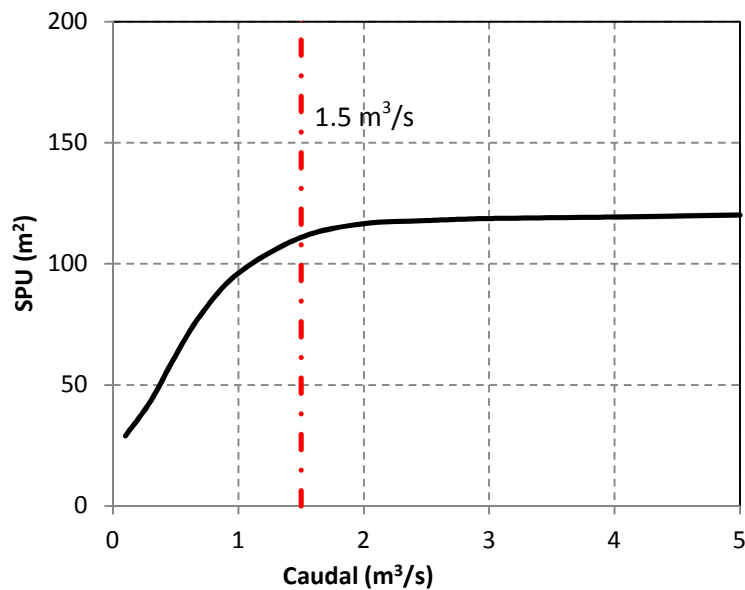


Figura 50. Curva global de SPU em função do caudal para a época do Verão no troço AVTO.

Na curva global de SPU verifica-se uma vez mais que o ponto de inflexão na taxa de crescimento da curva ocorre aos 1.5 m³/s.

Uma vez que a aflúncia média mensal nos meses de Verão é inferior a 0.45 m³/s optou-se por extrapolar o valor de caudal no mês de Junho a partir do valor calculado para o mês de Abril de acordo com a relação entre o caudal médio mensal para o mês de Junho e o caudal médio mensal de Abril, em regime natural, obtendo-se um valor de 0.05 m³/s. Este valor foi mantido no mês de Julho. No caso do mês de Agosto, uma vez que a aflúncia média mensal é inferior (i.e. 0.02 m³/s) ao valor de caudal ecológico definido para o mês de Junho, manteve-se a aflúncia natural para o mês de Agosto. Sendo que em Setembro manteve-se o escoado em regime natural e que corresponde aos 0.05 m³/s.

O regime de caudais ecológicos obtidos apresenta-se na Tabela 23.

Tabela 23. Regime de caudais ecológicos (m³/s) para os meses de Junho, Julho, Agosto e Setembro a implementar na ribeira do Alvito.

Regime	Jun	Jul	Ago	Set
QE _{ALVITO}	0.05	0.05	0.02	0.05

6.4.3.4 Inverno

De acordo com o referido em 6.4.2.4 não se realizaram amostragens no Inverno para a determinação das curvas de preferência. Desta forma optou-se por extrapolar os valores de caudal ecológico nestes meses a partir do valor determinado para o mês de Dezembro (época de Outono) por esta ser a época que regista um padrão hidrológico mais semelhante aos meses em causa. Desta forma, o valor de caudal ecológico para estes meses teve em conta a relação entre os caudais médios mensais para os meses de Janeiro, Fevereiro e Março, e o caudal médio mensal de Dezembro, em regime natural. O regime de caudais ecológicos obtidos apresenta-se na Tabela 24.

Tabela 24. Regime de caudais ecológicos (m³/s) para os meses de Janeiro, Fevereiro e Março a implementar na ribeira do Alvito.

Regime	Jan	Fev	Mar
QE _{ALVITO}	0.57	0.42	0.27

Na Figura 51 analisa-se as curvas de SPU para as espécies em estudo e para a época de Outono considerando os referidos caudais para os meses de Inverno.

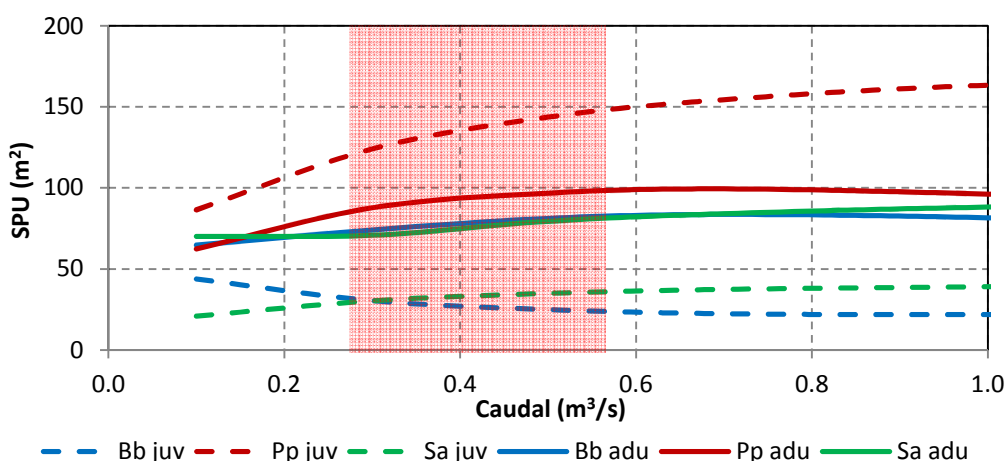


Figura 51. Curvas de SPU em função do caudal para a época de Outono no troço AVTO. Zona a sombreado vermelho corresponde à gama de caudal ecológico (0.27 – 0.57 m³/s). *Luciobarbus bocagei* – Bb; *Pseudochondrostoma polylepis* – Pp; e *Squalius alburnoides* – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.

6.4.3.5 Mês em falta

Para o mês de Outubro adotou-se como base de referência o valor definido para o mês de Abril e mimetizando a distribuição dos caudais em regime natural. A escolha deste mês como base para a extrapolação dos valores para o mês de Outubro prende-se com o facto do regime hidrológico neste mês ser semelhante ao registado nos meses de Abril e Maio e também porque a Primavera coincide com a época da desova sendo considerada a época mais importante do ciclo biológico das espécies. O caudal resultante de se aplicar esta metodologia é de $0.13 \text{ m}^3/\text{s}$ para o mês de Outubro.

6.4.3.6 Considerações finais considerando o Cenário B

O regime de caudais ecológicos calculado para o troço AVTO bem como o regime natural observado neste troço encontra-se representado na Tabela 25. O regime de caudal ecológico definido representa 9.3% do caudal modular afluente àquele troço.

Tabela 25. Regime natural (AVTO) e regime modificado (QE_A) de caudais (m^3/s) no troço AVTO.

Secção	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Qmed
AVTO	1.25	3.84	6.93	6.64	4.88	3.08	1.90	1.32	0.45	0.12	0.02	0.05	2.54
QE_{ALVITO}	0.13	0.33	0.60	0.57	0.42	0.27	0.20	0.14	0.05	0.05	0.02	0.05	0.24

Interessa analisar agora as diferentes alternativas considerando também o regime de caudais ecológicos na ribeira do Alvito. A soma das aflúncias do rio Ocreza e da ribeira do Alvito em regime natural, bem como a soma das aflúncias considerando o regime de caudais ecológicos a ser implementado considerando o cenário A ($QE_{OCREZA} + \text{Alvito}$) e o cenário B ($QE_{OCREZA} + QE_{ALVITO}$). Na Figura 52 encontram-se representados os diferentes regimes de escoamento.

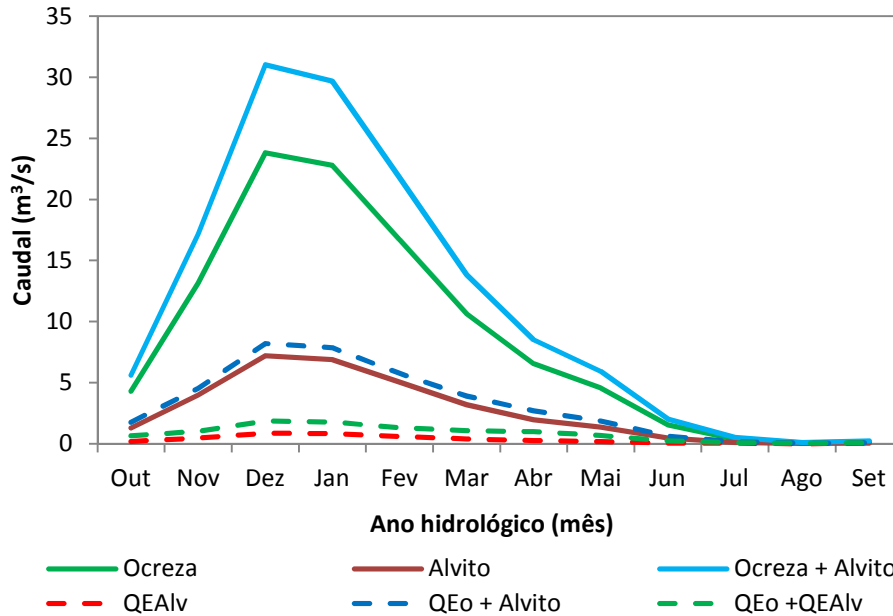


Figura 52. Afluências a jusante da confluência da ribeira do Alvito: Ocreza – afluências naturais do rio Ocreza; Alvito – afluências naturais da ribeira do Alvito; Ocreza + Alvito – soma das afluências naturais do rio Ocreza e ribeira do Alvito; QEO + Alvito – soma das afluências naturais da ribeira do Alvito e do regime de caudais ecológicos no rio Ocreza; QEO + QEALV – soma das afluências considerando o regime de caudais ecológicos em ambos os rios.

De referir que o valor de caudal ecológico para a ribeira do Alvito representado na Figura 52 considera ainda o escoamento entre o troço AVTO e a confluência com o rio Ocreza (cerca de 3 km de segmento de rio).

Para uma melhor compreensão da alteração ao regime natural imposta pelos regimes de caudais ecológicos a implementar, tanto na ribeira do Alvito como no rio Ocreza, apresenta-se na Figura 53 o regime natural bem como o regime modificado, considerando as duas alternativas (i.e. $QE_{OCREZA} + Alvito$; $QE_{OCREZA} + QE_{ALVITO}$) a jusante da confluência da ribeira do Alvito com o rio Ocreza.

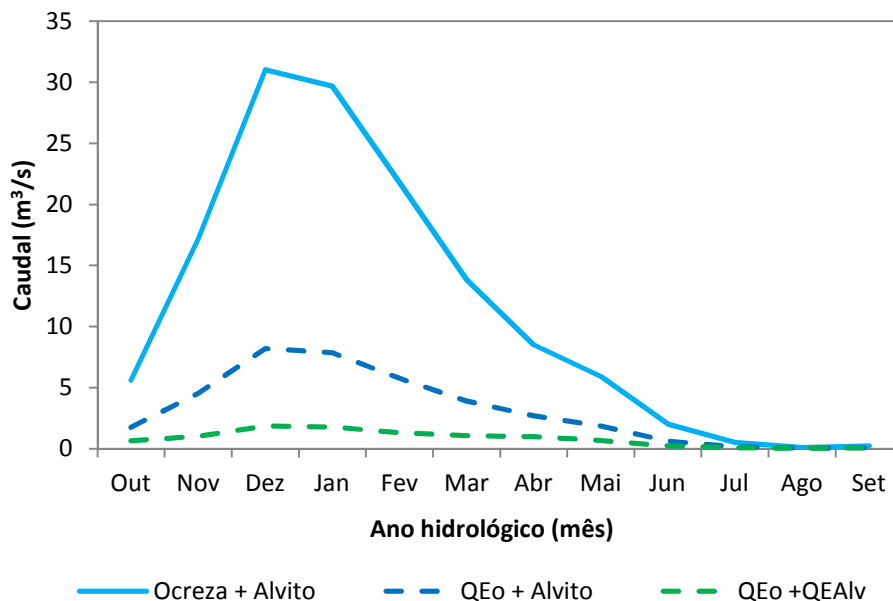


Figura 53. Regime natural que resulta da soma das afluições naturais do rio Ocreza e da ribeira do Alvito (Ocreza + Alvito); regime modificado que resulta da soma das afluições naturais da ribeira do Alvito e do regime de caudais ecológicos no rio Ocreza (QE_O + Alvito); regime modificado que resulta da soma do regime de caudais ecológicos no rio Ocreza e do regime de caudais ecológicos na ribeira no Alvito (QE_O + QE_{Alv})

É pertinente referir que a determinação deste regime de caudais ecológicos é meramente informativo uma vez que não existe ainda localização exata dos pequenos aproveitamentos hidroelétricos nem com que tipo de regularização é suposto operarem.

6.5 Validação dos resultados

A jusante de Foz de Cobreão foi selecionado o troço OCPR no rio Ocreza para validação dos cenários estudados. As afluições a este troço resultam da soma das afluições provenientes do rio Ocreza, da ribeira do Alvito, do rio Cobreão e da ribeira da Fróia. O cenário A (QE_{OCREZA}+ALVITO) e o cenário B (QE_{OCREZA}+QE_{ALVITO}) serão validados analisando o resultado das curvas SPU para o troço OCPR e respetivo regime de afluições.

De acordo com os cálculos hidrológicos e o regime de caudais ecológicos propostos, apresenta-se na Tabela 26 os caudais médios mensais afluentes ao troço OCPR para as três situações referidas.

Tabela 26. Afluências ao troço OCPR: Regime natural; $QE_{OCREZA}+ALVITO$ – afluências considerando o regime de caudais ecológicos no rio Ocreza; $QE_{OCREZA} + QE_{ALVITO}$ – afluências considerando o caudal ecológico no rio Ocreza e na ribeira do Alvito.

Regime	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set
Regime natural	6.01	18.53	33.41	32.00	23.49	14.84	9.17	6.38	2.19	0.58	0.11	0.25
$QE_{OCREZA}+ALVITO$	2.17	5.92	10.60	10.18	7.48	4.91	3.34	2.32	0.81	0.21	0.07	0.11
$QE_{OCREZA}+QE_{ALVITO}$	1.06	2.41	4.27	4.12	3.02	2.10	1.64	1.13	0.40	0.14	0.07	0.11

6.5.1 Outono

Na Figura 54 apresentam-se as curvas SPU em função do caudal para a época de Outono no troço OCPR.

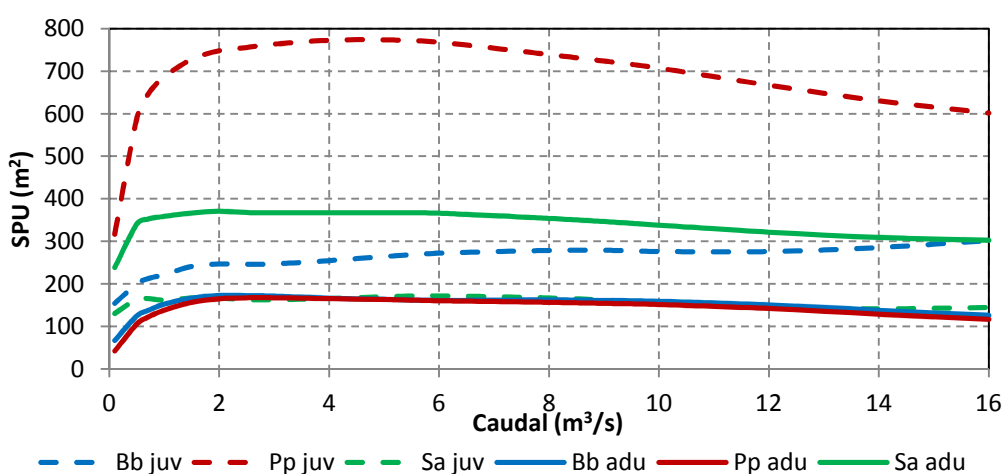


Figura 54. Curvas de SPU em função do caudal para a época do Outono no troço OCPR. *Luciobarbus bocagei* – Bb; *Pseudochondrostoma polylepis* – Pp; e *Squalius alburnoides* – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.

De um modo geral as curvas SPU em função do caudal tendem a crescer até atingir um máximo por volta dos 2 m^3/s valor a partir do qual o valor de SPU tende a decrescer com o aumento de caudal. Exceção para o barbo juvenil onde o valor de SPU tende a aumentar ligeiramente ao longo dos caudais simulados.

Analisou-se os valores de SPU para a gama de valores de caudal ecológico nos meses de Outono (Novembro e Dezembro) e para os dois cenários. Na Figura 55 apresenta-se o cenário A e na Figura 56 o cenário B.

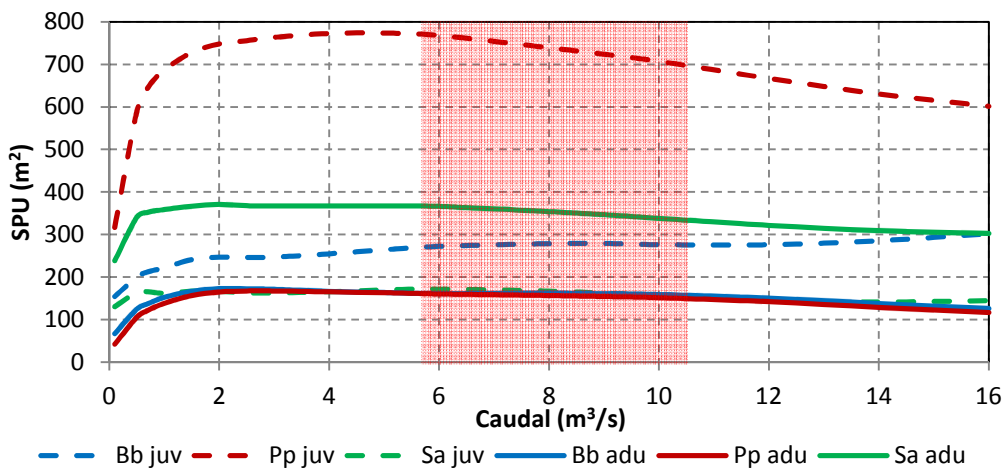


Figura 55. Curvas de SPU em função do caudal para a época de Outono no trecho OCPR. Zona a sombreado vermelho corresponde à gama de caudal ecológico – Cenário A (5.92 – 10.60 m³/s). *Luciobarbus bocagei* – Bb; *Pseudochondrostoma polylepis* – Pp; e *Squalius alburnoides* – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.

Verifica-se que o cenário A abrange em média os maiores valores de SPU (Figura 55). A boga juvenil e o bordalo adulto apresentam para valores elevados de caudal (> 6m³/s) tendência que é acompanhada por um aumento de SPU para o barbo juvenil. De certa forma, um aumento de caudal nestes meses não se traduz em melhoras significativas no valor de habitat.

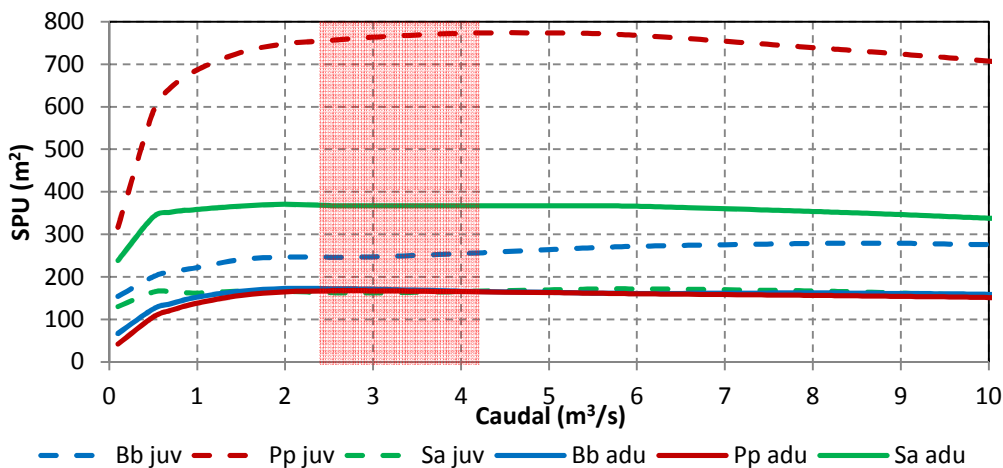


Figura 56. Curvas de SPU em função do caudal para a época de Outono no trecho OCPR. Zona a sombreado vermelho corresponde à gama de caudal ecológico – Cenário B (2.41 – 4.27 m³/s). *Luciobarbus bocagei* – Bb; *Pseudochondrostoma polylepis* – Pp; e *Squalius alburnoides* – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.

Analisando a Figura 56 verifica-se que apenas a boga juvenil beneficiaria de um aumento de caudal nestes meses.

6.5.2 Primavera

Na Figura 57 apresenta-se o valor de SPU em função do caudal para o troço OCPR e para a época da Primavera.

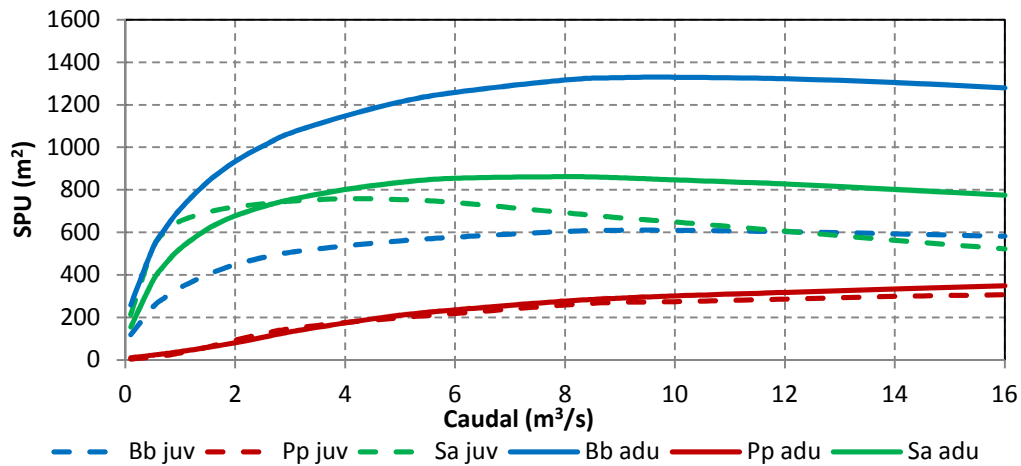


Figura 57. Curvas de SPU em função do caudal para a época da Primavera no troço OCPR. *Luciobarbus bocagei* – Bb; *Pseudochondrostoma polylepis* – Pp; e *Squalius alburnoides* – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.

Uma vez mais verifica-se um aumento nos valores de SPU para os caudais simulados, com exceção do barbo que os valores de SPU tendem a descer ligeiramente para caudais superiores a 10 m³/s, e para o bordalo, sendo que no caso do juvenil os valores de SPU decrescem claramente para valores de caudal superiores a 4 m³/s. Uma vez mais e à semelhança do registado tanto para os troços OCBA e AVTO e para a mesma época, a boga apresenta valores muito mais baixos de SPU comparado com as restantes espécies, principalmente para os caudais inferiores a 2 m³/s (< 100 m² de SPU).

Na Figura 58 apresenta-se a gama de valores de caudal ecológico para o cenário A e as curvas de SPU para a época da Primavera no troço OCPR.

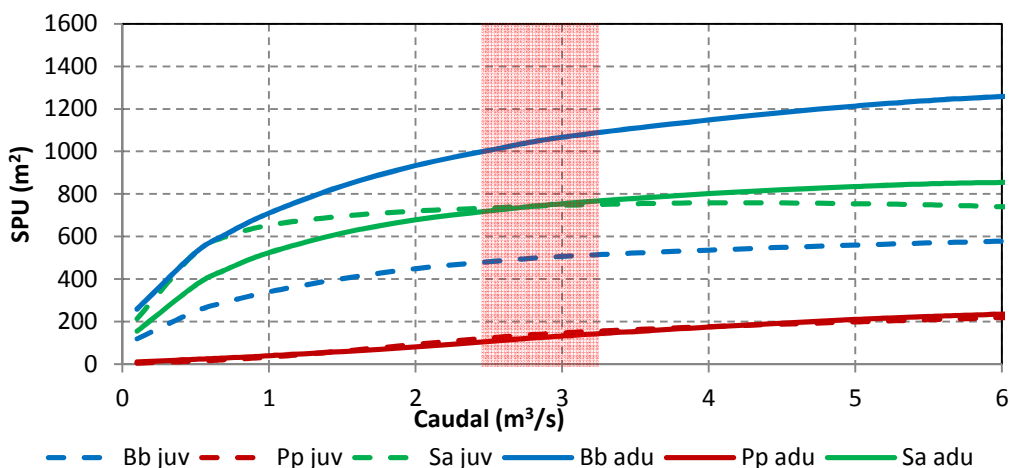


Figura 58. Curvas de SPU em função do caudal para a época de Primavera no trecho OCPR. Zona a sombreado vermelho corresponde à gama de caudal ecológico – Cenário A (2.32 – 3.34 m³/s). *Luciobarbus bocagei* – Bb; *Pseudochondrostoma polylepis* – Pp; e *Squalius alburnoides* – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.

Tendo em conta o cenário A apresentando na Figura 58 verificamos que as espécies poderiam beneficiar de um aumento de caudal, com exceção do bordalo juvenil. No entanto, importa referir que o aumento de SPU que daí advém não é significativo.

Na Figura 59 apresenta-se as mesmas curvas SPU desta vez com a gama de valores de caudal ecológico para o cenário B.

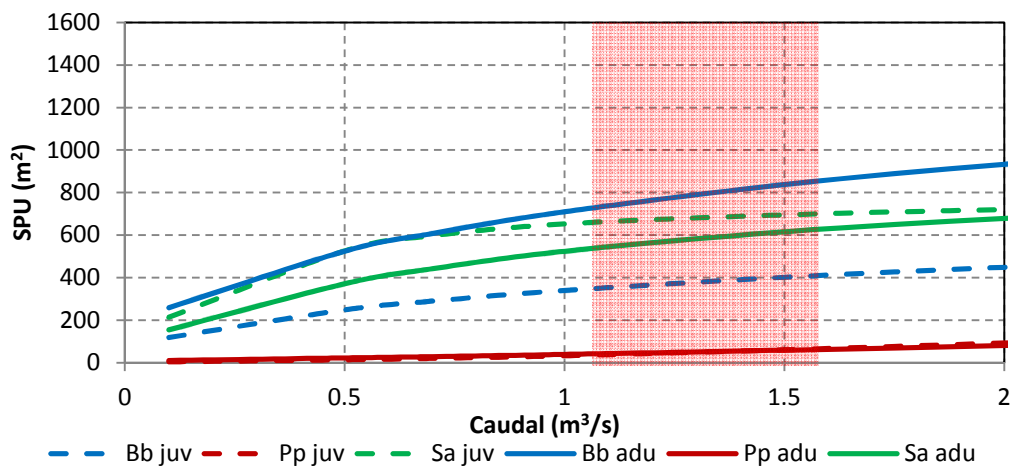


Figura 59. Curvas de SPU em função do caudal para a época de Primavera no trecho OCPR. Zona a sombreado vermelho corresponde à gama de caudal ecológico – Cenário B (1.13 – 1.64 m³/s). *Luciobarbus bocagei* – Bb; *Pseudochondrostoma polylepis* – Pp; e *Squalius alburnoides* – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.

Mais uma vez esta gama de caudais encontra-se ainda numa zona crescente das curvas SPU. Desta forma, um aumento dos valores de caudal ecológico traduzir-se-ia num aumento de habitat para as espécies estudadas.

À semelhança do realizado para os troços OCBA e AVTO analisou-se ainda a curva global de SPU tendo em conta uma contribuição de 40% de juvenis e 60% de adultos conforme foi descrito anteriormente. A respetiva curva e análise dos caudais ecológicos tendo em conta o cenário A e o cenário B é apresentada na Figura 60.

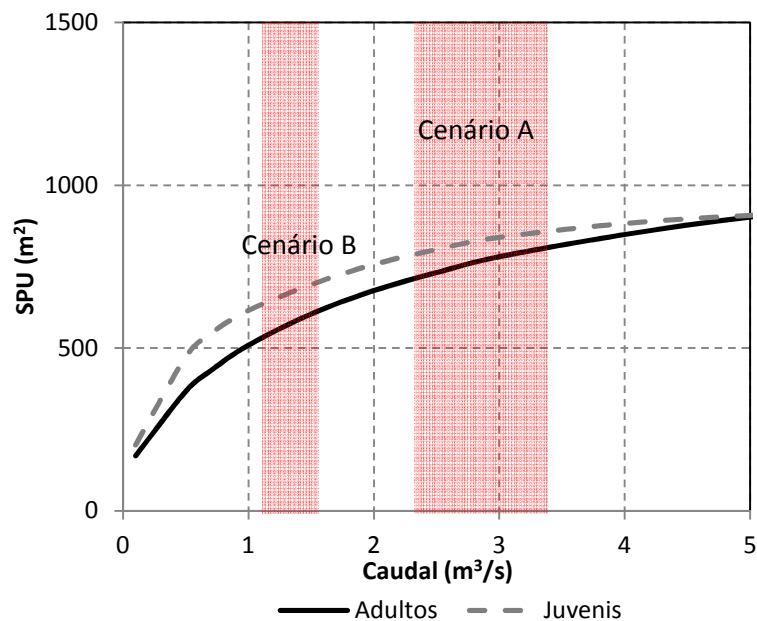


Figura 60. Curva global de SPU em função do caudal para os juvenis e adultos e para a época da Primavera no troço OCPR. Zona a sombreado vermelho corresponde à gama de caudal ecológico do cenário A (2.32 – 3.34 m³/s) e do cenário B (1.13 – 1.64 m³/s).

De acordo com esta análise pode verificar-se que o cenário B já se encontra na zona da curva após o ponto de inflexão desta (0.5 m³/s) principalmente no caso dos juvenis. No caso do cenário A que produz maiores valores de habitat não existe uma diferença significativa entre os estágios de vida juvenil e adulto.

6.5.3 Verão

Na Figura 61 apresenta-se o valor de SPU em função do caudal para a época do Verão e para o troço OCPR.

Uma vez mais verifica-se um aumento nos valores de SPU até ao caudal de $2 \text{ m}^3/\text{s}$ valor a partir do qual não se verifica um aumento significativo no habitat das espécies estudadas com exceção do bordalo adulto. A boga apresenta novamente os valores mais baixos de habitat.

Na Figura 62 apresenta-se as curvas SPU e a respetiva gama de valores de caudais ecológicos para o cenário A.

Verificamos que para esta gama de valor de caudal as curvas SPU apresentam uma tendência crescente. Importa referir que o caudal mais baixo simulado corresponde aos $0.1 \text{ m}^3/\text{s}$ e por isso os valores de SPU abaixo deste valor de caudal foram extrapolados tendo em conta que para um caudal nulo o habitat também é nulo. A dificuldade em simular valores de caudais tão baixos prende-se com a precisão na definição das condições de fronteira (i.e. altura de escoamento a jusante) neste tipo de troços tornando-se, por isso, muito difícil o modelo convergir para estes valores de caudais ($<0.1 \text{ m}^3/\text{s}$).

Realizou-se o mesmo procedimento para o cenário B que se apresenta na Figura 63.

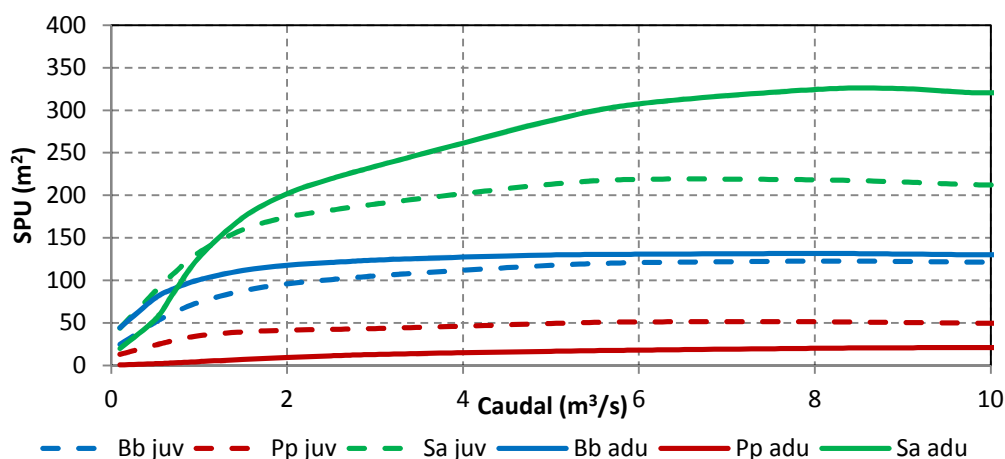


Figura 61. Curvas de SPU em função do caudal para a época de Verão no troço OCPR. *Luciobarbus bocagei* – Bb; *Pseudochondrostoma polylepis* – Pp; e *Squalius alburnoides* – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.

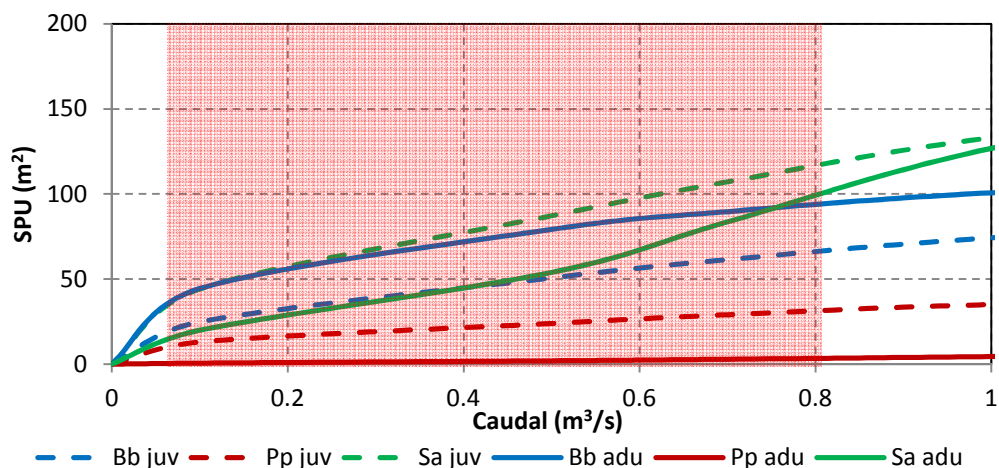


Figura 62. Curvas de SPU em função do caudal para a época de Verão no troço OCPR. Zona a sombreado vermelho corresponde à gama de caudal ecológico – Cenário A (0.07 – 0.81 m³/s). *Luciobarbus bocagei* – Bb; *Pseudochondrostoma polylepis* – Pp; e *Squalius alburnoides* – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.

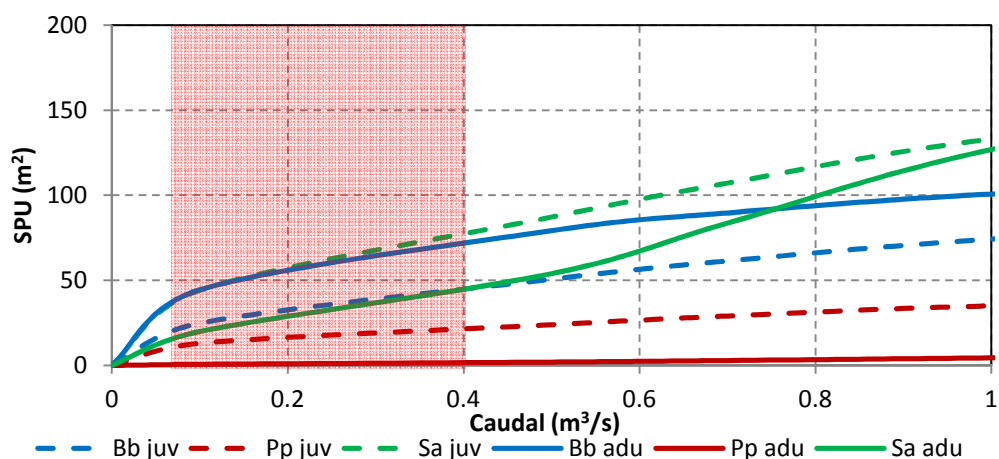


Figura 63. Curvas de SPU em função do caudal para a época de Verão no troço OCPR. Zona a sombreado vermelho corresponde à gama de caudal ecológico – Cenário B (0.07 – 0.40 m³/s). *Luciobarbus bocagei* – Bb; *Pseudochondrostoma polylepis* – Pp; e *Squalius alburnoides* – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.

Tendo em conta o cenário B, o valor do habitat é bastante menor quando comparado com o cenário A. No mês de Junho é quando se verificam as maiores discrepâncias, uma vez que considerando o cenário A as espécies ainda beneficiam de um caudal de 0.81 m³/s, ao passo que considerando o cenário B as espécies beneficiam apenas de 0.40 m³/s.

De realçar que apesar destes baixos valores de habitat, importa referir que as próprias espécies estão de alguma forma adaptadas a esta elevada variabilidade intra-anual, em que nos meses de Verão o escoamento é nulo ou muito baixo (i.e. julho – 0.58 m³/s; agosto – 0.11 m³/s; setembro – 0.25 m³/s).

6.5.4 Inverno

Para os meses de Inverno analisaram-se as curvas de SPU calculadas para a época de Outono, uma vez mais, por estes meses apresentarem um regime de escoamento muito parecido com o registado no Outono. Na Figura 64 apresenta-se a gama de caudais tendo em conta o regime de caudais ecológicos para o cenário A e na Figura 65 a gama de caudais para o cenário B e as respetivas curvas de SPU para a época de Outono no troço OCPR.

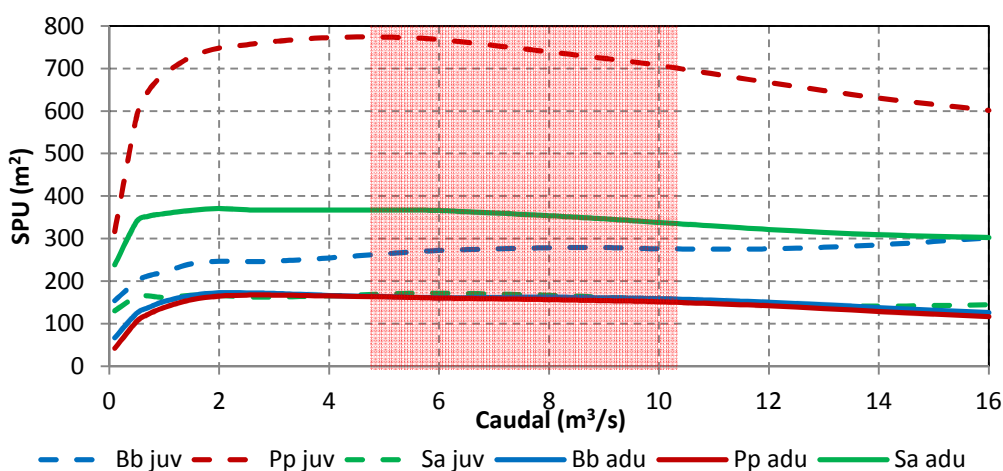


Figura 64. Curvas de SPU em função do caudal para a época de Outono no troço OCPR. Zona a sombreado vermelho corresponde à gama de caudal ecológico – Cenário A (4.91 – 10.18 m³/s). *Luciobarbus bocagei* – Bb; *Pseudochondrostoma polylepis* – Pp; e *Squalius alburnoides* – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.

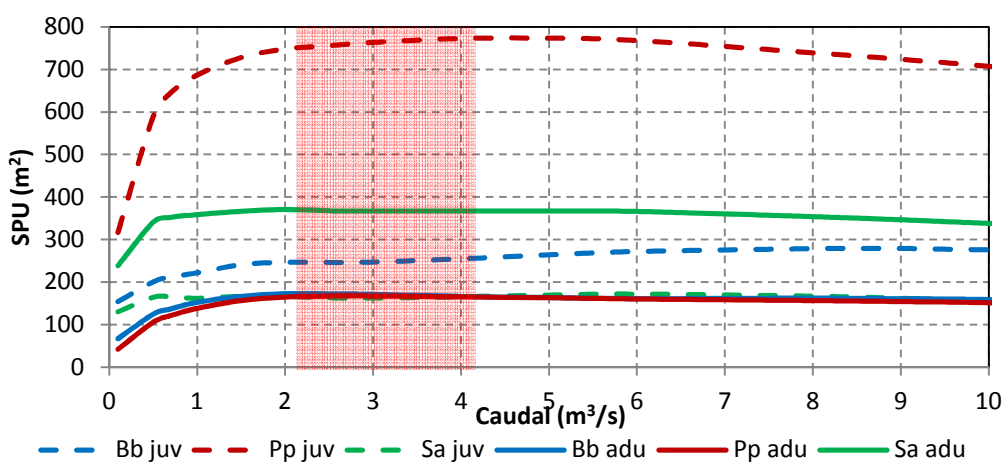


Figura 65. Curvas de SPU em função do caudal para a época de Outono no troço OCPR. Zona a sombreado vermelho corresponde à gama de caudal ecológico – Cenário B (2.10 – 4.12 m³/s). *Luciobarbus bocagei* – Bb; *Pseudochondrostoma polylepis* – Pp; e *Squalius alburnoides* – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.

Verificamos que no caso do cenário A e para a mancha de caudais ecológicos, à exceção do barbo juvenil, as restantes espécies apresentam curvas de SPU a decrescer com o aumento de

caudal (Figura 64). Para o cenário B verifica-se que apenas os juvenis da boga e do barbo, apresentam as curvas SPU ainda em crescimento (Figura 65).

6.5.5 *Considerações finais*

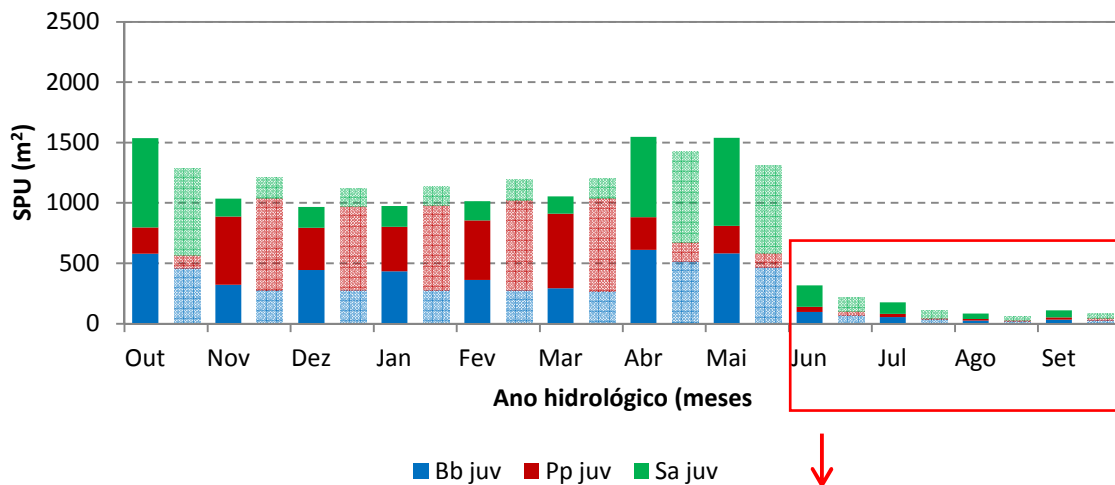
Por fim, analisou-se os valores de SPU mês a mês para os dois cenários em estudo e por estágio de vida e tendo como base de comparação o regime natural. Desta forma é mais fácil entender-se quais são as perdas significativas de habitat que advêm de se considerar um regime modificado. Na Figura 66 apresentam-se os valores de SPU dos juvenis para o cenário A e considerando o regime natural e na Figura 67 as mesmas variáveis para os adultos.

Verifica-se que para os meses de Outono e Inverno (i.e. Novembro a Março) o habitat (i.e. SPU) tende a ser superior ao considerarmos o regime de caudais ecológicos (cenário A), com exceção para o barbo juvenil, provavelmente devido à diminuição das velocidades que se verifica nestes meses por se considerar caudais mais baixos.

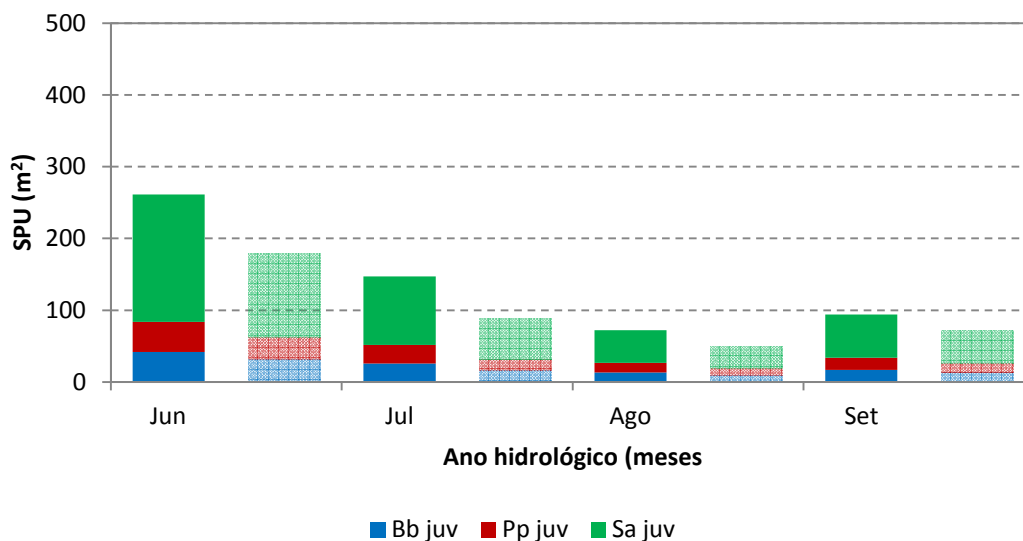
Na Primavera (i.e. Abril e Maio) o regime natural exhibe valores mais elevados de SPU. No caso dos adultos essa diferença é maior do que nos juvenis, cerca de 175 e 60 m² de diminuição de SPU face à situação natural, respetivamente. Importa referir que os adultos apresentam maiores áreas de habitat nestes meses (i.e. ~720 m² adultos; ~485 m² juvenis).

No Verão a tendência mantém-se sendo que o regime de caudais ecológicos (cenário A) apresenta menores valores de SPU face ao regime natural.

De referir ainda que os meses com maiores valores de habitat para ambos os estágios de vida ocorrem na Primavera, a época mais sensível para estas espécies.

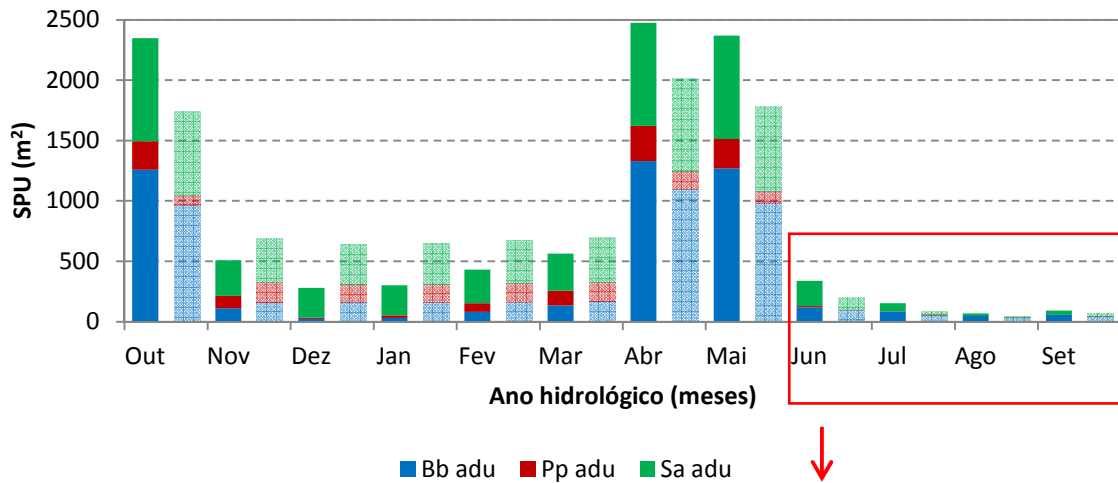


(a)

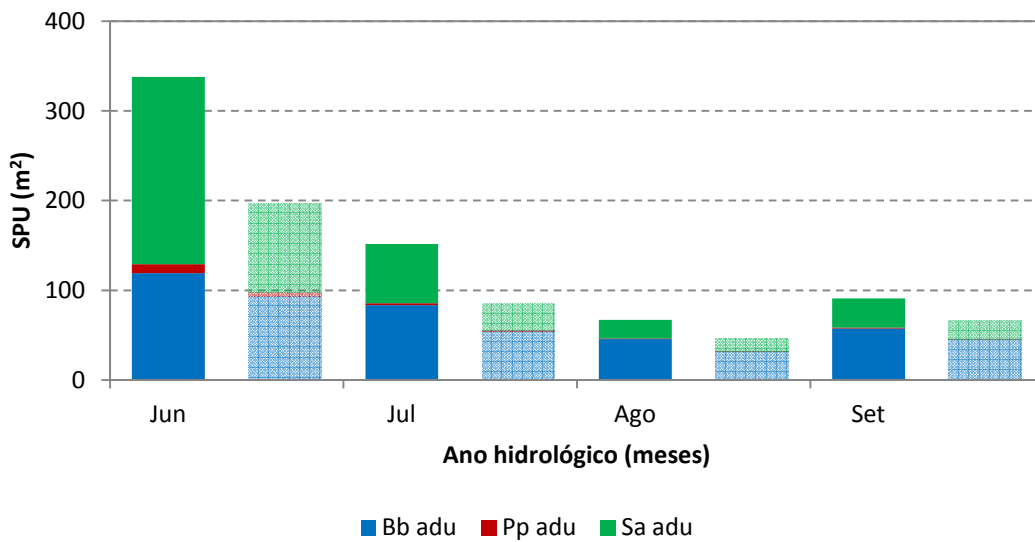


(b)

Figura 66. Valores de SPU (m²) médio mensal para o estágio de vida juvenis das três espécies considerando o regime natural e o cenário A (séries em transparência): (a) ano hidrológico; (b) pormenor dos meses de Verão (Junho a Setembro). *Luciobarbus bocagei* – Bb; *Pseudochondrostoma polylepis* – Pp; e *Squalius alburnoides* – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.



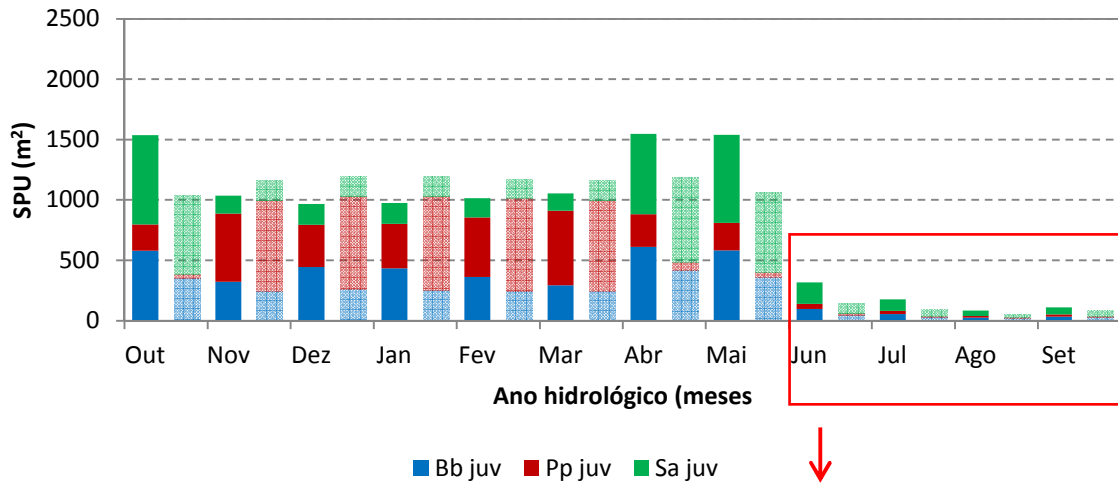
(a)



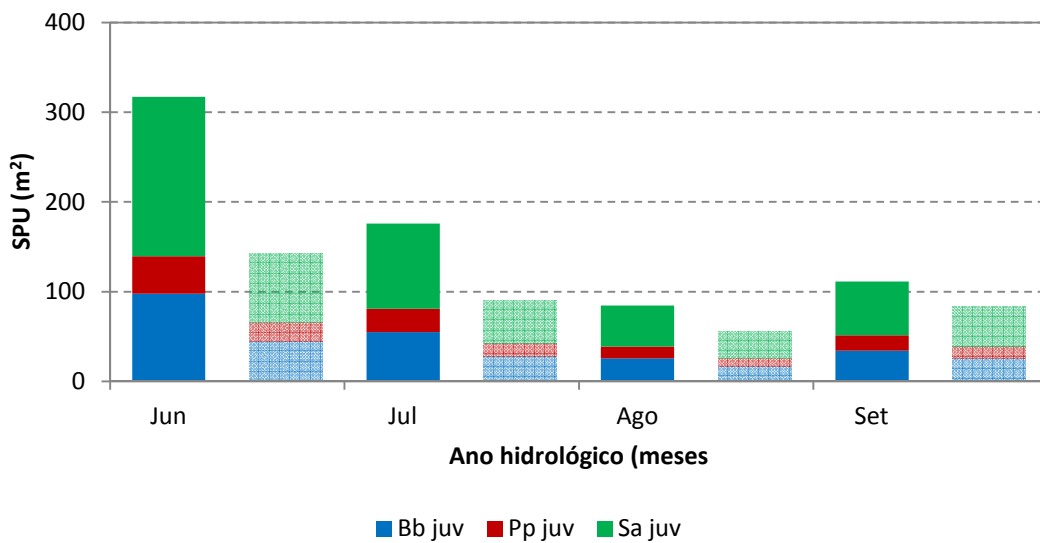
(b)

Figura 67. Valores de SPU (m²) médio mensal para o estágio de vida adultos das três espécies considerando o regime natural e o cenário A (séries em transparência): (a) ano hidrológico; (b) pormenor dos meses de Verão (Junho a Setembro). *Luciobarbus bocagei* – Bb; *Pseudochondrostoma polylepis* – Pp; e *Squalius alburnoides* – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.

Na Figura 68 apresentam-se os valores de SPU dos juvenis para o cenário B e considerando o regime natural e na Figura 69 as mesmas variáveis para os adultos.

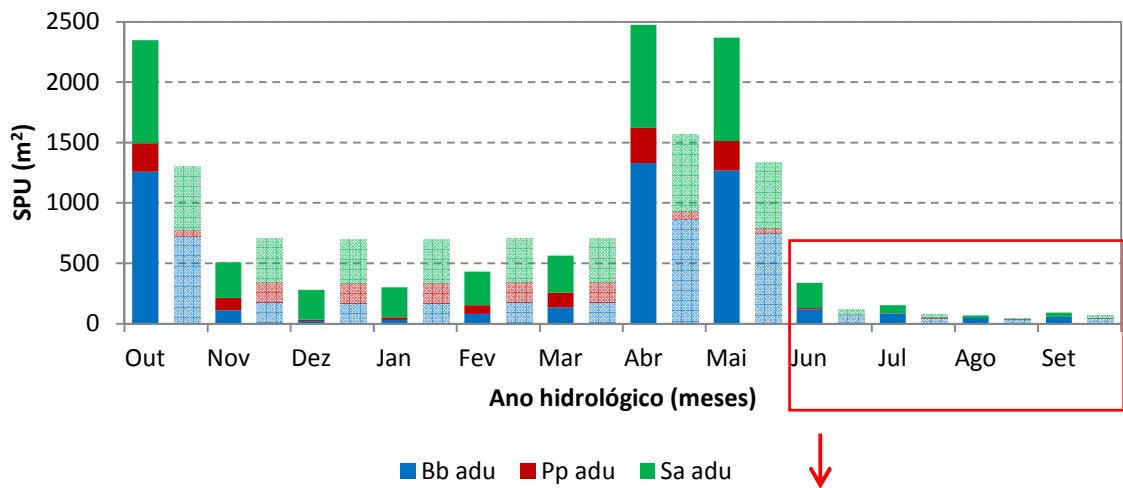


(a)

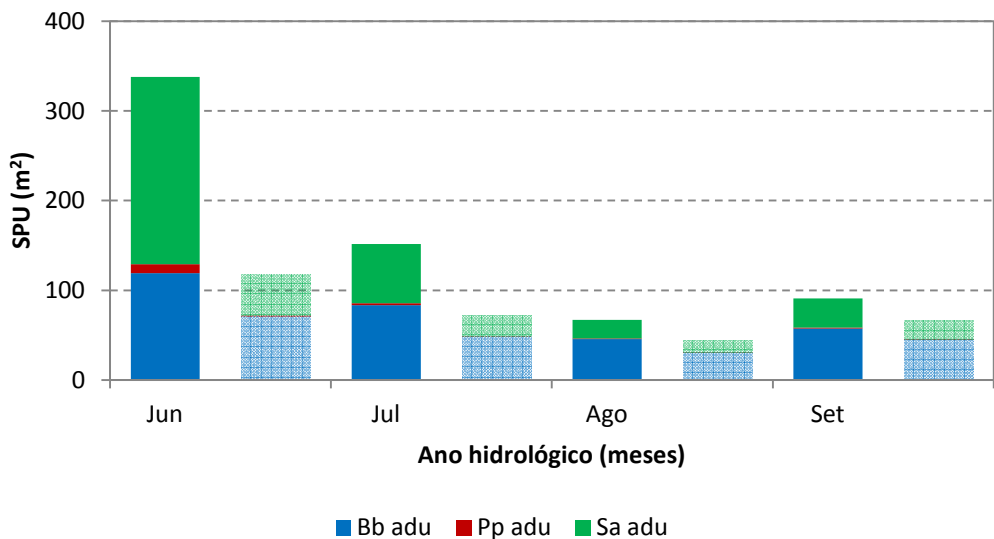


(b)

Figura 68. Valores de SPU (m²) médio mensal para o estágio de vida juvenil das três espécies considerando o regime natural e o cenário B (séries em transparência): (a) ano hidrológico; (b) pormenor dos meses de Verão (Junho a Setembro). *Luciobarbus bocagei* – Bb; *Pseudochondrostoma polylepis* – Pp; e *Squalius alburnoides* – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.



(a)



(b)

Figura 69. Valores de SPU (m²) médio mensal para o estágio de vida adultos das três espécies considerando o regime natural e o cenário B (séries em transparência): (a) ano hidrológico; (b) pormenor dos meses de Verão (Junho a Setembro). *Luciobarbus bocagei* – Bb; *Pseudochondrostoma polylepis* – Pp; e *Squalius alburnoides* – Sa; Juvenil – juv; adultos – adu.

À semelhança do cenário A, também no cenário B se verifica que o valor de SPU é superior quando consideramos o regime de caudal ecológico nos meses de Outono e Inverno para todas as espécies e estágios de vida com exceção do barbo juvenil.

Na Primavera (i.e. Abril e Maio) também se verifica que o valor de SPU é menor quando se considera o regime de caudais ecológicos. Esta diferença é mais significativa no caso do cenário B onde se verifica em média um decréscimo de 410 e 190 m² no valor da SPU para os adultos e juvenis, respetivamente, quando se considera o regime de caudais ecológicos.

No Verão também se regista um decréscimo nos valores de SPU ao considerarmos o regime de caudais ecológicos com exceção do mês de Agosto, em que o valor de habitat se mantém inalterado.

Analisaram-se ainda os desvios relativos à situação natural. O valor de R^2 foi calculado para os valores de SPU em cada mês considerando o regime natural e os dois cenários para cada estágio de vida e respetiva espécie, obtendo-se um total de 72 variáveis de SPU (i.e. 12 meses, 3 estágios e 3 espécies). A dispersão de valores considerando o cenário A é apresentada na Figura 70 e a dispersão de valores considerando o cenário B é apresentada na Figura 71.

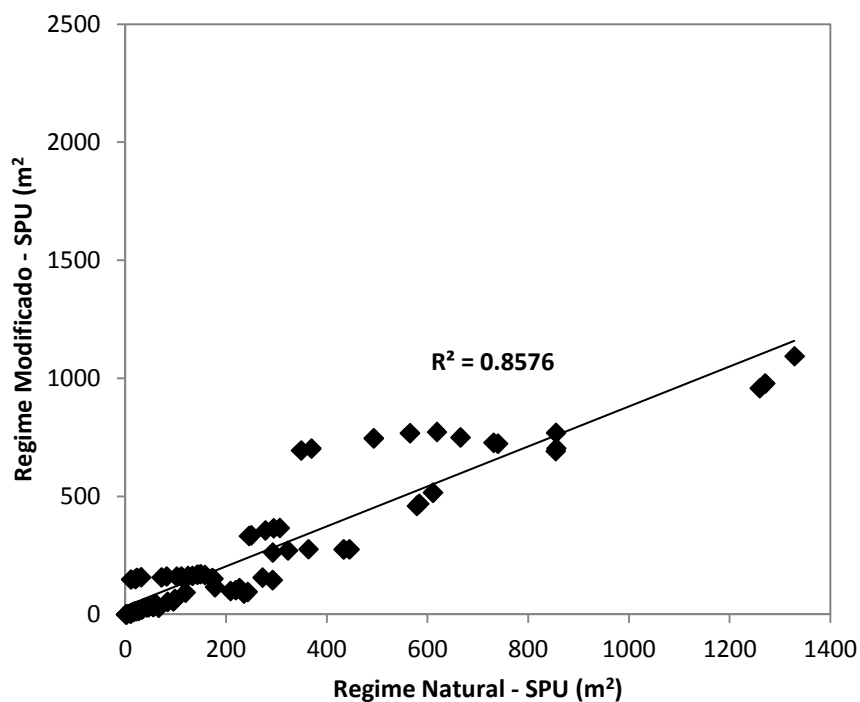


Figura 70. Dispersão dos valores de SPU médios mensais considerando o regime natural e o cenário A (QE_{OCREZA+} Alvito) para o troço OCPR. $R^2 = 0.86$.

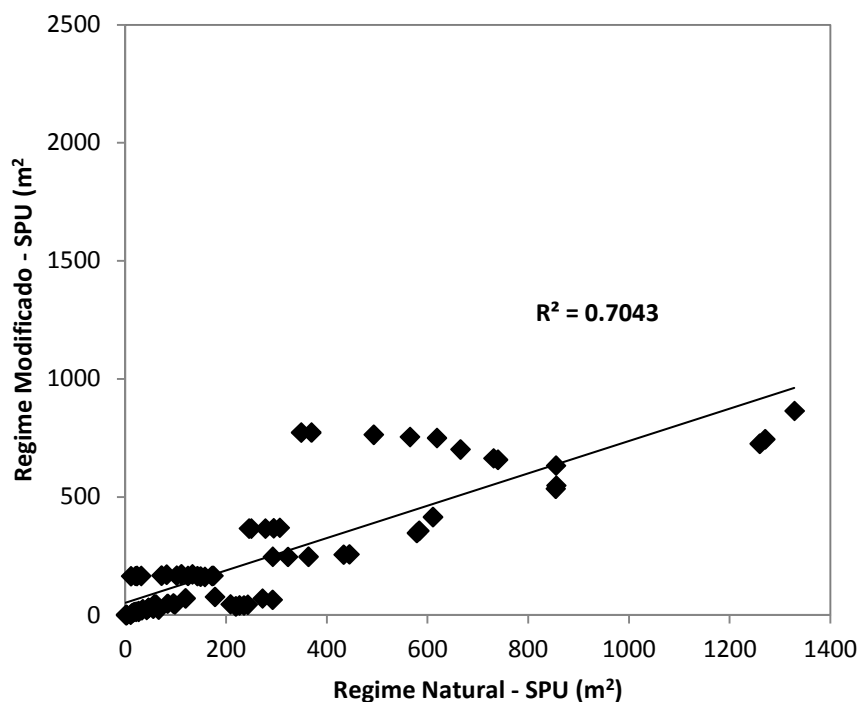


Figura 71. Dispersão dos valores de SPU médios mensais considerando o regime natural e o cenário B (QE_{OCREZA}+QE_{ALVITO}) para o troço OCPR. $R^2 = 0.70$.

Analisando a Figura 70 e a Figura 71 verifica-se que o ajuste é maior ($R^2=0.86$) considerando o cenário A. Aliás, o ajuste para os valores de SPU do cenário B é baixo ($R^2<0.75$).

6.6 Considerações finais

O regime de caudais ecológicos foi calculado para os dois cenários tendo em conta as preferências das espécies e os resultados da simulação do escoamento em cada um dos troços. A escolha do valor do caudal ecológico para cada mês foi feita tendo por base as seguintes premissas: maximizar o habitat para as espécies envolvidas, sendo que nenhuma espécie foi preterida em detrimento de outras dado tratarem-se todas de endemismos Ibéricos; manter a variabilidade intra-anual característica do rio; nos meses de Verão e nos casos em que o caudal escolhido era superior ao caudal escoado manter o valor do caudal em regime natural; privilegiar os meses da desova (i.e. os meses de Abril e Maio); nas épocas críticas (Primavera e Verão) favorecer os estágios de vida mais jovens (i.e. juvenis).

No caso de não existirem pequenos aproveitamentos hidroelétricos na ribeira do Alvito o regime de caudais ecológicos calculados para o rio Ocreza beneficia do regime natural proveniente da ribeira do Alvito, ao qual corresponde um caudal modular de $2.6 \text{ m}^3/\text{s}$. Desta

forma, o valor do caudal ecológico no troço OCPR representa 33% do caudal modular deste troço. Apesar do regime de escoamento ser afetado pela construção deste empreendimento verifica-se um ajuste nos valores das variáveis de habitat para o troço de validação (i.e. OCPR) na ordem dos 0.86 ($R^2 > 0.75$). A variação intra-anual foi mantida ao longo do ano para o regime de caudais ecológicos, respeitando desta forma a integridade biológica do ecossistema. Apesar de apresentar valores mais baixos de SPU na época da Primavera, foi tido em consideração que esta é uma época pertinente na manutenção dos ativos populacionais. Desta forma, procurou beneficiar-se os meses de Abril e Maio com valores de caudal relativamente superiores.

No caso do cenário B o regime de caudais ecológicos foi calculado tendo em conta as mesmas premissas. O regime de caudais ecológicos na ribeira do Alvito representa cerca de 9% do caudal modular neste troço. Importa referir que este regime foi definido para o troço AVTO uma vez que a localização dos pequenos aproveitamentos hidroelétricos ainda é desconhecido. Com a implementação de um regime de caudais ecológicos em ambos os rios, Ocreza e Alvito, verifica-se uma redução drástica do caudal escoado a jusante (ver Figura 53). Em termos de habitat, o ajuste obtido no troço de validação (OCPR) entre os valores de SPU para o regime natural e regime modificado é de 0.70 ($R^2 < 0.75$). O valor do caudal modular deste cenário é $1.7 \text{ m}^3/\text{s}$ que representa apenas 14% do caudal modular em regime natural no troço OCPR.

De forma a privilegiar o habitat das espécies em estudo, no caso do cenário B, deverá proceder-se a um ajuste dos valores de caudal ecológico no rio Ocreza e na ribeira do Alvito por forma a atingir um caudal modular de $2.2 \text{ m}^3/\text{s}$ no troço OCPR. Este valor de caudal foi escolhido de modo a se obter um ajuste nos valores de SPU acima dos 0.75 (R^2) (ver Figura 72). O acréscimo de caudal será de $0.50 \text{ m}^3/\text{s}$. Este valor foi distribuído equitativamente pelo empreendimento do Alvito (rio Ocreza) e pelos pequenos aproveitamentos hidroelétricos da ribeira do Alvito, mantendo a variabilidade intra-anual do regime de caudais ecológicos. Nos meses de Verão (Agosto e Setembro) e no caso da ribeira do Alvito, não se procedeu a nenhum acréscimo de caudal por este originar um valor de caudal superior ao caudal médio mensal em regime natural.

Apresenta-se na Tabela 27 os valores de caudal ecológico tendo em conta o cenário B para o rio Ocreza e ribeira do Alvito.

Tabela 27. Caudal ecológico (m³/s) no rio Ocreza (QE_{OCREZA}) e na ribeira do Alvito (QE_{ALVITO}) para o cenário B.

Regime	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Qmod
QE _{OCREZA}	0.63	0.90	1.61	1.55	1.14	1.00	0.95	0.66	0.23	0.07	0.05	0.06	0.74
QE _{ALVITO}	0.28	0.68	1.22	1.17	0.86	0.57	0.44	0.30	0.11	0.07	0.02	0.05	0.48

Estes novos regimes de caudais ecológicos representam 8 e 19% do caudal modular afluente ao troço OCBA e AVTO, respetivamente.

Na Figura 72 apresenta-se o ajuste dos valores de SPU mês a mês, considerando o regime natural e o novo cenário B para cada estágio de vida e respetiva espécie.

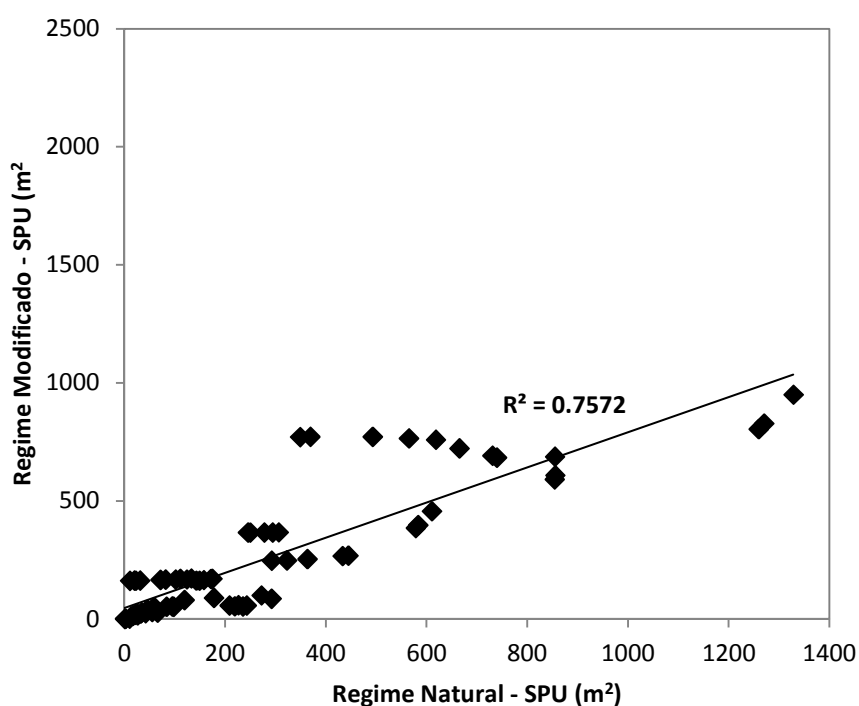


Figura 72. Dispersão dos valores de SPU médios mensais considerando o regime natural e o novo cenário B (QE_{OCREZA}+ QE_{ALVITO}) para o troço OCPR. R² = 0.76.

Os novos valores de caudal ecológico traduzem-se em melhorias no ajuste dos valores de SPU para o troço OCPR (R²=0.76).

6.6.1 Anos Secos

Para os anos médios, o regime de caudais proposto é o estabelecido no capítulo 6.4.2 - Tabela 19 (Cenário A) e no capítulo 6.4.3 - Tabela 25 (cenário B).

Para os anos secos, o regime proposto para anos médios é corrigido por um fator de proporcionalidade entre o escoamento anual em ano seco e o escoamento anual em ano médio. Sendo essa redução de caudal correspondente à razão entre o escoamento anual em ano seco, com a probabilidade de não excedência de 20% e o escoamento anual em ano médio. De acordo com o estudo hidrológico o ano correspondente a 20% de não excedência é o ano hidrológico de 88/89, para o qual se obtém um caudal modular de 3.24 m³/s. Uma vez que o caudal modular, tendo em conta a série de caudais de 1984/85 a 2010/11, é equivalente a 8.7 m³/s, o caudal modular em ano seco corresponde a uma redução de 37%.

Na Tabela 28 apresenta-se o regime de caudais ecológicos a implementar no rio Ocreza (QE_{OCREZA}) e na ribeira do Alvito (QE_{ALVITO}) em anos secos.

Tabela 28. Caudal ecológico (m³/s) no rio Ocreza (QE_{OCREZA}) e na ribeira do Alvito (QE_{ALVITO}) para anos secos.

Regime	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set
Cenário A												
QE _{OCREZA}	0.17	0.20	0.37	0.35	0.26	0.26	0.27	0.19	0.06	0.02	0.01	0.01
Cenário B												
QE _{OCREZA}	0.23	0.33	0.60	0.57	0.42	0.37	0.35	0.25	0.08	0.02	0.02	0.02
QE _{ALVITO}	0.11	0.25	0.45	0.43	0.32	0.21	0.16	0.11	0.04	0.03	0.01	0.02

7 MODELAÇÃO DINÂMICA DO MOSAICO RIPÁRIO

7.1 Considerações prévias

A modelação dinâmica do mosaico ripário tem como objetivo a determinação das necessidades ripárias referentes ao regime de caudais mínimos necessários para manter as suas comunidades viáveis e sustentáveis a médio e longo prazo, particularmente, impedindo a invasão do canal pela vegetação e o desequilíbrio da sucessão ecológica do ecossistema ripário.

Para a modelação da vegetação é necessário realizar primeiramente uma campanha de amostragem para caracterização do mosaico ripário de referência nos locais de estudo, de forma a permitir a calibração do modelo de vegetação e posterior análise e validação dos resultados. A informação recolhida nesta amostragem permite registar a globalidade de tipos de vegetação existentes nos troços, de modo a descortinar os diferentes estágios sucessionais presentes e permitindo assim reconstruir a linha de sucessão ecológica deste elemento biológico na bacia em questão. A amostragem de campo foi efetuada através de três atividades complementares, nomeadamente, o mapeamento por georreferenciação dos polígonos de vegetação homogénea, a avaliação das características populacionais e habitacionais dos polígonos, e a recolha de amostras dendrométricas para datação dos polígonos de vegetação.

Posteriormente, utilizou-se o modelo CASiMiR Vegetation (Benjankar et al., 2011) para modelar o comportamento da vegetação face aos diferentes regimes de caudais impostos, de modo de determinar qual o mais adequado para cada um dos troços.

Nos subcapítulos seguintes descrevem-se os trabalhos efetuados neste âmbito, desde os trabalhos de amostragem até à proposta de regime de caudais.

7.2 Levantamento topográfico e amostragem de campo

7.2.1 Levantamento topográfico

O levantamento topográfico para a modelação da vegetação foi realizado de acordo com a metodologia apresentada no capítulo 6.1, desta feita abrangendo toda a área do troço que se estimou inundada por uma cheia com período de retorno de 100 anos. No levantamento topográfico da zona de inundação teve-se a atenção de representar qualquer variação de

topografia superior a 20 cm de cota, modificação esta que se considerou ser capaz de influenciar o habitat característico dos diferentes núcleos de vegetação existentes.

Para além do protocolado no referido capítulo, a malha triangular de pontos de cota criada, foi transformada num modelo digital de terreno em formato *raster*, para posterior utilização na análise de dados de vegetação e como *input* no modelo de vegetação ripária (Figura 73).

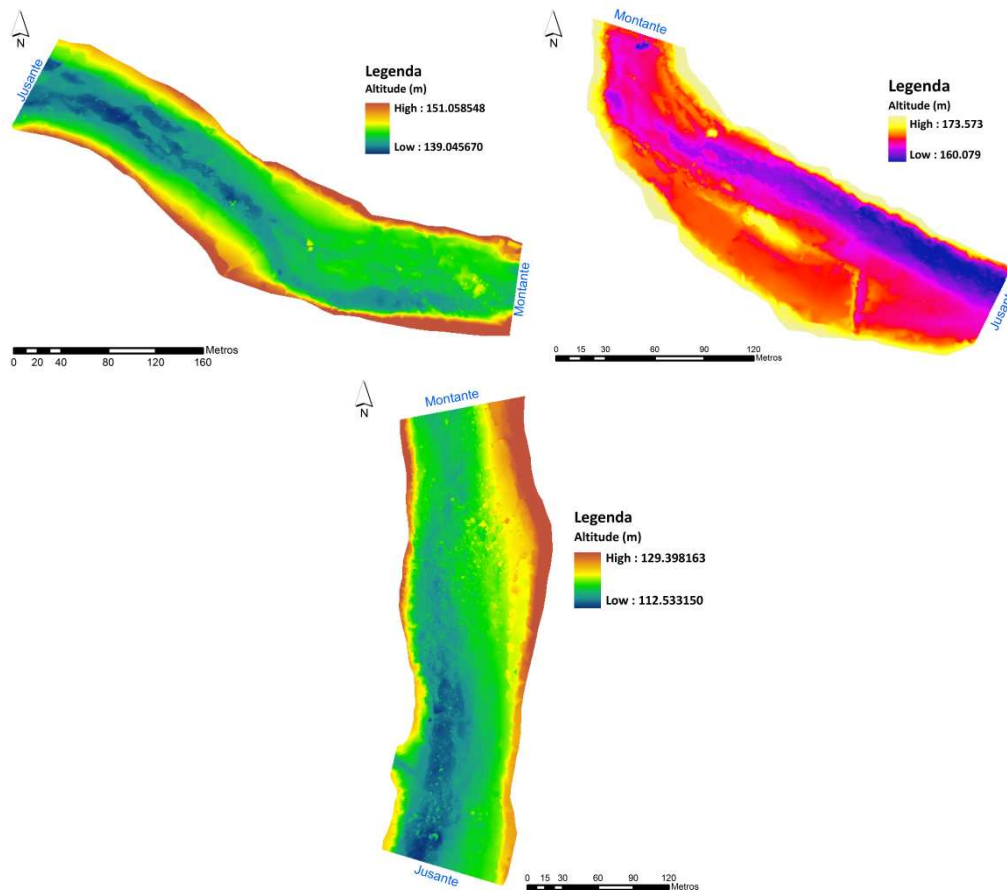


Figura 73. Modelos digitais de terreno em formato raster dos troços estudados (no sentido horário: OCBA, AVTO e OCPR)

7.2.2 Mapeamento dos polígonos de vegetação homogénea

O mapeamento dos polígonos de vegetação homogénea foi realizado com recurso a um equipamento de GPS (*Global Positioning System*), de marca *Ashtech™*, com precisão submétrica. O procedimento adotado foi fazer percorrer o equipamento de GPS ao longo de todo o perímetro de cada polígono de vegetação, de forma a georreferenciar não só a sua localização, mas também a sua forma. A identificação dos diferentes tipos de vegetação ripária

foi realizada com base no conhecimento especializado da equipa, e após uma análise geral e cuidada da vegetação, levada a cabo previamente em cada local de estudo (Figura 74).



Figura 74. Georreferenciação dos polígonos de vegetação homogéneos (a tracejado amarelo um exemplo do percurso visível a percorrer na georreferenciação de um polígono).

Os polígonos de vegetação foram inicialmente classificados por tipo de vegetação, nomeadamente, *herbáceas*, *mato pioneiro*, *salgueiral*, *tamujal*, *amial*, *mato transição*, *freixial* e *terrestre*, tendo ainda sido consideradas situações intermédias em polígonos onde não havia uma espécie claramente predominantemente. Foram também consideradas as classes de *solo nu* e *rocha* para polígonos sem vegetação significativa.

Nos locais de estudo OCBA, AVTO e OCPR foram georreferenciados respetivamente 58, 36 e 40 polígonos de vegetação homogénea, que se apresentam na Figura 75.

Verifica-se desde logo uma relação próxima entre as características morfométricas dos polígonos de vegetação e a perturbação fluvial, em que os polígonos mais próximos do talvegue do rio (sujeitos a maior perturbação) apresentam áreas menores e de contorno mais irregular. Na generalidade, os polígonos de vegetação ripária mostram uma forma linearizada acompanhando o curso do rio, sendo a sua largura determinada também em grande parte pelo declive das margens onde se encontram.

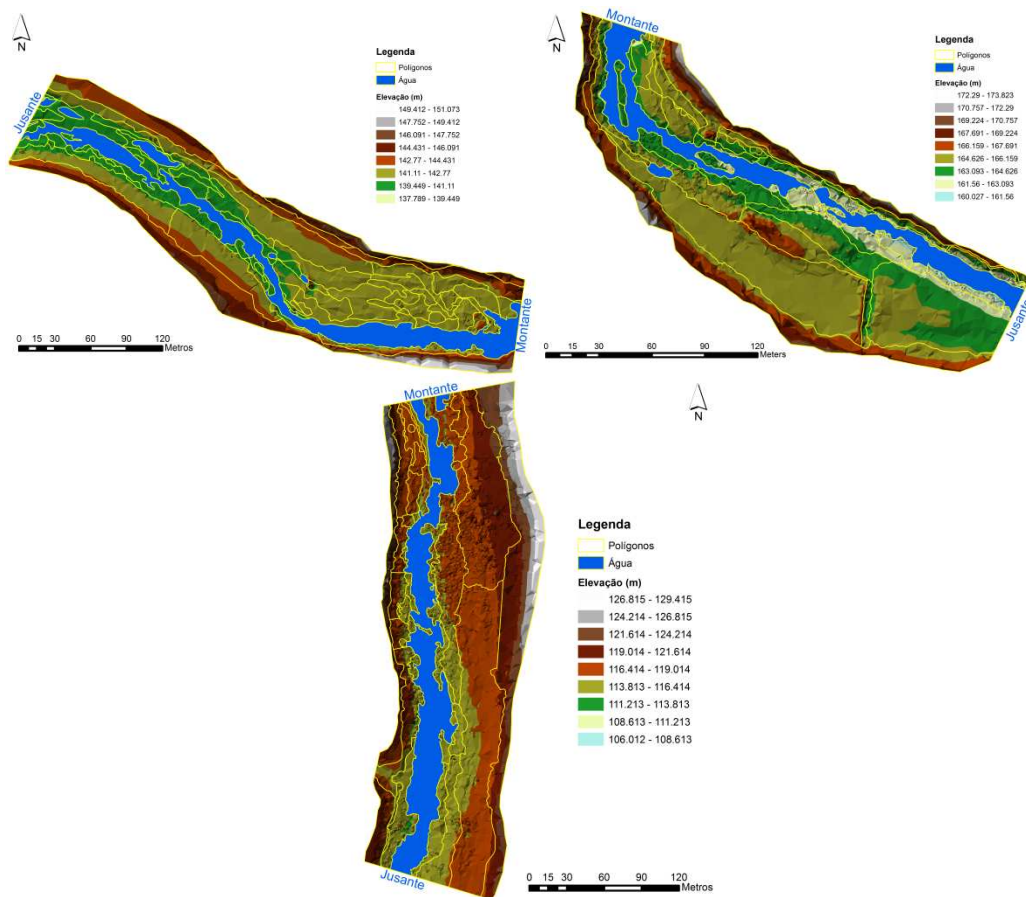


Figura 75. Polígonos georreferenciados nos locais de estudo amostrados, nomeadamente, (no sentido horário) nos troços OCBA, AVTO e OCPR.

Na Figura 76 encontram-se representados os mosaicos ripários de referência, por tipologia de vegetação homogénea, nos troços estudados. Aqui observa-se uma relação entre o tipo de vegetação e a proximidade ao talvegue do rio, revelando a existência de um gradiente de resistência ao *stress* hídrico em que espécies com maior resistência se localizam nas áreas mais altas e afastadas do curso de água.

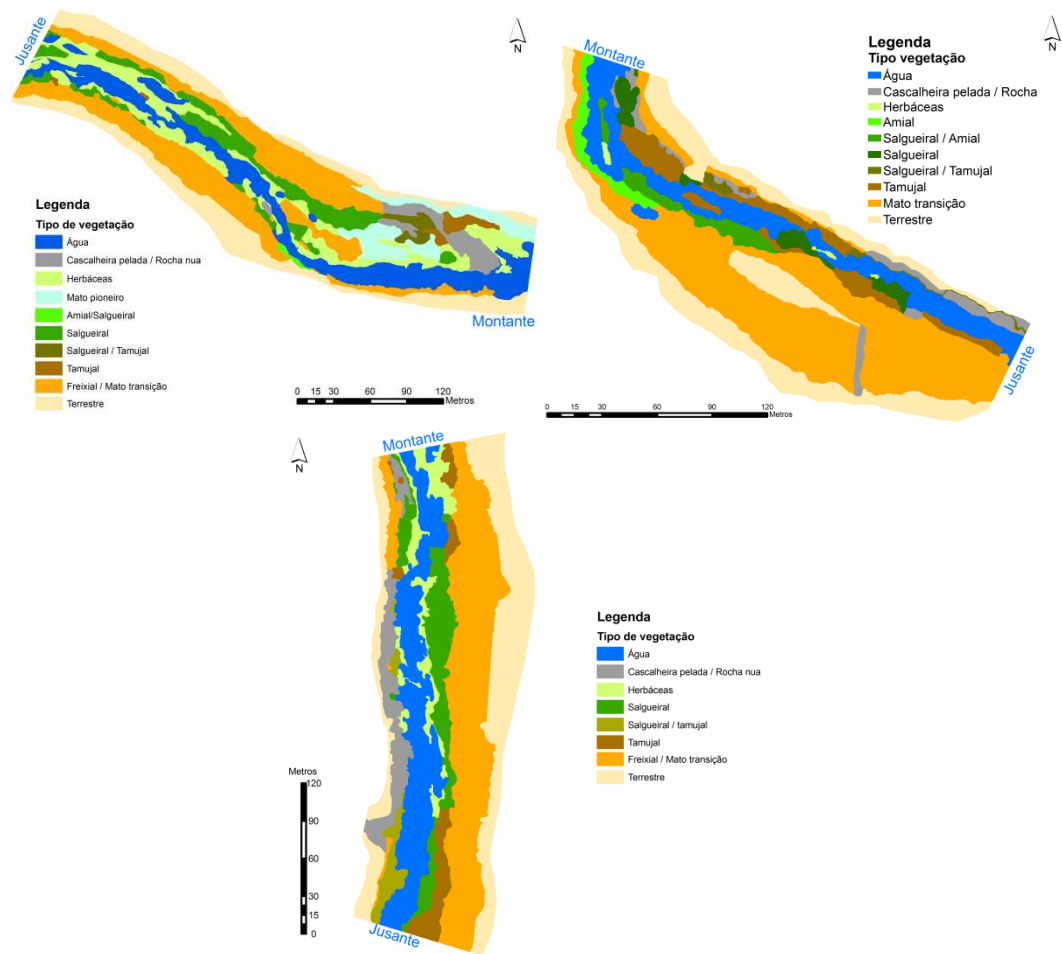


Figura 76. Mosaico ripário de referência dos locais de estudo amostrados por tipologia de vegetação homogénea, nomeadamente, (no sentido horário) nos troços OCBA, AVTO e OCPR.

7.2.3 Recolha de amostras para datação dos polígonos de vegetação

Em diferentes polígonos espalhados pelos locais de estudo, e representativos dos diferentes tipos de vegetação homogénea existentes nestes, foram colhidas amostras dendrométricas para a datação dos próprios polígonos e construção de curvas de crescimento. Nos polígonos amostrados, as amostras foram retiradas nos dois ou três indivíduos mais desenvolvidos do tipo de vegetação representativa. Foram realizadas verrumadas nos indivíduos com *diâmetro à altura do peito* (dap) superior a 5 cm e retirados discos do caule no caso contrário. Nos polígonos onde não foram realizadas verrumadas ou cortes de vegetação, foram medidos os *daps* dos dois ou três indivíduos mais velhos para posterior estimativa da idade desse polígono (Figura 77).

Nos três locais de estudo foram retiradas 157 verrumadas e 88 discos, os quais foram posteriormente analisados dendrocronologicamente em laboratório. Os dados obtidos nestas

análises permitiram a datação dos polígonos de vegetação homogênea nos três locais de estudo, tal como se pode observar na Figura 78.



Figura 77. Recolha de amostras dendrométricas, nomeadamente, verrumadas (esquerda) e discos (direita).

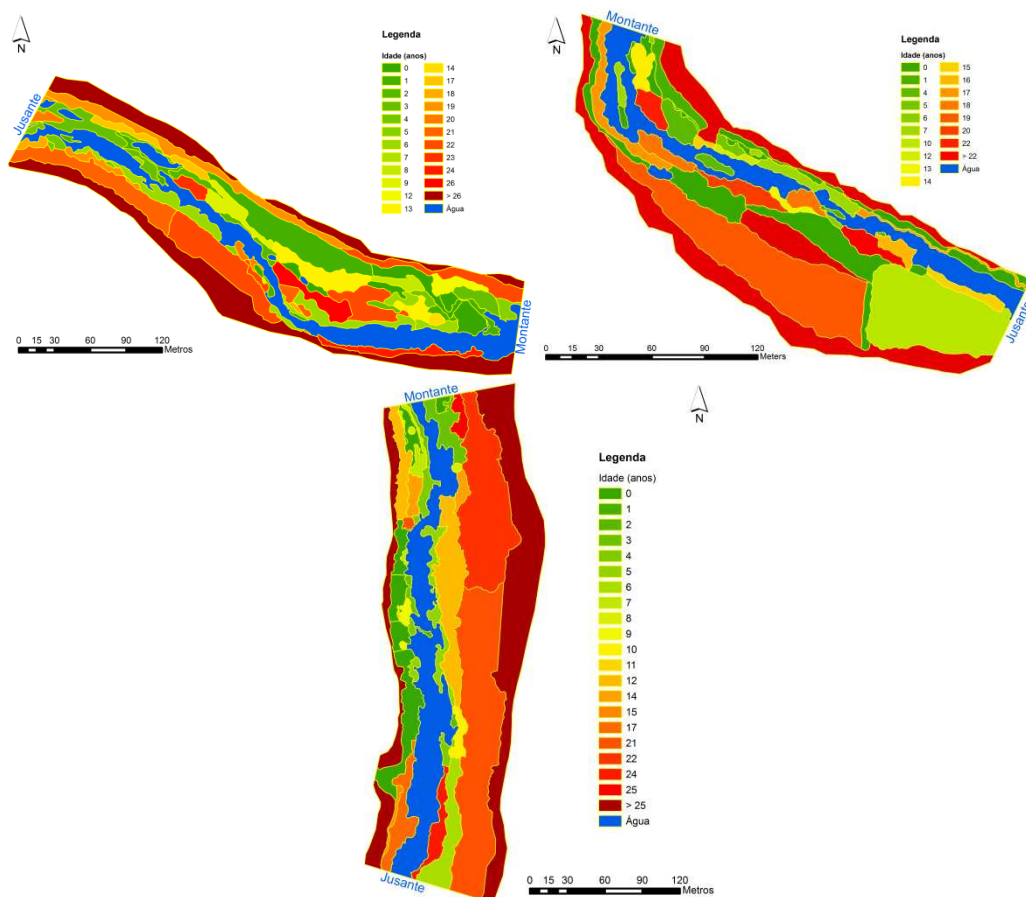


Figura 78. Idade estimada dos polígonos de vegetação georreferenciados nos locais de estudo, nomeadamente, (no sentido horário) locais OCBA, AVTO e OCPR.

7.3 Tratamento dos dados recolhidos em campo

Uma vez que o modelo de vegetação *CASiMiR Vegetation* utiliza a fase de sucessão ecológica como unidade de modelação, foi necessário transformar os tipos de vegetação inventariados nesta unidade. Para isso, os tipos de vegetação encontrados foram agrupados em unidades homogêneas de vegetação com aproximado estágio de desenvolvimento, tendo por base os critérios apresentados por Naiman et al. (2005).

As fases de sucessão consideradas foram obtidas a partir da avaliação do estágio evolutivo dos polígonos, fundamentado nas métricas de ecologia da vegetação existentes, assim como, nas idades dos polígonos. Desta forma, os polígonos de vegetação apresentados deixam de se referir a manchas de vegetação homogênea para passarem a representar estágios evolutivos da vegetação, constituindo um gradiente evolutivo na sucessão ecológica resultante da perturbação fluvial no bosque ripário.

Numa fase inicial o modelo necessita da calibração dos parâmetros de altura ao nível freático e idade referente às diferentes fases de sucessão consideradas, tendo por isso sido feita a caracterização das mesmas no que respeita a estes parâmetros. A distância ao nível freático foi obtida a partir dos valores de altimetrias dos polígonos de vegetação aos quais se subtraiu a altitude do nível freático mínimo. Considerou-se como nível freático mínimo o existente para o caudal médio no mês mais seco do ano em ano médio. A caracterização das idades das fases de sucessão foi realizada a partir da datação dos polígonos georreferenciados e transformados nesta unidade de modelação.

Após uma análise cuidada dos dados obtidos, consideraram-se existir nos locais de estudo em questão, cinco fases de sucessão, nomeadamente, fase inicial (IP), pioneira (IP), bosque jovem (ES), bosque estabelecido (EF) e bosque maduro (MF), exemplificadas na Figura 79.



Figura 79. Fases de sucessão consideradas, nomeadamente, fase inicial (A), pioneira (B), bosque jovem (C) e bosque estabelecido (D).

As fases de sucessão definidas distinguem-se por apresentar diferentes estágios de desenvolvimento sucessional podendo ser diferenciadas em termos de espécies ripárias indicadoras, áreas ocupadas, substratos e densidades de estratos. Assim, a fase inicial é composta por habitats de substrato grosseiro com a única existência de um estrato herbáceo, com maior ou menor grau de cobertura, inferior a 0.5 m e ausente de recrutamento de espécies arbóreas (Figura 79-A). A fase pioneira é caracterizada pela emergência de espécies lenhosas ripárias pioneiras nos primeiros anos de vida. São zonas de habitat favorável à instalação destas espécies, com substrato húmido e cobertura por vezes elevada de herbáceas, geralmente helófitas. Apresenta como espécies lenhosas indicadoras o salgueiro (*Salix sp.*) e o tamujo (*Flueggea tinctoria*). Em zonas de maior disponibilidade hídrica encontram-se também amieiros (*Alnus glutinosa*) (Figura 79-B). A fase de bosque jovem é composta por indivíduos bem desenvolvidos destas espécies, em estrato arbustivo com densidades elevadas. Por esta razão é também a fase de sucessão que apresenta menor ocupação de estrato herbáceo sob coberto. Mais uma vez, as espécies indicadoras desta fase de sucessão são os salgueiros, os tamujos e amieiros (Figura 79-C). A fase de bosque estabelecido é caracterizada pelo aparecimento do estrato arbóreo. A presença de substratos de textura fina é a partir daqui também uma constante. Apresenta um estrato herbáceo sob coberto com moderada

cobertura e com pequenos núcleos arbustivos. O estrato arbóreo está presente mas geralmente com baixas taxas de cobertura. A espécie indicadora desta fase de sucessão é o freixo (*Fraxinus angustifolia*) (Figura 79-D). A fase de bosque maduro apresenta normalmente um estrato arbóreo com maior altura que a fase anterior. É caracterizada pelo aparecimento de espécies terrestres, como medronheiros (*Arbutus unedo*), oliveiras (*Olea europea var. europea*), pinheiros (*Pinus sp.*) e estevas (*Cistus ladanifer*). Nesta fase encontra-se uma ocupação moderada de estrato arbustivo composto por espécies terrestres.

A sequenciação das fases de sucessão ecológica apresentadas pode ser observada no esquema de sucessão/retrogressão definido para os locais de estudo considerados e apresentado na Figura 80.

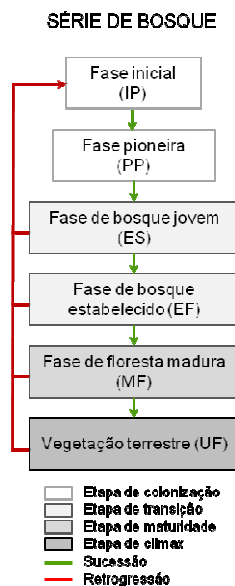


Figura 80. Esquema de sucessão/retrogressão da vegetação ripária nos locais de estudo considerados.

A caracterização das diferentes fases de sucessão existentes no local, em termos de distância ao nível freático e idades, foi possível através da análise dos dados dendrométricos recolhidos e da georreferenciação dos polígonos. Esta caracterização é apresentada para os locais de estudo OCBA, AVTO e OCPR, respetivamente na Figura 81, Figura 82 e Figura 83.

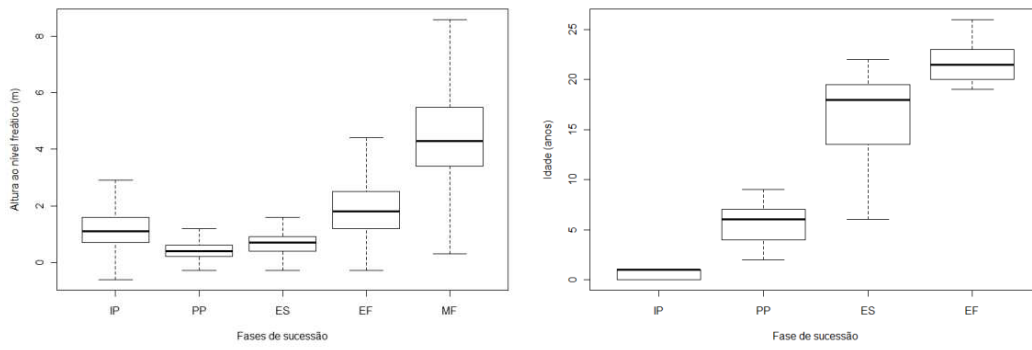


Figura 81. Caracterização das fases de sucessão relativamente à altura ao nível freático mínimo e idade, para o local de estudo OCBA.

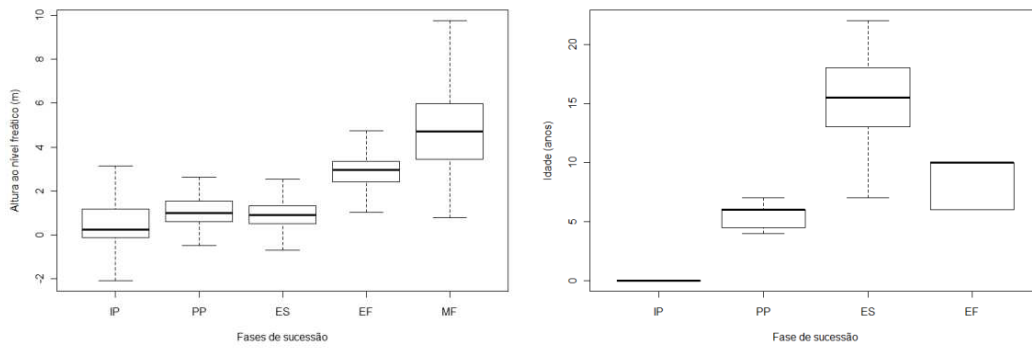


Figura 82. Caracterização das fases de sucessão relativamente à altura ao nível freático mínimo e idade, para o local de estudo AVTO.

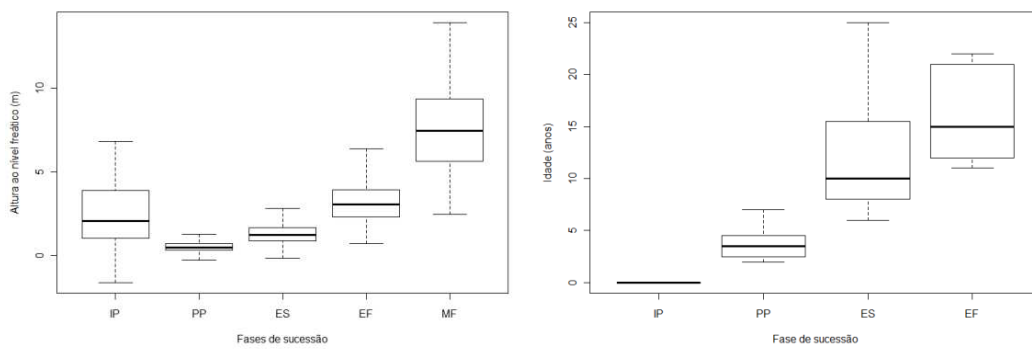


Figura 83. Caracterização das fases de sucessão relativamente à altura ao nível freático mínimo e idade, para o local de estudo OCPR.

Em todos os casos se notaram perturbações, em maior ou menor grau, na orla exterior do mosaico ripário dos locais de estudo, tendo sido encontrados vestígios de destruição da vegetação mais antiga, resultado de uma passada atividade agrícola e de fogos florestais. Esta conjuntura resultou num decréscimo etário artificial da fase de sucessão mais antiga, composta exclusivamente por espécies ripárias (EF), como se pode constatar nas figuras anteriores, pelo que o parâmetro de idade desta fase de sucessão foi corrigido com dados obtidos em estudos realizados em locais com maior naturalização da vegetação. A descrição etária das fases de sucessão pode ser encontrada mais à frente no capítulo 7.6 (Tabela 30) referente à calibração dos parâmetros do modelo CASiMiR Vegetation.

7.4 Modelação hidráulica

A modelação hidráulica das cheias nos locais de estudo foi realizada pela mesma metodologia adotada no capítulo 6.2 com as necessárias adaptações às zonas de inundação dos troços. Foram construídas as curvas de vazão nas secções de saída dos troços, pela mesma metodologia mas considerando os valores de caudal da magnitude das cheias máximas anuais ocorridas nos troços (Figura 84). Nas zonas de inundação com vegetação, consideraram-se ainda valores de rugosidade absoluta adicionais, consoante os tipos de vegetação existente, obtidos a partir de bibliografia existente (ver Boavida (2007); Wu e Mao (2007)).

7.5 Construção dos ficheiros de input para o modelo CASiMiR-vegetation

O modelo CASiMiR Vegetation necessita do carregamento de diversos ficheiros com informação relevante referente a topografia, hidrologia, hidráulica e ecologia da vegetação ripária local. Neste sentido, foram construídos os ficheiros necessários para normal utilização do programa, nomeadamente, ficheiros com informação da topografia, determinação das zonas de modelação, valores de *shear stress* (tensão de arrastamento) originados pelas inundações e alturas de nível freático nos diferentes locais de estudo.

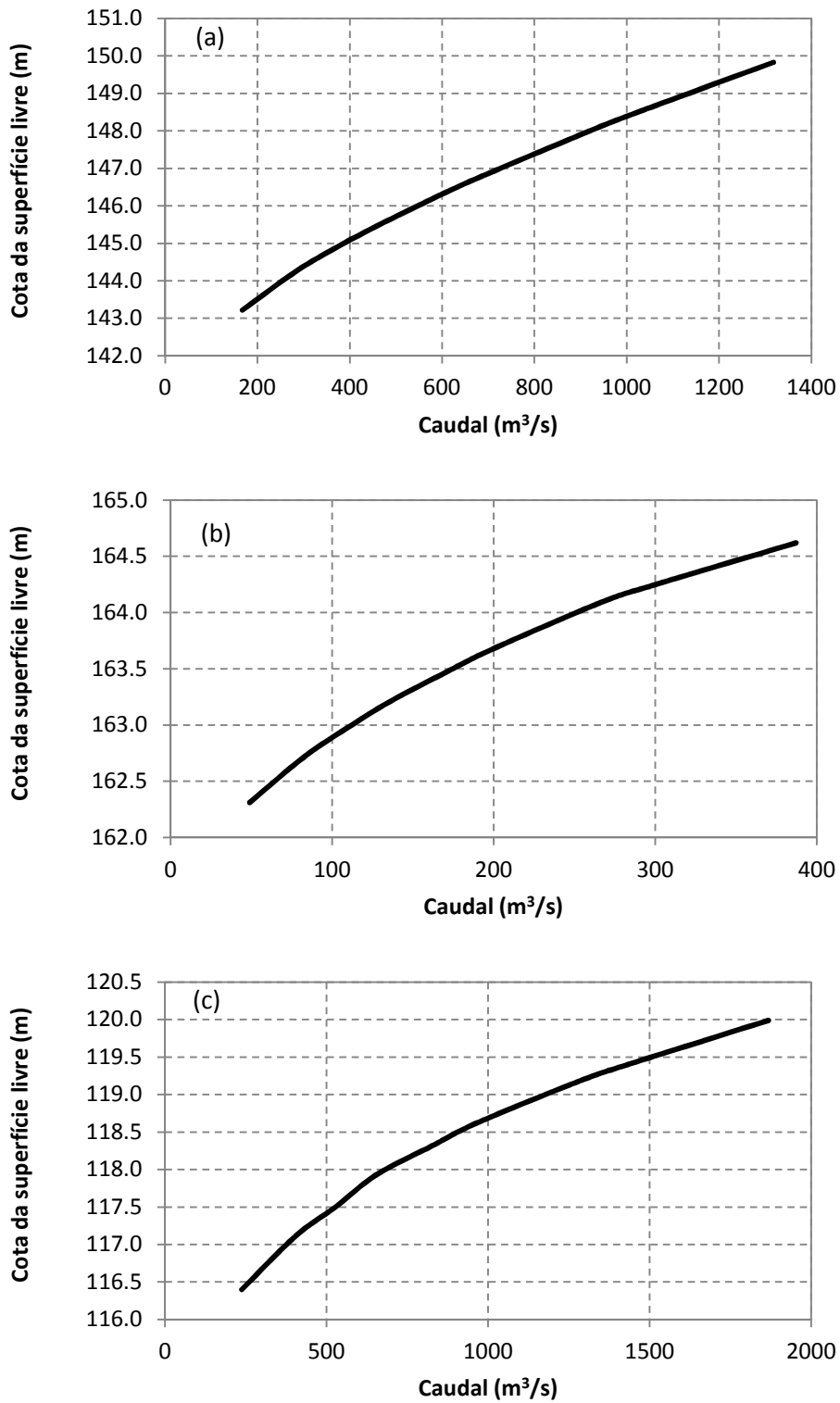


Figura 84. Curvas de vazão nas secções de saída dos troços OCBA (a), AVTO (b) e OCPR (c).

As zonas de modelação utilizadas pelo modelo de vegetação organizam-se em zona aquática, zona de talude e zona de inundação. Considerou-se como zona aquática a área do local de estudo que se encontra normalmente submersa durante todo o ano, na qual não há possibilidade de se instalar vegetação lenhosa ripária. Neste caso, considerou-se a área inundada pelo caudal médio mensal do mês mais seco do ano em ano médio. A zona de talude foi determinada pela área inundada pela cheia ordinária e a zona de inundação pela restante área do local de estudo inundada pela cheia com período de retorno de 100 anos.

Produziram-se ainda os ficheiros de *input* referentes ao nível freático e *shear stress* ocorrido, referentes às cheias a considerar nas modelações, nomeadamente cheias máximas anuais ocorridas e caudais de ponta de cheia.

Foram produzidos os ficheiros apresentados na Tabela 29, necessários para a normal utilização do modelo, nomeadamente, zonas de modelação, *shear stress* exercido pelas cheias e níveis freáticos mínimos. Na Figura 85 apresentam-se alguns exemplos dos ficheiros criados.

Tabela 29. Ficheiros criados para utilização no modelo de vegetação ripária CASiMiR Vegetation.

	OCBA	AVTO	OCPR
Topografia	ocba_topgrfy	avto_topgrfy	ocpr_topgrfy
Zonas modelação	ocba_aquatic	avto_aquat_z	ocpr_aquat_z
	ocba_bank_z	avto_bank_z	ocpr_bank_z
	ocba_flood_z	avto_flood_z	ocpr_flood_z
Nível mínimo de Verão	ocba_0_07wte	avto_0_01_wte	ocpr_0_1_wte
Shear stress	ocba_0_07_ss	avto_0_01_ss	ocpr_0_1_ss
	ocba_129_ss	avto_38_ss	ocpr_65_ss
	ocba_167_ss	avto_49_ss	ocpr_105_ss
	ocba_195_ss	avto_60_ss	ocpr_147_ss
	ocba_203_ss	avto_83_ss	ocpr_183_ss
	ocba_219_ss	avto_96_ss	ocpr_222_ss
	ocba_284_ss	avto_109_ss	ocpr_237_ss
	ocba_316_ss	avto_129_ss	ocpr_248_ss
	ocba_327_ss	avto_200_ss	ocpr_253_ss
	ocba_371_ss		ocpr_276_ss
	ocba_440_ss		ocpr_287_ss
	ocba_671_ss		ocpr_308_ss
	ocba_702_ss		ocpr_449_ss
			ocpr_464_ss
			ocpr_527_ss
			ocpr_548_ss
			ocpr_624_ss
			ocpr_631_ss
			ocpr_951_ss
			ocpr_995_ss
Duração da inundação	ocba_fkflood	avto_fkflood	ocpr_fkflood

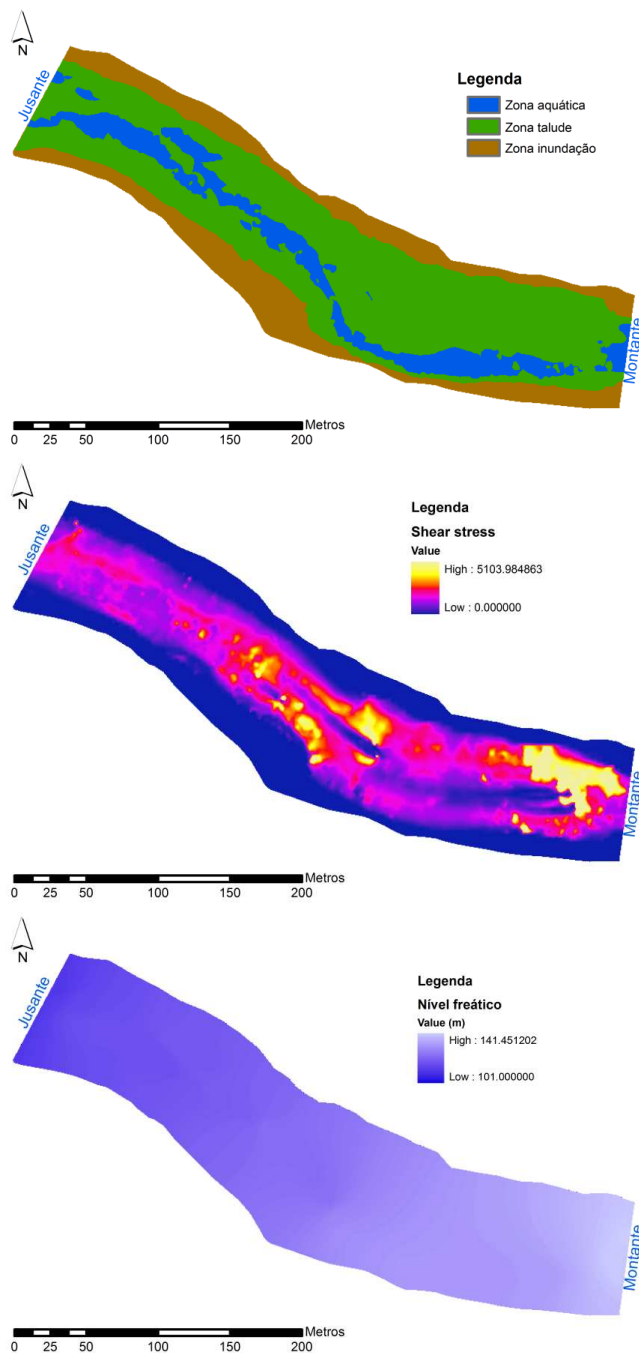


Figura 85. Exemplo de ficheiros criados e necessários para a normal utilização do modelo CASiMiR Vegetation (de cima para baixo: zonas de modelação, *shear stress* e nível freático mínimo).

7.6 Calibração do modelo CASiMiR Vegetation

A informação obtida na campanha de amostragem de vegetação ripária foi utilizada na calibração dos parâmetros de altura ao nível freático mínimo e idades das diferentes fases de sucessão consideradas. No que se refere ao parâmetro de resistência ao *shear stress*, a calibração do modelo, foi realizada por afinação do modelo, fazendo variar os valores dos

limitares de resistência da vegetação a esta perturbação até se alcançar a maior aproximação entre mapas esperado e observado. Todos os mapas produzidos pelo modelo resultaram de um período de modelação de 12 anos (2001-2012) cujo mapa esperado final coincide com o ano do mapa observado, para efeitos de comparação entre mapas esperados e observados no processo de calibração e validação do modelo. As avaliações da calibração do modelo foram realizadas através da análise do parâmetro estatístico *kappa* (Cohen, 1960), considerado adequado para esta análise (Benjankar et al., 2010).

Após análise dos resultados das amostragens e consequentes modelações de calibração do parâmetro de resistência ao *shear stress*, chegou-se à calibração final do modelo, cujos valores se apresentam na Tabela 30.

Tabela 30. Valores de calibração dos parâmetros do modelo *CASiMiR-vegetation* para os locais de estudo considerados.

Parâmetro	Fase de sucessão	Valor
Altura ao nível freático mínimo (m)	IP	< 0.2
	PP	0.2 – 0.6
	ES	0.6 – 1.05
	EF	1.05 – 3.4
	MF	> 3.4
Idade (anos)	IP	< 2
	PP	2 – 6
	ES	6 – 19
	EF	19 – 49
	MF	> 49
Resistência ao shear stress (N/m ²)	IP	30
	PP	30
	ES	50
	EF	300
	MF	300

A avaliação da precisão do modelo é realizada através da análise das matrizes de confusão geradas (Tabela 31 e Tabela 32, respetivamente para os troços OCBA e AVTO) que resultam da comparação, pixel a pixel, entre os mapas esperados pelo modelo para o ano 2012 e o mapa observado nesse ano.

Tabela 31. Matriz de confusão originada pela comparação pixel a pixel entre mapa de vegetação esperado e observado no ano de 2012, no local de estudo OCBA.

		Esperado				
		IP	PP	ES	EF	MF
Observado	IP	7745	636	385	10361	0
	PP	18779	1300	5371	1503	0
	ES	12463	92	192	1388	1
	EF	4990	335	2375	26222	2221
	MF	12	1	20	7523	24773

Tabela 32. Matriz de confusão originada pela comparação pixel a pixel entre mapa de vegetação esperado e observado no ano de 2012, no local de estudo AVTO.

		Esperado				
		IP	PP	ES	EF	MF
Observado	IP	6377	491	523	3863	636
	PP	2318	7	101	1929	0
	ES	5940	109	484	3790	175
	EF	371	65	75	26153	7398
	MF	101	78	15	5007	16705

Através da análise das matrizes de confusão, verifica-se que com a calibração adotada o modelo alcançou para o local de estudo OCBA, um valor de *kappa* ponderado quadraticamente de 0.61, revelando uma concordância entre mapas modelado e observado, classificada como boa (Altman, 1991) ou substancial (Viera e Garrett, 2005). Já no local de estudo AVTO, a mesma calibração alcançou um resultado de concordância de *kappa* ponderado quadraticamente igual a 0.66, inserindo-se na mesma categoria de concordância do local de estudo anterior. Estes resultados mostram a robustez do modelo e a sua capacidade em reproduzir o delineamento do mosaico ripário existente a partir dos principais fatores naturais de perturbação fluvial.

7.7 Modelação da vegetação

Após calibração do modelo, procedeu-se à modelação de diferentes regimes de caudais libertados, nomeadamente, regimes complexos de cheias principais e intermédias, com períodos de retorno de 2, 5 e 10 anos.

Os mapas esperados foram posteriormente comparados com os respetivos mapas de vegetação esperados para o regime hidrológico natural, sendo o desvio à condição natural analisada pelo fator *kappa* e pela Raiz do Erro Quadrático Médio (REQM). Neste caso, o primeiro fator permite analisar a diferença espacial das diferentes fases de sucessão entre os mapas esperados e observados, enquanto a REQM permite analisar a amplitude do erro ao longo de todo o período modelado em termos de balanço de área.

7.7.1 Troço OCBA

Das modelações de vegetação realizadas no troço OCBA resultaram os mapas de vegetação ripária esperados que se apresentam na Figura 86. Pela comparação dos mapas, verifica-se desde logo que regimes de cheias com períodos de retorno exclusivamente inferiores a 10 anos são incapazes de impedir a invasão do canal por parte da vegetação.

Para uma análise mais pormenorizada, apresenta-se na Figura 87 as avaliações realizadas aos mapas esperados com os parâmetros estatísticos *kappa* e REQM. Verifica-se assim que no troço OCBA, o regime de caudais com melhor classificação de *kappa* foi o regime de cheias com período de retorno de 10 anos intervaladas com cheias de 2 anos. Este resultado mostra que ao fim de poucos mais de uma década de regularização de caudais, este é o regime que define o mosaico ripário mais próximo da referência. Da mesma forma, este foi também o regime que originou a menor REQM, significando que ao longo dos 12 anos modelados, foi o regime que anualmente provocou menor diferença das áreas das fases de sucessão esperadas pelos caudais naturais.

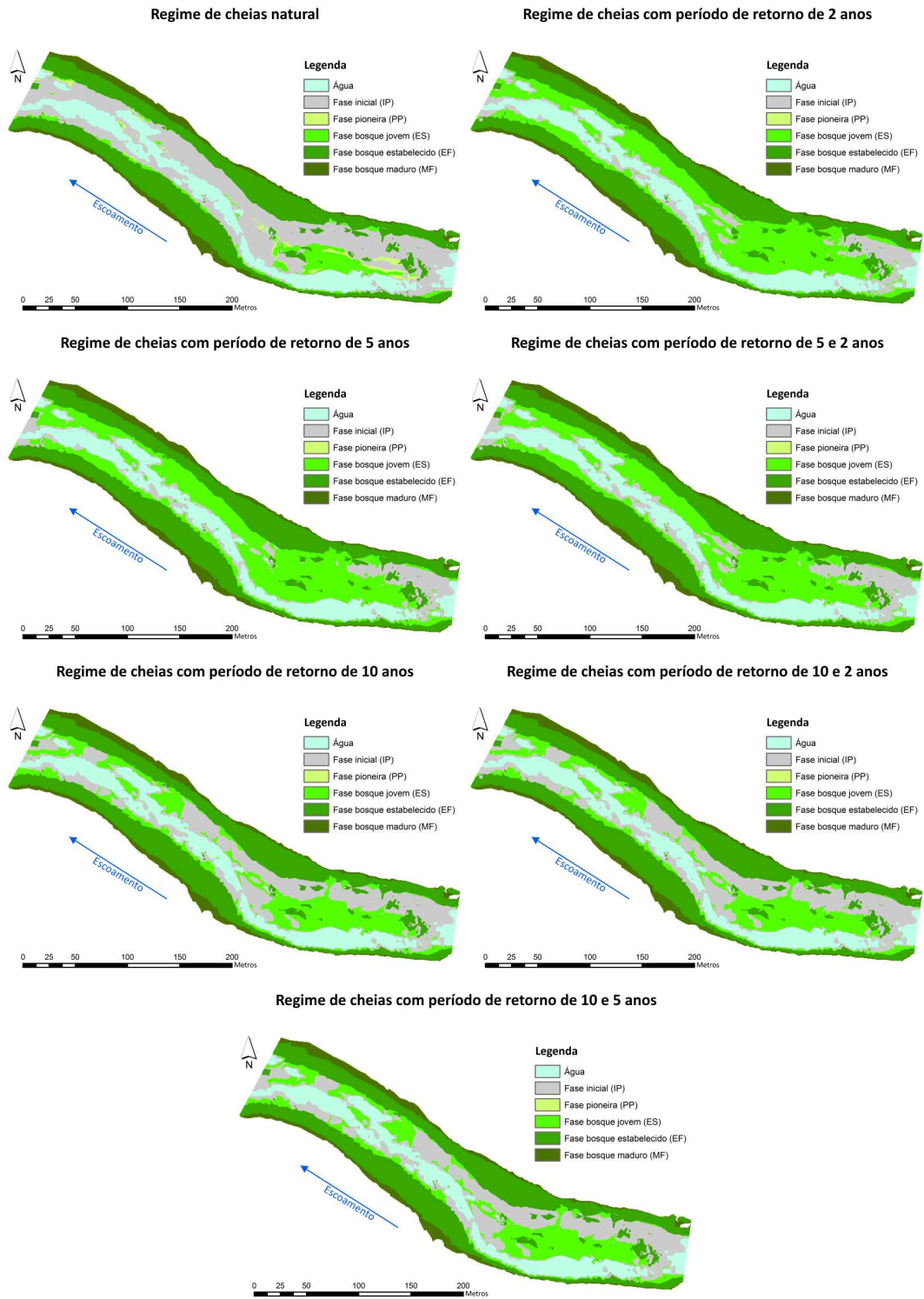


Figura 86. Mapas de vegetação esperados para o local de estudo OCBA segundo os regimes de cheias considerados.

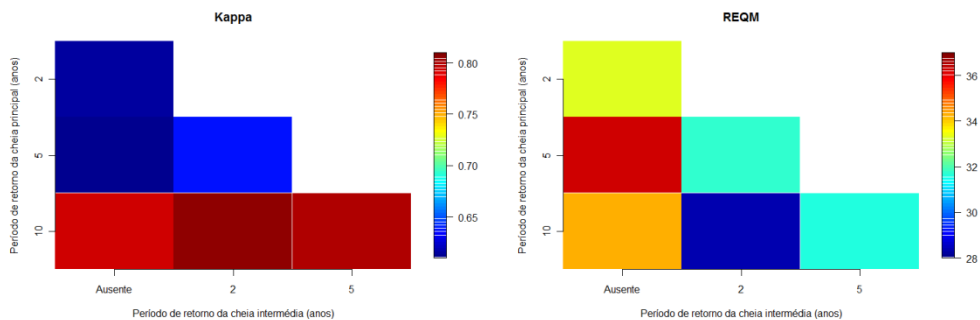


Figura 87. Resultados da análise dos diversos regimes de caudais na vegetação no local de estudo OCBA.

Considerando o balanço de área das diferentes fases de sucessão dos mapas esperados para o regime de cheiras natural e de barragem com períodos de retorno de 10 e 2 anos no local de estudo OCBA, verifica-se que ao fim de pouco mais de uma década, nenhuma das fases de sucessão considerada sofre uma variação de área superior a aproximadamente 13%, o que representa na pior situação uma variação percentual anual próxima da unidade (Figura 88).

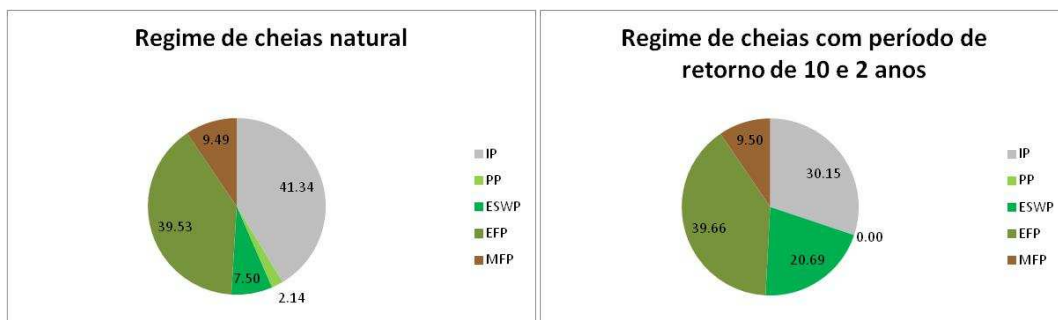


Figura 88. Balanço de área (% da área total) das diferentes fases de sucessão no local de estudo OCBA para os regimes de cheias considerados.

7.7.2 Troço AVTO

Os resultados da modelações efetuadas no troço AVTO apresentam-se na Figura 89. Neste caso a observação direta dos efeitos relativos das cheias com determinado período de retorno torna-se mais difícil devido ao maior encaixamento do vale que define maiores declives de talude e habitats mais linearizados.

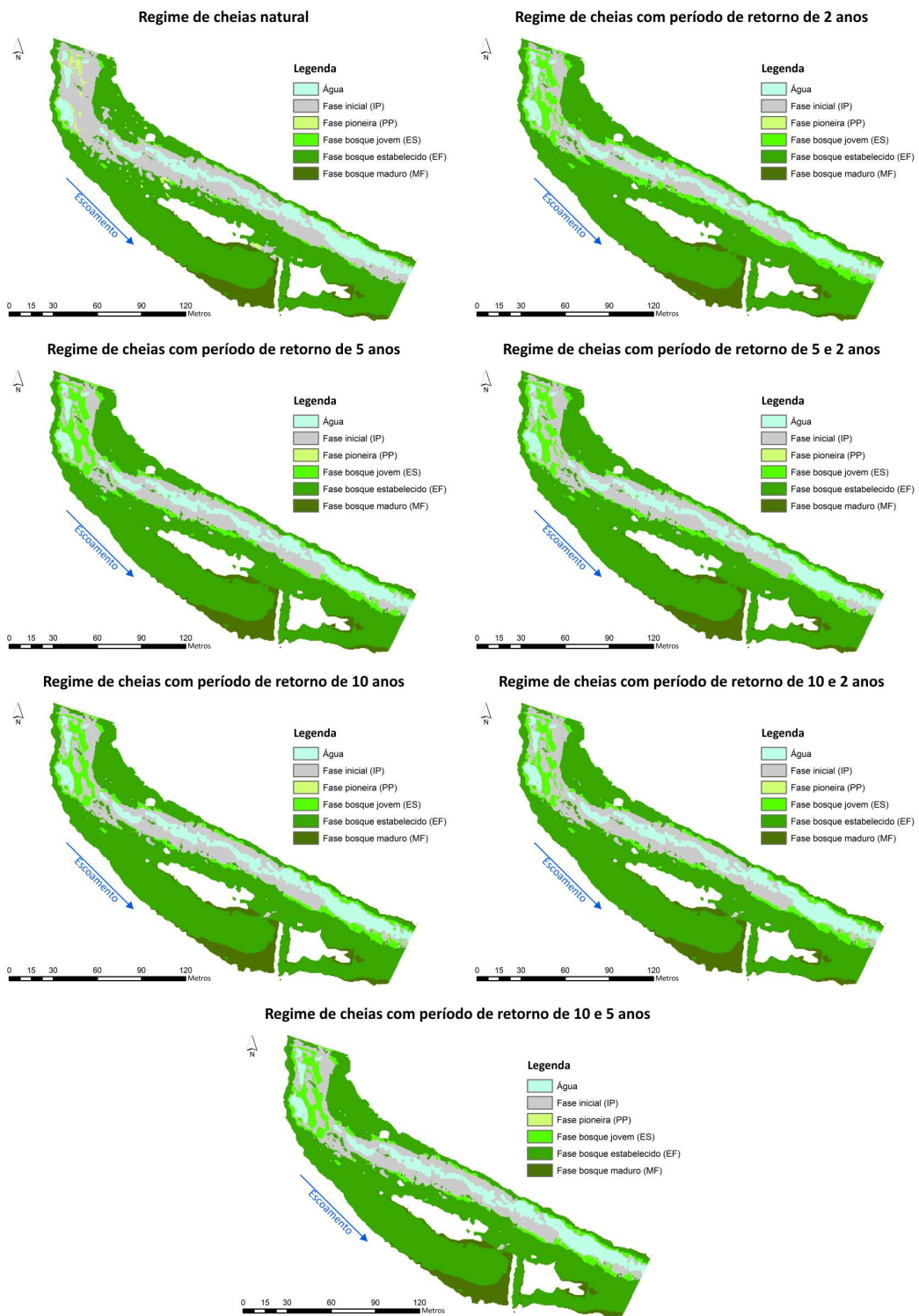


Figura 89. Mapas de vegetação esperados para o local de estudo AVTO segundo os regimes de cheias considerados.

Na Figura 90 apresenta-se a compilação das avaliações realizadas aos mapas esperados com os parâmetros estatísticos *kappa* e REQM para este local de estudo. Mais uma vez, o regime de caudais que obteve maior valor de *kappa* foi o de cheias com período de retorno de 10 anos intervaladas com cheias de 2 anos, revelando que também aqui, este é o regime que define um mosaico ripário mais próximo da referência. A análise da REQM corrobora este resultado, encontrando-se este regime entre dois melhores classificados por este parâmetro.

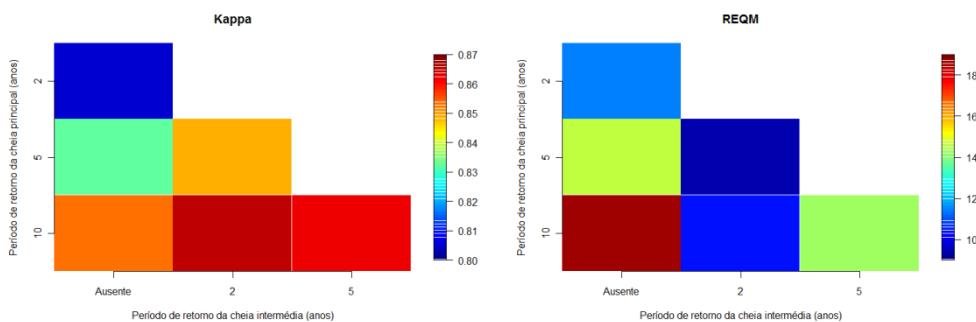


Figura 90. Resultados da análise dos diversos regimes de caudais na vegetação no local de estudo AVTO.

Considerando o balanço de área dos mapas esperados para o regime de cheias natural e o de barragem com cheias de período de retorno de 10 e 2 anos, verifica-se que nenhuma das fases de sucessão sofre, ao fim de 12 anos, alterações em área superiores a aproximadamente 6% do mosaico ripário total, equivalendo a uma variação em área de 0.5% ao ano nos piores casos (Figura 91).

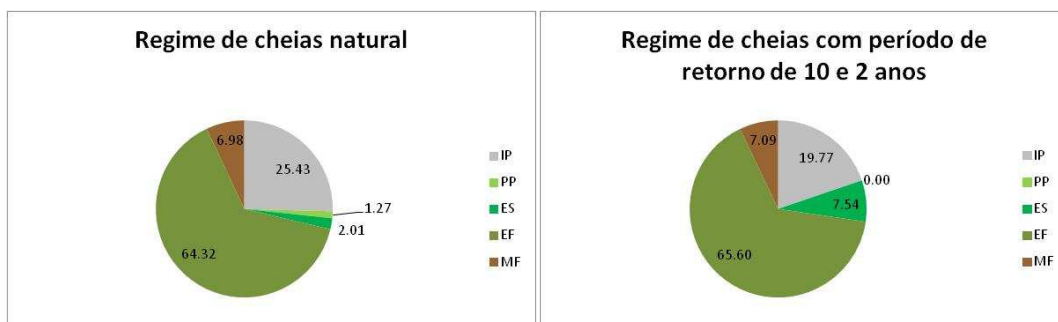


Figura 91. Balanço de área (% da área total) das diferentes fases de sucessão no local de estudo AVTO para os regimes de cheias considerados.

7.8 Definição do regime de caudais ecológicos

7.8.1 Considerações prévias

Verifica-se que para ambos os locais de estudo considerados, o regime de caudais de barragem composto por cheias com período de retorno de 10 anos intervaladas com cheias de 2 anos, produz a menor perturbação na variabilidade espaciotemporal dos mosaicos ripários de entre os regimes estudados, considerando-se por isso o mais adequado, no que respeita à vegetação ripária, nos locais de estudo OCBA e AVTO.

Apesar de em todos os locais de estudo, os caudais regularizados acarretarem algum aumento da vegetação e conseqüente diminuição da fase inicial, considera-se o resultado aceitável, uma vez que para tão baixa percentagem de alteração não se consegue distinguir se a diferença se deve à reação da vegetação ou dos erros associados às modelações realizadas.

No que respeita à vegetação ripária, os regimes de cheias propostos para ambos os troços acarretam descargas de caudais máximos de 372 m³/s em OCBA e 109 m³/s em AVTO, para a cheia com período de retorno de 10 anos, e 167 m³/s em OCBA e 49 m³/s em AVTO, para a cheia com período de retorno de 2 anos.

A programação das cheias nos troços em questão para o horizonte temporal de 10 anos encontra-se na Figura 92.

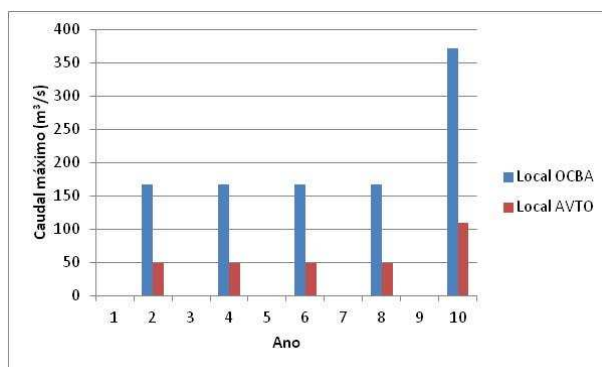


Figura 92. Calendarização das cheias de caudal ecológico com base nos requisitos de vegetação ripária, nos locais de estudo OCBA e AVTO.

Propõe-se que as cheias sejam realizadas de forma controlada, seguindo um hidrograma de cheia em função do tempo de concentração das bacias a montante dos locais considerados, para num evento de precipitação unitária (Figura 93 e Figura 94). Da mesma forma, as cheias preconizadas deverão ser libertadas nos meses de maior caudal, nomeadamente, Dezembro

ou Janeiro, de preferência em dias de ocorrência de precipitação, de forma a potenciar o efeito das cheias com o contributo do escoamento da bacia a jusante dos empreendimentos.

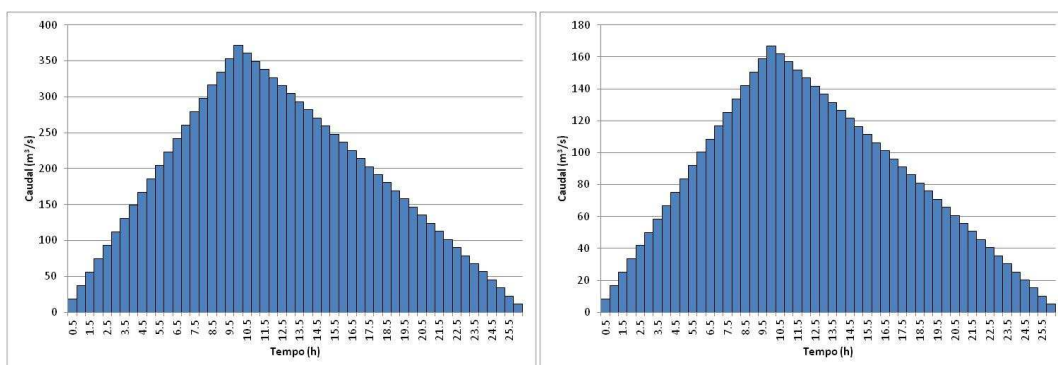


Figura 93. Hidrogramas de cheia criados para mimetização das cheias com período de retorno de 10 anos (esquerda) e 2 anos (direita), no local de estudo OCBA.

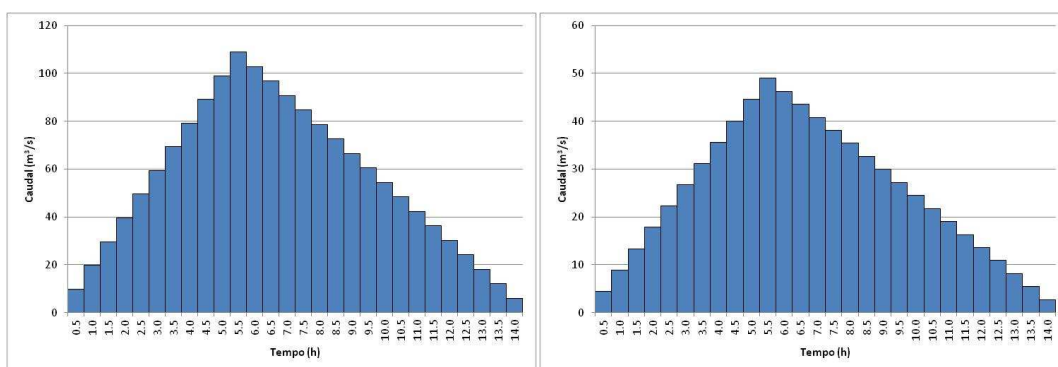


Figura 94. Hidrogramas de cheia criados para mimetização das cheias com período de retorno de 10 anos (esquerda) e 2 anos (direita), no local de estudo AVTO.

7.8.2 Cenário A – QE_{OCREZA} e regime natural na ribeira de Alvito

No cenário considerado, para a descarga das cheias preconizadas propõe-se a libertação controlada de caudais conforme a programação apresentada na Tabela 33.

Tabela 33. Caudais (m^3/s) a libertar pelo aproveitamento hidroelétrico do Alvito para criação das cheias preconizadas.

Tempo (horas)	OCBA	
	Período de retorno de 10 anos ($372 m^3/s$)	Período de retorno de 2 anos ($167 m^3/s$)
0.0	0	0
0.5	19	8
1.0	37	17

1.5	56	25
2.0	74	33
2.5	93	42
3.0	112	50
3.5	130	58
4.0	149	67
4.5	167	75
5.0	186	84
5.5	205	92
6.0	223	100
6.5	242	109
7.0	260	117
7.5	279	125
8.0	298	134
8.5	316	142
9.0	335	150
9.5	353	159
10.0	372	167
10.5	361	162
11.0	349	157
11.5	338	152
12.0	327	147
12.5	316	142
13.0	304	137
13.5	293	132
14.0	282	127
14.5	271	121
15.0	259	116
15.5	248	111
16.0	237	106
16.5	225	101
17.0	214	96
17.5	203	91
18.0	192	86
18.5	180	81
19.0	169	76
19.5	158	71
20.0	147	66
20.5	135	61
21.0	124	56
21.5	113	51
22.0	101	46
22.5	90	40
23.0	79	35
23.5	68	30
24.0	56	25
24.5	45	20
25.0	34	15
25.5	23	10
26.0	11	5
26.5	0	0

Considerando a calendarização proposta na Figura 92 e os caudais a libertar na Tabela 33, tal regime representa um volume anual de 4.96hm³, figurando 1.81% do caudal integral médio anual afluyente a este troço.

7.8.3 Cenário B – QE_{OCREZA} e QE_{ALVITO}

Neste cenário, a libertação de caudais em ambos os aproveitamentos deverá ser concertada de modo a fazer coincidir os picos de cheia, segundo a programação que se apresenta na Tabela 34.

Tabela 34. Caudais (m^3/s) a descarregar em ambos os locais de estudo para a criação das cheias preconizadas.

Tempo (horas)	OCBA		AVTO	
	Período de retorno de 10 anos ($372 m^3/s$)	Período de retorno de 2 anos ($167 m^3/s$)	Período de retorno de 10 anos ($109 m^3/s$)	Período de retorno de 2 anos ($49 m^3/s$)
0.0	0	0	0	0
0.5	19	8	0	0
1.0	37	17	0	0
1.5	56	25	0	0
2.0	74	33	0	0
2.5	93	42	0	0
3.0	112	50	0	0
3.5	130	58	0	0
4.0	149	67	0	0
4.5	167	75	0	0
5.0	186	84	10	4
5.5	205	92	20	9
6.0	223	100	30	13
6.5	242	109	40	18
7.0	260	117	50	22
7.5	279	125	59	27
8.0	298	134	69	31
8.5	316	142	79	36
9.0	335	150	89	40
9.5	353	159	99	45
10.0	372	167	109	49
10.5	361	162	103	46
11.0	349	157	97	44
11.5	338	152	91	41
12.0	327	147	85	38
12.5	316	142	79	35
13.0	304	137	73	33
13.5	293	132	67	30
14.0	282	127	61	27
14.5	271	121	55	25
15.0	259	116	48	22
15.5	248	111	42	19
16.0	237	106	36	16
16.5	225	101	30	14
17.0	214	96	24	11
17.5	203	91	18	8
18.0	192	86	12	5
18.5	180	81	6	3
19.0	169	76	0	0
19.5	158	71	0	0
20.0	147	66	0	0
20.5	135	61	0	0
21.0	124	56	0	0

21.5	113	51	0	0
22.0	101	46	0	0
22.5	90	40	0	0
23.0	79	35	0	0
23.5	68	30	0	0
24.0	56	25	0	0
24.5	45	20	0	0
25.0	34	15	0	0
25.5	23	10	0	0
26.0	11	5	0	0
26.5	0	0	0	0

Mais uma vez, considerando a Figura 94 e a Tabela 34, no que respeita ao troço AVTO, tal regime traduz-se na alocação de um volume anual de 0.80 hm³, o que representa aproximadamente 1% do caudal integral médio anual afluente a este troço.

7.9 Validação dos resultados

Para validação dos resultados do modelo de vegetação nos troços estudados, procedeu-se a nova modelação num local de estudo independente (troço OCPR), considerando a calibração adotada anteriormente e para o regime de caudais proposto. Para a validação dos resultados, a modelação da vegetação ripária no troço OCPR considerou ambos os cenários de regulação previstos, nomeadamente, Cenário A – QE_{OCREZA} e regime natural na ribeira de Alvito e Cenário B – QE_{OCREZA} e QE_{ALVITO} . Os resultados foram analisados segundo a mesma metodologia adotada para os troços anteriores.

As afluências a este troço resultam da soma das afluências provenientes dos diferentes cursos de água a montante, pelo que ambos os cenários A ($QE_{OCREZA+ALVITO}$) e B ($QE_{OCREZA+QE_{ALVITO}}$) serão validados analisando os respetivos regimes de afluências neste troço.

De acordo com os cálculos hidrológicos e o regimes de caudais ecológicos propostos para a vegetação, apresenta-se na Tabela 35 os três regimes de cheia considerados para modelação no troço OCPR.

Tabela 35. Regimes de cheia (m^3/s) considerados no troço OCPR para validação dos resultados obtidos nos troços OCBA e AVTO.

Ano	Regime natural	Cenário A ($QE_{OCREZA}+ALVITO$)	Cenário B ($QE_{OCREZA}+QE_{ALVITO}$)
1	951	222	0.1
2	287	248	237
3	464	108	0.1
4	308	253	237
5	449	105	0.1
6	526	304	237
7	995	232	0.1
8	286	248	237
9	276	65	0.1
10	624	548	527
11	631	147	0.1
12	183	223	237

No que respeita à calibração do modelo, a comparação entre mapa esperado para o regime natural e o observado no local de estudo OCPR originou a matriz de confusão presente na Tabela 36, representando uma concordância de *kappa* ponderado quadraticamente igual a 0.68, valor superior mas que se encontra dentro da mesma classificação de concordância que os locais de estudo anteriores. Verifica-se assim a validação da calibração dos parâmetros do modelo de vegetação.

Tabela 36. Matriz de confusão originada pela comparação pixel a pixel entre mapa de vegetação esperado e observado no ano de 2012 no local de estudo OCPR.

		Esperado				
		IP	PP	ES	EF	MF
Observado	IP	11865	106	273	4321	2882
	PP	9106	3	26	781	0
	ES	8882	0	11	8671	1
	EF	1543	34	3	24279	14700
	MF	130	0	0	83	30305

Na Figura 95 apresentam-se os resultados das modelações da vegetação no troço OCPR, segundo o regime de cheias natural, cenário A ($QE_{OCREZA}+ALVITO$) e cenário B ($QE_{OCREZA}+QE_{ALVITO}$). A observação dos mapas esperados mostra que em ambos os casos onde existe regularização de caudais, os mosaicos de vegetação são aproximadamente idênticos à condição natural, apesar de haver lugar a uma diferença mais pronunciada no cenário B ($QE_{OCREZA}+QE_{ALVITO}$).

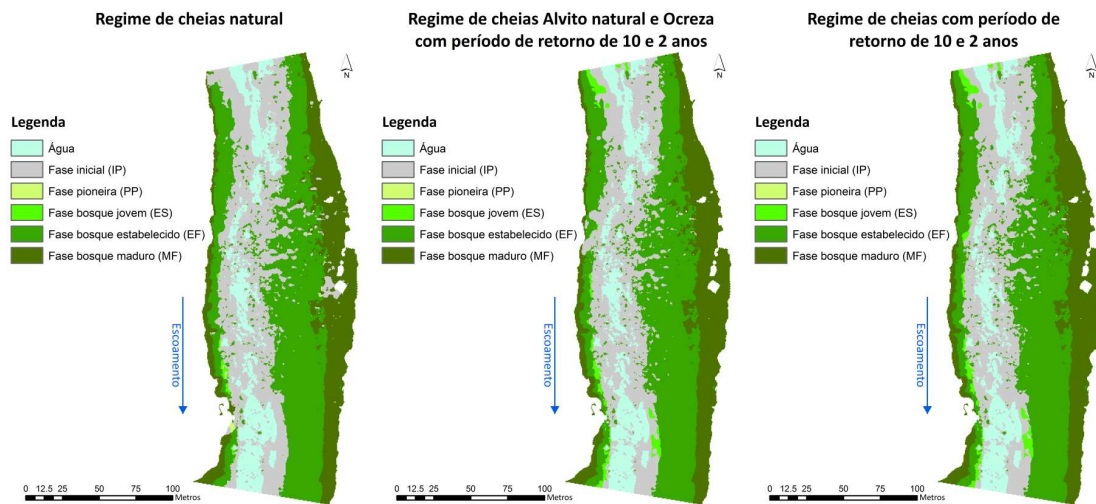


Figura 95. Mapas de vegetação esperados para o local de estudo OCPR segundo os regimes de cheias considerados, nomeadamente, (na esquerda para a direita) regime de cheias natural, cenário A ($QE_{OCREZA}+ALVITO$) e Cenário B ($QE_{OCREZA}+QE_{ALVITO}$).

Analisando a Figura 96, verifica-se que neste troço uma mudança de regime de caudais de cheias natural para caudais artificiais provoca igualmente alterações no mosaico ripário. Todavia, no cenário A ($QE_{OCREZA}+ALVITO$) verifica-se apenas uma ligeira diminuição das fases de sucessão inicial (IP) e pioneira (IP), juntamente com o aumento das restantes fases de sucessão, sendo que nenhuma sofre uma alteração de área superior a 3% da área total do local estudo. Também no cenário B ($QE_{OCREZA}+QE_{ALVITO}$), um regime artificial com cheias de período de retorno de 10 e 2 anos provoca no mosaico ripário alterações inferiores a 5% da área total em qualquer uma das fases de sucessão. Desta forma, os resultados obtidos verificam-se dentro do esperado nos troços OCBA e AVTO, validando assim as modelações realizadas para os troços em questão.

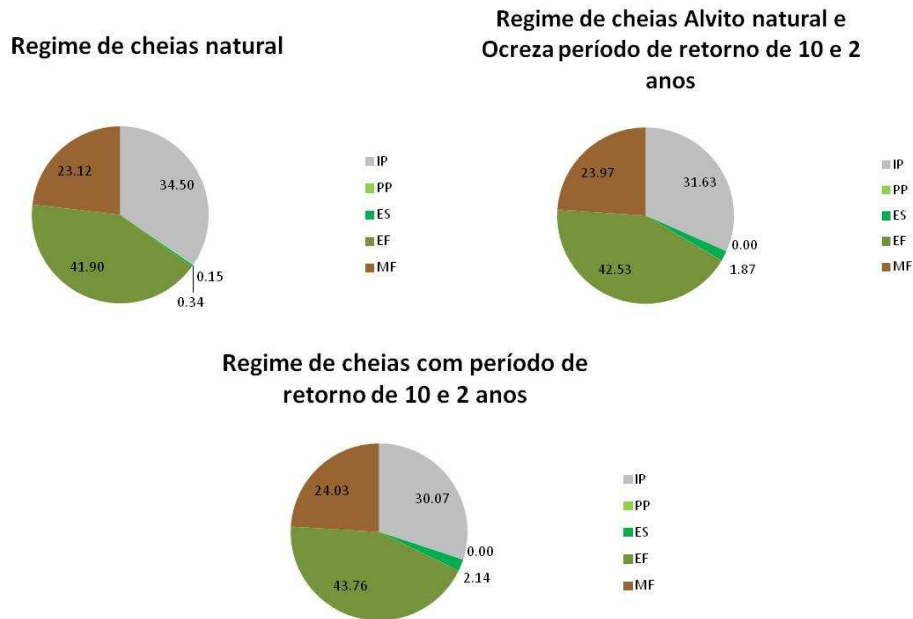


Figura 96. Balanço de área (% da área total) das diferentes fases de sucessão no local de estudo OCPR para os regimes de cheias considerados, nomeadamente, (no sentido horário) regime de cheias natural, cenário A ($QE_{OCREZA}+ALVITO$) e cenário B ($QE_{OCREZA}+QE_{ALVITO}$).

7.10 Considerações finais

Os dados recolhidos na amostragem de campo permitiram calibrar corretamente o modelo de vegetação para os locais de estudo OCBA e AVTO. Esta calibração foi ainda validada com sucesso num troço independente, o local de estudo OCPR.

Após calibração, o modelo de vegetação obteve uma boa concordância com a realidade, mostrando que consegue representar substancialmente a dinâmica ripária face a alterações hidrológicas.

Para ambos os troços, OCBA e AVTO, foram definidos caudais de cheia com períodos de retorno de 10 anos intervaladas por cheias de período de retorno de 2 anos. De entre os regimes de caudais de cheia analisados, este mostrou ser o mais adequado aos requisitos da vegetação ripária, impedindo a invasão do canal e mantendo o mosaico ripário muito próximo do natural, com desvios em área das fases de sucessão inferiores a 13% da área total de estudo, num horizonte temporal superior a uma década.

Mais uma vez, para ambos dos cenários A e B validou-se no troço OCPR os resultados obtidos, demonstrando que os regimes de caudais propostos são capazes de impedir a invasão do canal por parte da vegetação com variações pouco significativas na estrutura das galerias ripárias envolventes aos troços estudados.

8 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste capítulo, apresenta-se a junção dos resultados das modelações de ambas as comunidades num regime de caudais ecológicos único, a aplicar a jusante dos aproveitamentos considerados. O regime de caudais ecológicos resultante em cada local tem em consideração os requisitos de ambas as comunidades piscícolas e ripárias, sendo composto por caudais médios mensais e caudais de cheia com período de retorno superior ao ano, num modelo de planificação mensal com periodicidade decénia. Desta forma, através da combinação das descargas referidas, os regimes de caudais propostos incorporam a variabilidade intra e interanual do regime fluvial, o que lhes confere uma maior aproximação holística ao sistema fluvial, assim como uma maior eficiência na viabilidade e sustentabilidade das comunidades consideradas a longo curto, médio e longo prazo.

8.1 Regime de caudais ecológicos proposto para o troço OCBA

O hidrograma do regime de caudais ecológicos que considera ambos os requisitos da fauna piscícola e vegetação ripária, proposto para o troço OCBA, apresenta-se na Figura 97.

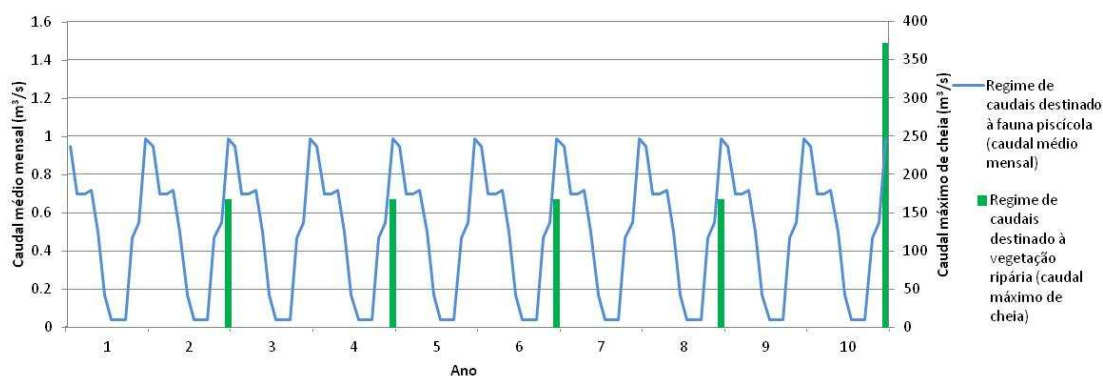


Figura 97. Regime de caudais ecológicos proposto para o troço OCBA, tendo em consideração os requisitos da fauna piscícola e da vegetação ripária.

Para uma análise mais detalhada, os caudais médios mensais a libertar pelo aproveitamento hidroelétrico de Alvito podem ser encontrados na Tabela 19 e as cheias de periodicidade plurianual na Tabela 33.

8.2 Regime de caudais ecológicos proposto para o troço AVTO

Na Figura 98 apresenta-se o hidrograma do regime de caudais ecológicos para o troço AVTO, tendo em consideração os requisitos da fauna piscícola e vegetação ripária.

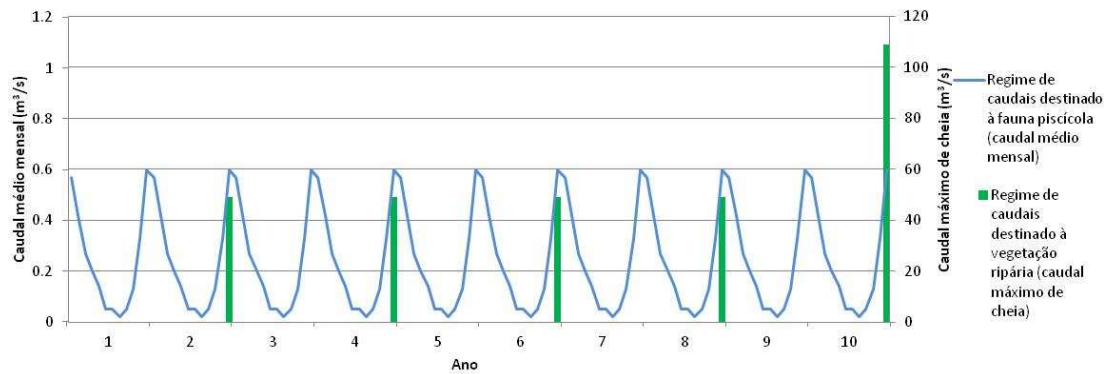


Figura 98. Regime de caudais ecológicos proposto para o troço AVTO, tendo em consideração os requisitos da fauna piscícola e da vegetação ripária.

Na Tabela 25 e na Tabela 34 pode-se encontrar com maior detalhe os valores de, respetivamente, caudal mensal e de cheia com periodicidade plurianual a descarregar no troço AVTO, a fim de produzir o regime de caudais propostos.

9 BIBLIOGRAFIA

- Aadland, L.P. (1993). Stream Habitat Types: Their Fish Assemblages and Relationship to Flow. *North American Journal of Fisheries Management*, 13: 790-806.
- Abercrombie, M., Hickman, M., Johnson, M. L. e Thain, M. Eds. (1990). *The new penguin dictionary of biology*, Penguin Books.
- Allan, J.D. (1995). *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*. Chapman & Hall: London.
- Altman, D. G. (1991). *Practical Statistics for Medical Research*. London,UK, Chapman & Hall.
- Baltz, D.M. (1990). Autoecology. In: *Methods for fish biology*. Schreck, C.B. e Moyle, P. (eds.) American Fisheries Society, Bethesda, pp. 585-607.
- Benaka, L.R.E. (1999). *Fish habitat: essential fish habitat and rehabilitation*. Bethesda, Md: American Fisheries Society, 419 pp.
- Benjankar, R., Egger, G., Jorde, K., Goodwin, P. e Glenn, N. F. (2011). Dynamic floodplain vegetation model development for the Kootenai River, USA. *Journal of Environmental Management* 92(12): 3058-3070. DOI: 10.1016/j.jenvman.2011.07.017
- Benjankar, R., Glenn, N. F., Egger, G., Jorde, K. e Goodwin, P. (2010). Comparison of field-observed and simulated map output from a dynamic floodplain vegetation model using a remote sensing and GIS techniques. *GIScience & Remote Sensing* 47(4): 480-497. DOI: 10.2747/1548-1603.47.4.480
- Boavida, I. (2007). Análise bidimensional na determinação dos caudais ecológicos - aplicação do modelo River2D. Lisbon, Master in hydraulic and hydric resources: 177 pp. Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa.
- Boavida, I., Santos, J.M., Cortes, R.V., Pinheiro, A.N. e Ferreira, M.T. (2010). Assessment of instream structures for habitat improvement for two critically endangered fish species. *Aquatic Ecology* 45: 113–124. DOI: 10.1007/s10452-010-9340-x
- Boavida, I., Santos, J.M., Cortes, R., Pinheiro, N.A. e Ferreira, M.T. (2012). Benchmarking river habitat improvement. *River Research and Applications* 28: 1768-1779. DOI: 10.1002/rra.1561
- Boavida, I., Santos, J.M., Katopodis, C., Ferreira, M.T. e Pinheiro, A. (2013). Uncertainty in predicting the fish-response to two-dimensional habitat modeling using field data. *River Research and Applications* 29: 1164-1174. DOI: 10.1002/rra.2603

- Bovee, K.D. (1982). A guide to stream habitat analysis using the Instream Flow Incremental Methodology. Instream Flow Information Paper No. 12. USDA Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services. FWS/OBS-82/26.
- Bovee, K.D. (1986). Development and Evaluation of Habitat Suitability Criteria for Use in the Instream Flow Incremental Methodology. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C., Instream Flow Information Paper No. 21., Biological Report 86(7), 235 pp.
- Bovee, K.D., Lamb, B.L., Bartholow, J.M., Stalnaker, C.B., Taylor, J. e Henriksen, J. (1998). Stream habitat analysis using the Instream Flow Incremental Methodology. US Geological Survey, Biological Resources Division Information and Technology Report, US Department of the Interior, USGS/BRD-1998-0004, 131 pp.
- Bovee, K.D. e Milhous, R.T. (1978). Hydraulic simulation in instream flow studies: theory and technique. Instream Flow Paper No. 5, U. S. Fish & Wildlife Service/Office of Biological Services – 78/33.
- Branco, P., Boavida, I., Santos, J.M., Pinheiro, A.N. e Ferreira, M.T. (2012). Boulders as building blocks: improving habitat and river connectivity for stream fish. *Ecohydrology* 6: 627-634. DOI: 10.1002/eco.1290
- Chow, V.T. (1959). Open-Channel Hydraulics. McGraw-Hill.
- Cohen, J. (1960). A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and Psychological Measurement* XX(1): 37-46. DOI: 10.1177/001316446002000104
- Copp, G.H. (1992). Comparative microhabitat use of cyprinid larvae and juveniles in a lotic floodplain channel. *Environmental Biology of Fishes* 33: 181-193. DOI: 10.1007/BF00002563
- Corenblit, D., Tabacchi, E., Steiger, J. e Gurnell, A. M. (2007). Reciprocal interactions and adjustments between fluvial landforms and vegetation dynamics in river corridors: A review of complementary approaches. *Earth-Science Reviews* 84: 56-86. DOI: 10.1016/j.earscirev.2007.05.004
- Crowder, D.W. e Diplas, P. (2000). Using two-dimensional hydrodynamic models at scales of ecological importance. *Journal of Hydrology* 230: 172-191.
- Daintith, J. e Martin, E. Eds. (2010). A Dictionary of Science. Oxford University Press.
- Davis, M. B. (1981). Quaternary History and the Stability of Forest Communities. *in Forest Succession*. West, D. C., Shugarte, H. H., Botkin, D. B. Springer New York, pp 132-153.

- Dufour, S. e Piégay, H. (2008). Geomorphological controls of *Fraxinus excelsior* growth and regeneration in floodplain forests. *Ecology* 89(1): 205-215.
- Frissell, C., Liss, W., Warren, C. e Hurley, M. (1986). A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10(2): 199-214.
- Garcia, A., Jorde, K., Habit, E., Caamaño, D. e Parra, O. (2011). Downstream environmental effects of dam operations: Changes in habitat quality for native fish species. *River Research and Applications* 27: 312-327.
- Ghanem, A., Steffler, P., Hicks, F. e Katopodis, C. (1996). Two dimensional hydraulic simulation of physical habitat conditions on flowing streams. *Regulated Rivers: Research and Management* 12: 185-200.
- Gorman, O.T. e Karr, J.R. (1978). Habitat structure and stream fish communities. *Ecology* 59: 507-515.
- Heggenes, J., Braband, A. e Saltveit, S.J. (1990). Comparison of three methods for studies of stream habitat use by brown trout and Atlantic salmon. *Transactions of the American Fisheries Society* 119: 101-111.
- Horton, J. L., Kolb, T. E. e Hart, S. C. (2001). Responses of riparian trees to interannual variation in ground water depth in a semi-arid river basin. *Plant, Cell and Environment* 24: 293-304.
- Jorde, K., Schneider, M., Peter, A., Zoellner, F. (2001). Fuzzy based models for the evaluation of fish habitat quality and instream flow assessment. *Proceedings of the 3rd International Symposium on Environmental Hydraulics*. 5–8 December, Tempe, AZ.
- Jowett, I.G. (1992). Models of the abundance of large brown trout in New Zealand rivers. *North American Journal Fisheries Management* 12: 417-432. DOI: 10.1577/1548-8675(1992)012<0417:MOTAOL>2.3.CO;2
- Korman, J., Perrin, C.J. e Lekstrum, T. (1994). A Guide for the Selection of Standard Methods for Quantifying Sportfish Habitat Capability and Suitability in Streams and Lakes of British Columbia. Report to B.C. Environment Fisheries Branch, Vancouver: British Columbia.
- Kranjcec, J., Mahoney, J. M. e Rood, S. B. (1998). The responses of three riparian cottonwood species to water table decline. *Forest Ecology and Management* 110: 77-87. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00276-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00276-X)

- Lacey, R.W. e Millar, J.R. (2004). Reach scale hydraulic assessment of instream salmonid habitat restoration. *Journal of the American Water Resources Association* 40: 1631-1644. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2004.tb01611.x
- Layher, W.G. e Maughan, O.E. (1985). Spotted bass habitat evaluation using an unweighted geometric mean to determine HSI values. *Proceedings of the Oklahoma Academy of Science*, 65: 11–17.
- Leclerc, M., Boudreault, A., Bechara, J.A. e Corfa G. (1995). Two-dimensional hydrodynamic modeling: a neglected tool in the instream flow incremental methodology. *Transactions of the American Fisheries Society* 124: 645–662. DOI: 10.1577/1548-8659(1995)124<0645:TDHMAN>2.3.CO;2
- Lencastre, A. e Franco, F. M. (1984). Lições de Hidrologia, Universidade Nova de Lisboa, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Lisboa, 451 pp.
- Lite, S. J. e Stromberg, J. C. (2005). Surface water and ground-water thresholds for maintaining Populus-Salix forests, San Pedro River, Arizona. *Biological Conservation* 125(2): 153-167. DOI: 10.1016/j.biocon.2005.01.020
- Maki-Petays, A., Muotka, T., Huusko, A., Tikkanen, P. e Kreivi, P., (1997). Seasonal changes in habitat use and preference by juvenile brown trout, *Salmo trutta*, in a northern boreal river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54: 520-530.
- Merritt, D. M., Scott, M. L., Poff, L. N., Auble, G. T. e Lytle, D. A. (2010). Theory, methods and tools for determining environmental flows for riparian vegetation: riparian vegetation-flow response guilds. *Freshwater Biology* 55: 206-225. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2009.02206.x
- Naiman, R. J., Décamps, H. e McClain, M. E. Eds. (2005). *Riparia - Ecology, conservation and management of streamside communities*. London, UK, Elsevier academic press.
- Orth, D.J. (1987). Ecological considerations in the development and application of instream flow-habitat models. *Regulated Rivers: Research and Management* 1: 171–181.
- Parasiewicz, P. (2007). Using mesohabsim to develop reference habitat template and ecological management scenarios. *River Research and Application* 23: 924–932. DOI: 10.1002/rra.1044
- Person, E., Bieri, M., Peter, A. e Schleiss, A.J. (2013). Mitigation measures for fish habitat improvement in Alpine rivers affected by hydropower operations. *Ecohydrology* DOI: 10.1002/eco.1380

- Poff, L. N., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., Sparks, R. E. e Stromberg, J. C. (1997). The natural flow regime. *Bioscience* 47(11): 769-784.
- Rivaes, R., Rodríguez-González, P. M., Albuquerque, A., Pinheiro, A. N., Egger, G. e Ferreira, M. T. (2013). Riparian vegetation responses to altered flow regimes driven by climate change in Mediterranean rivers. *Ecohydrology* 6(3): 413-424. DOI: 10.1002/eco.1287
- Rubec, P.J., Bexley, J.C.W., Norris, H., Coyne, M.S., Monaco, M.E., Smith SG, et al. (1999). Suitability modeling to delineate habitat essential to sustainable curves: white sucker. Fish and Wildlife Service. Washington, DC: U.S. Department of the Interior.
- Santos, J. M. e Ferreira, M.T. (2008). Microhabitat use by endangered Iberian cyprinids nase *Iberochondrostoma almacai* and chub *Squalius aradensis*. *Aquatic Sciences Fish* 70: 272-281.
- Santos, J. M., Godinho, F.N. e Ferreira, M.T., (2004). Microhabitat use by Iberian nase *Chondrostoma polylepis* and Iberian chub *Squalius carolitertii* in three small streams. *Ecology of Freshwater Fish* 13: 223-230.
- Schneider, M. (2001). Habitat- und Abflussmodellierung für Fließgewässer mit unscharfen Berechnungsansätzen - Weiterentwicklung des Simulationsmodells CASIMIR, PhD. Thesis, Mitteilungen des Instituts für Wasserbau, Heft 108, Universität Stuttgart, Stuttgart, 257 pp. (in German).
- Stalnaker, C.B., Lamb, B.L., Henriksen, J., Bovee, K. e Bartholow, J. (1995). The Instream Flow Incremental Methodology: A Primer for IFIM. Biological Report 29. National Biological Service.
- Steffler, P. (2000). Software River2D. Two Dimensional Depth Averaged Finite Element Hydrodynamic Model. University of Alberta, Canada.
- Steffler, P. e Blackburn, J. (2002). River2D, Two-dimensional depth averaged model of river hydrodynamics and fish habitat. Introduction to depth average modeling and user's manual. University of Alberta, Canada.
- Stromberg, J., Fry, J. e Patten, D. (1997). Marsh development after large floods in an alluvial, arid-land river. *Wetlands* 17(2): 292-300. DOI: 10.1007/bf03161417
- Stromberg, J. C., Tiller, R. e Richter, B. (1996). Effects of Groundwater Decline on Riparian Vegetation of Semiarid Regions: The San Pedro, Arizona. *Ecological Applications* 6(1): 113-131. DOI: 10.2307/2269558

- Terrell, J.W. (1984). Proceedings of a workshop on fish habitat suitability index models, 85. Fish and Wildlife Service, U.S. Department of the Interior Biological Report, p. 393.
- Tharme, R.E. (2003). A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Research and Applications* 19(5-6): 397-441.
- Thoms, M. C. e Parsons, M. (2002). Eco-geomorphology: an interdisciplinary approach to river science. *In The Structure and Management Implications of Fluvial Sedimentary Systems*, Alice Springs, Australia, IAHS.
- Thorp, J. H., Thoms, M. C. e Delong, M. D. (2008). The Riverine Ecosystem Synthesis. Toward Conceptual Cohesiveness in River Science. London, UK, Elsevier.
- Vadas, R.L. e Orth, D.J. (2001). Formulation of habitat suitability models for stream fish guilds: do the standard methods work? *Transactions of the American Fisheries Society* 130: 217–235.
- Viera, A. J. e Garrett, J. M. (2005). Understanding interobserver agreement: the Kappa statistic. *Family Medicine* 37(5): 360-363.
- Wheaton, J.M., Pasternack, G.B. e Merz, J.E. (2004). Spawning habitat rehabilitation-II. Using hypothesis development and testing in design, Mokelumne River, California, USA. *International Journal River Basin Management* 2: 21–37.
- Witherick, M., Ross, S. e Small, J. Eds. (2001). A modern dictionary of geography, Arnold.
- Wu, R. e Mao, C. (2007). The assessment of river ecology and habitat using a two-dimensional hydrodynamic and habitat model. *Journal of Marine Science and Technology* 15(4): 322-330.
- Yi, Y., Wang, Z. e Yang, Z. (2010). Two-dimensional habitat modeling of Chinese sturgeon spawning sites. *Ecological Modelling* 221(5): 864-875. DOI:10.1016/j.ecolmodel.2009.11.018
- Zadeh, L.A. (1965). Fuzzy sets. *Inf. and Control* 8: 338–353.

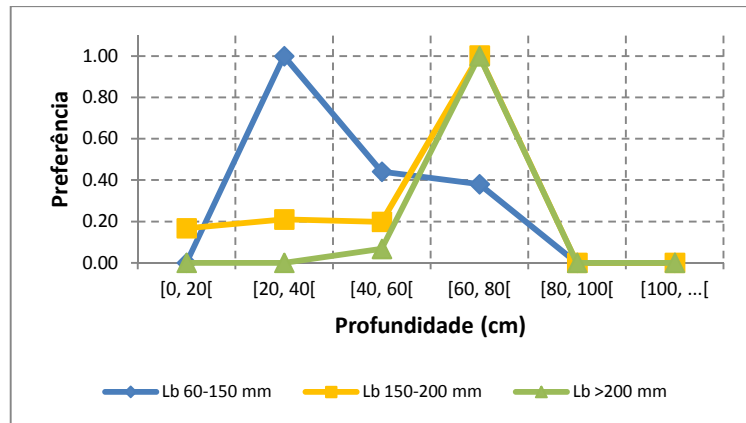
Anexo I

Curvas de preferência sazonais das espécies piscícolas

Espécie: *L. bocagei*

Variável: Profundidade

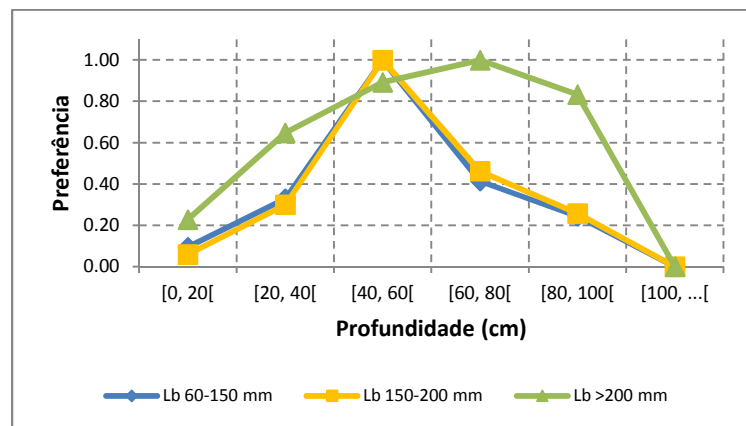
Época: Outono



Espécie: *L. bocagei*

Variável: Profundidade

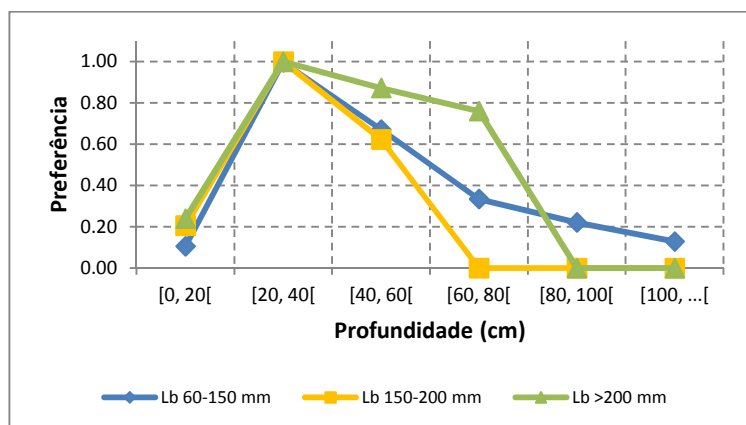
Época: Primavera



Espécie: *L. bocagei*

Variável: Profundidade

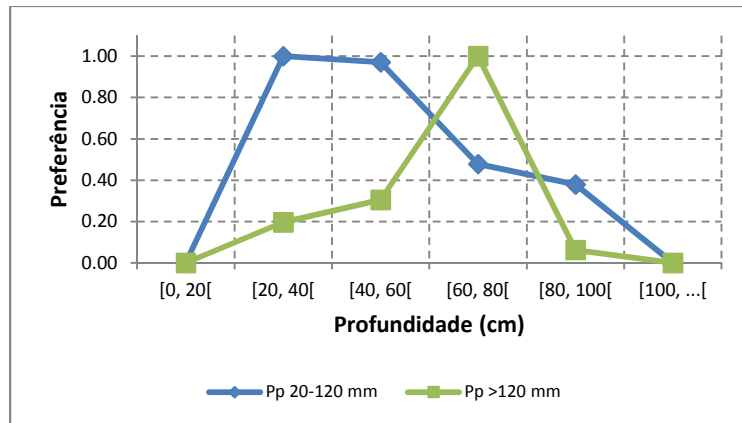
Época: Verão



Espécie: *P. polylepis*

Variável: Profundidade

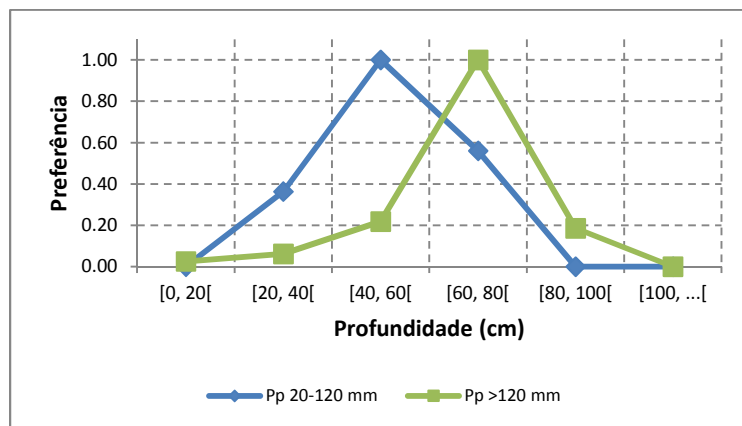
Época: Outono



Espécie: *P. polylepis*

Variável: Profundidade

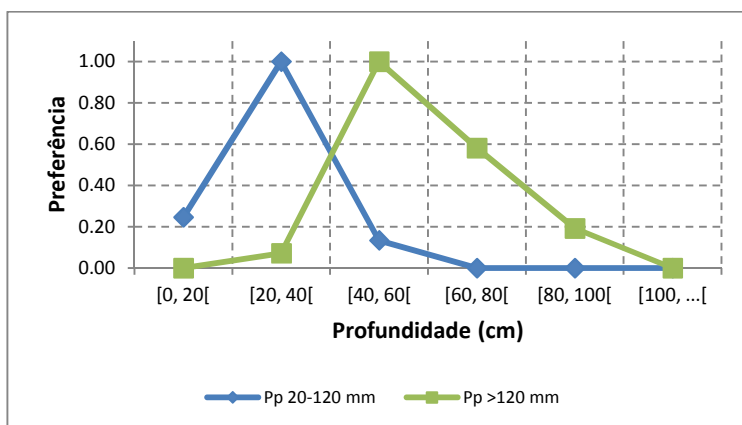
Época: Primavera



Espécie: *P. polylepis*

Variável: Profundidade

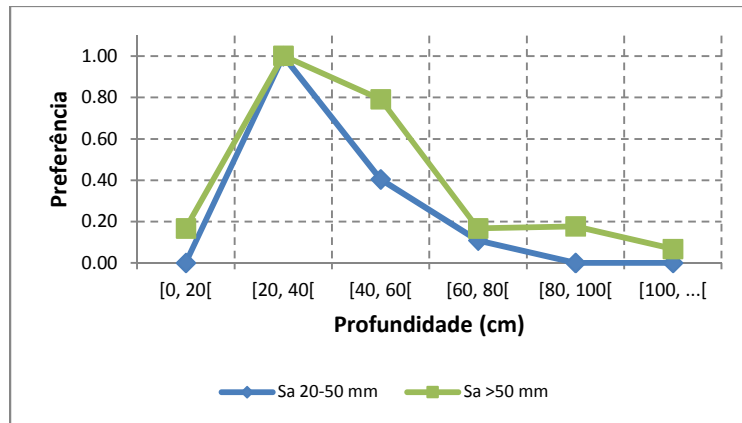
Época: Verão



Espécie: *S. alburnoides*

Variável: Profundidade

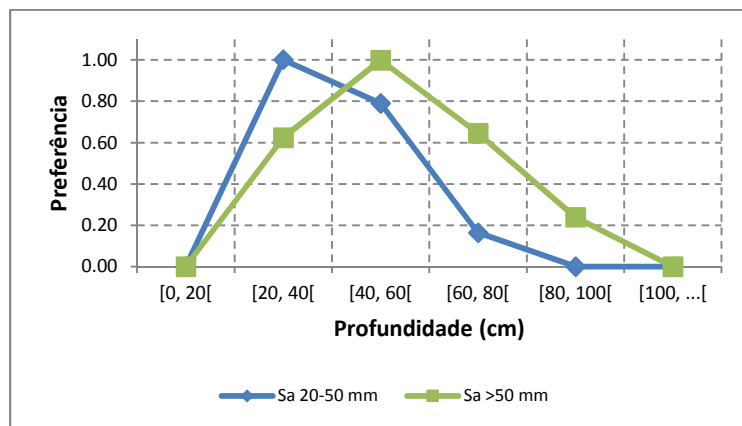
Época: Outono



Espécie: *S. alburnoides*

Variável: Profundidade

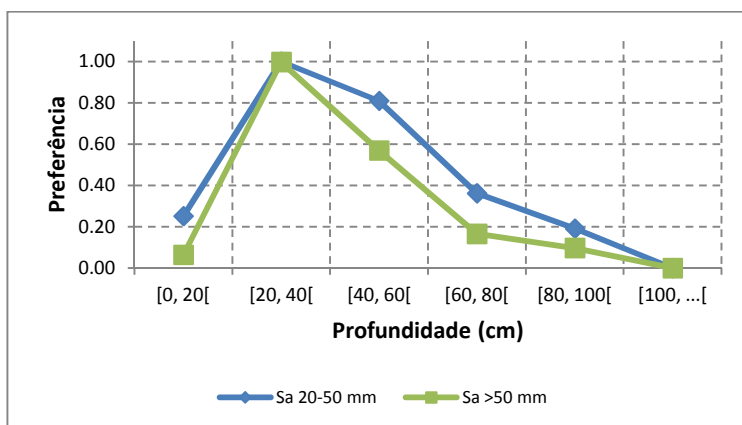
Época: Primavera



Espécie: *S. alburnoides*

Variável: Profundidade

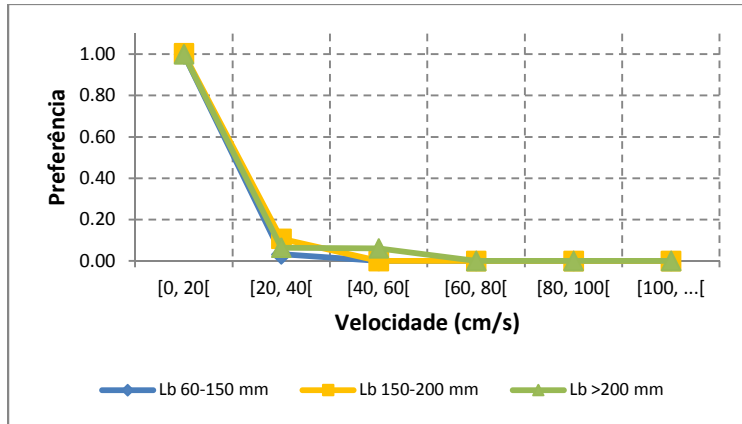
Época: Verão



Espécie: *L. bocagei*

Variável: Velocidade

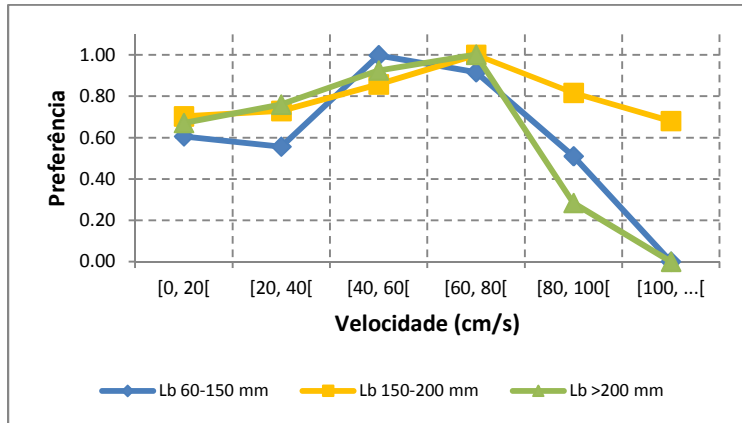
Época: Outono



Espécie: *L. bocagei*

Variável: Velocidade

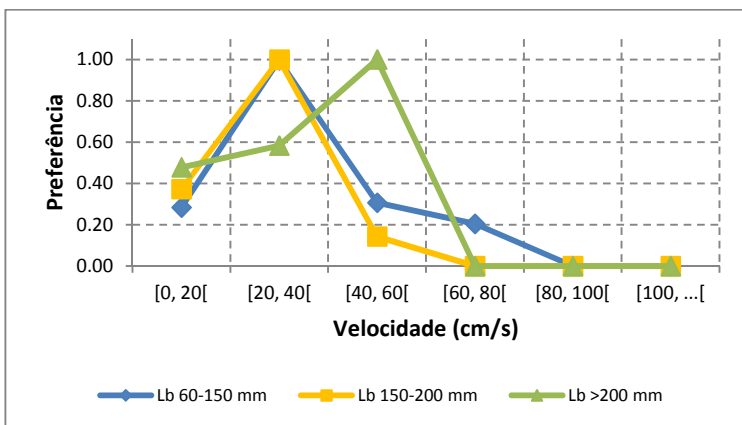
Época: Primavera



Espécie: *L. bocagei*

Variável: Velocidade

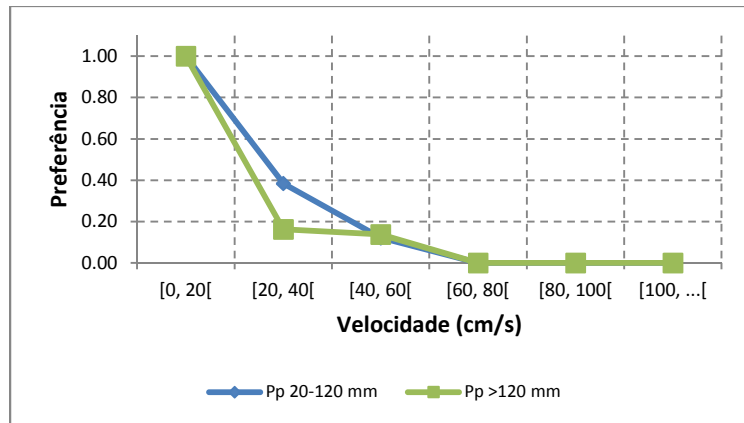
Época: Verão



Espécie: *P. polylepis*

Variável: Velocidade

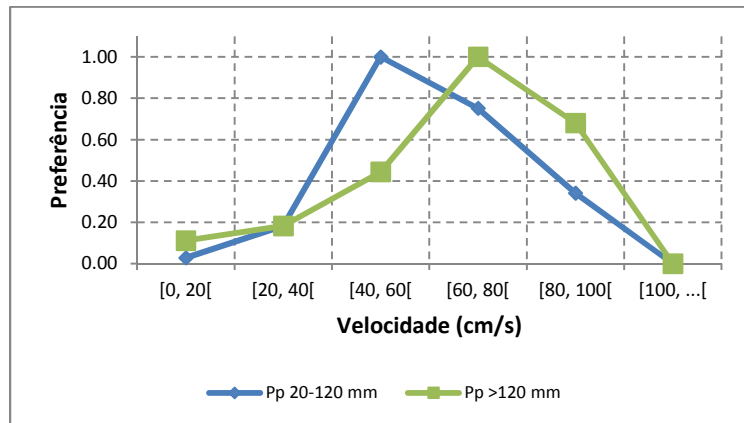
Época: Outono



Espécie: *P. polylepis*

Variável: Velocidade

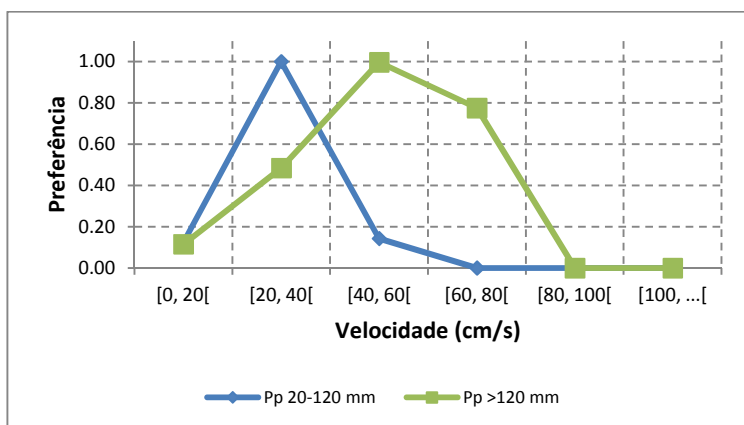
Época: Primavera



Espécie: *P. polylepis*

Variável: Velocidade

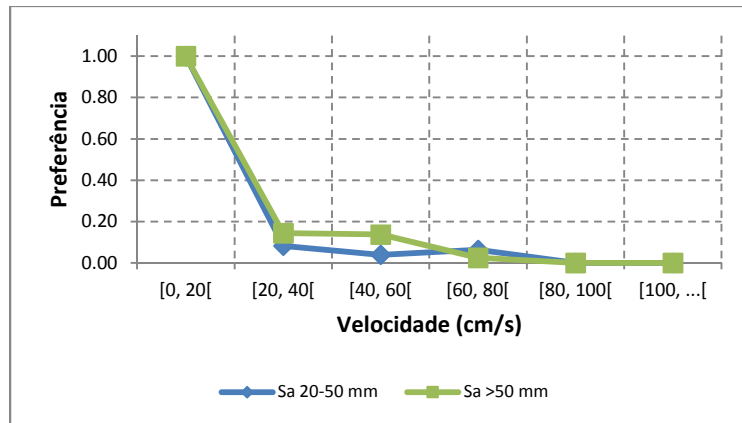
Época: Verão



Espécie: *S. alburnoides*

Variável: Velocidade

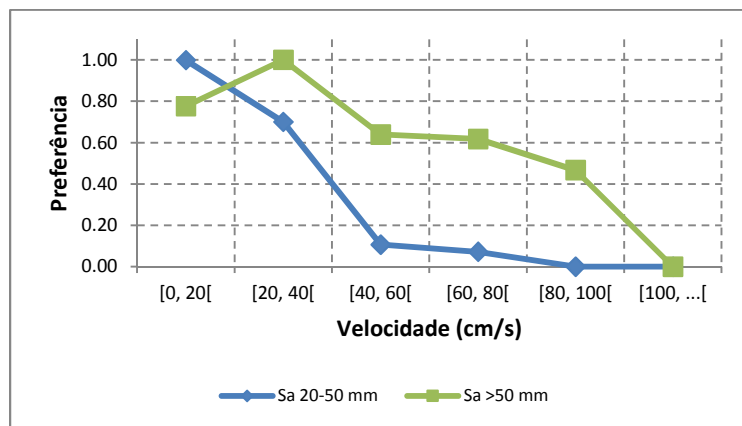
Época: Outono



Espécie: *S. alburnoides*

Variável: Velocidade

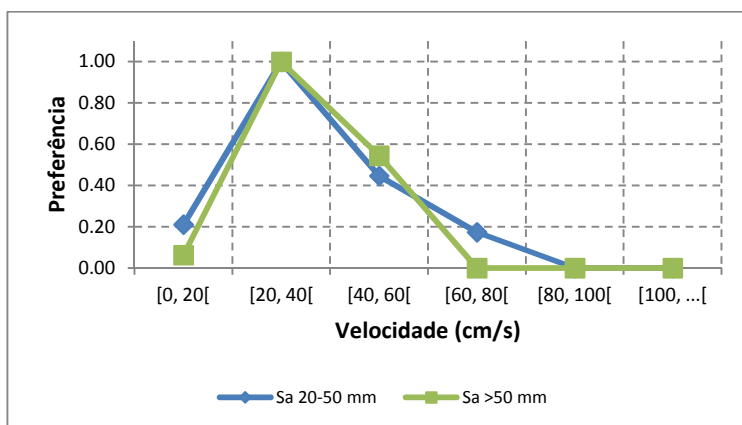
Época: Primavera



Espécie: *S. alburnoides*

Variável: Velocidade

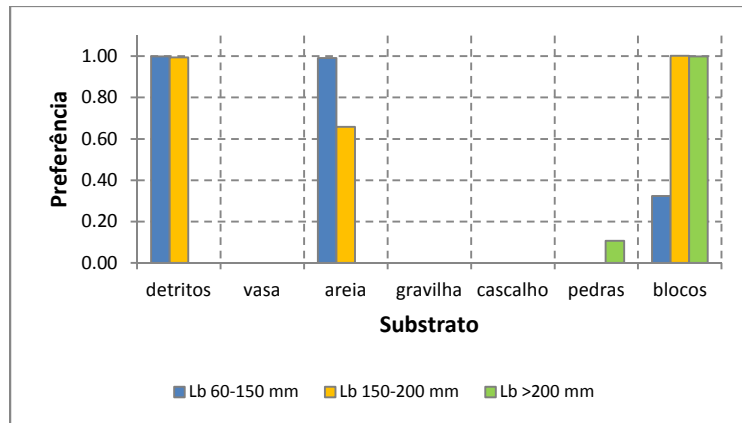
Época: Verão



Espécie: *L. bocagei*

Variável: Substrato

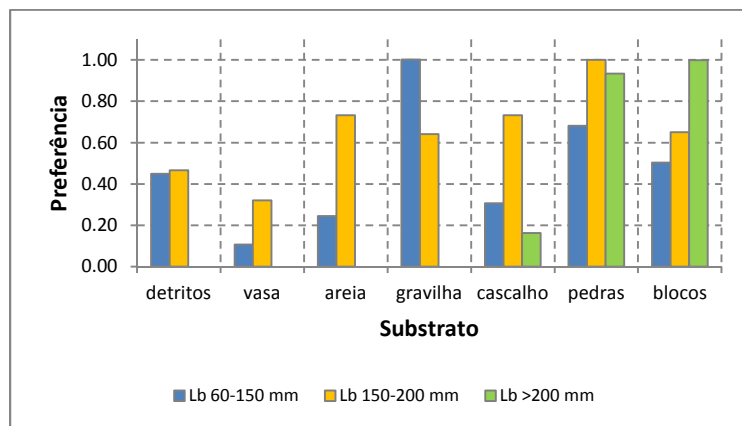
Época: Outono



Espécie: *L. bocagei*

Variável: Substrato

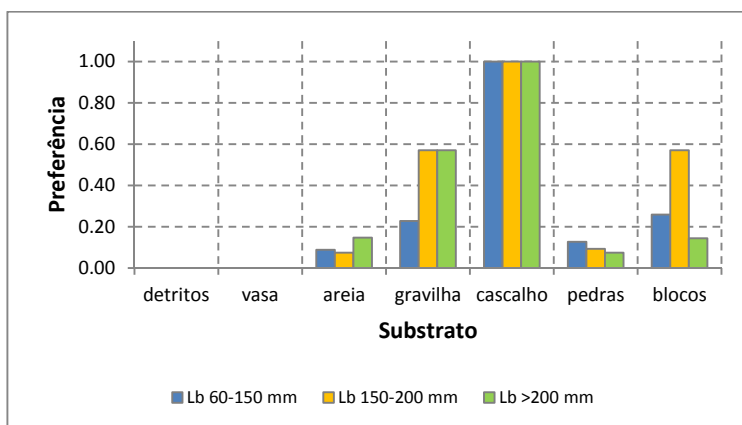
Época: Primavera



Espécie: *L. bocagei*

Variável: Substrato

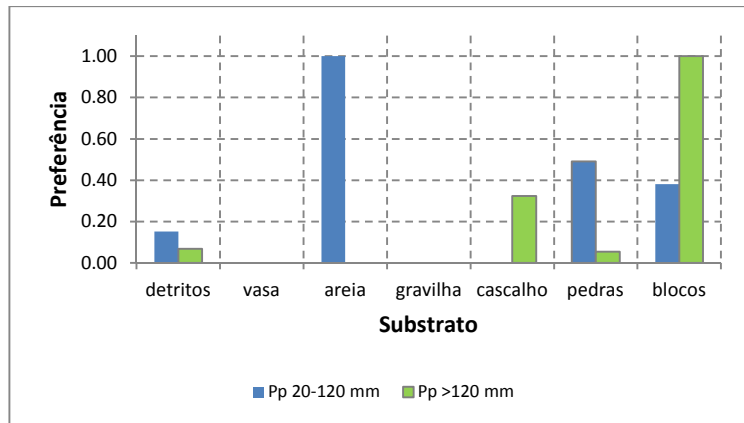
Época: Verão



Espécie: *P. polylepis*

Variável: Substrato

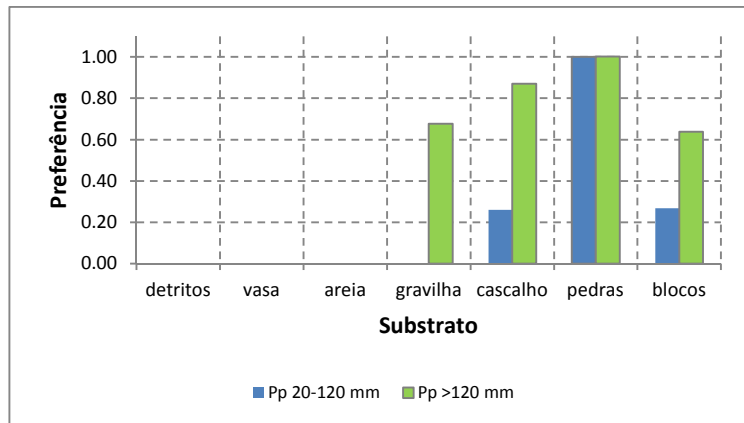
Época: Outono



Espécie: *P. polylepis*

Variável: Substrato

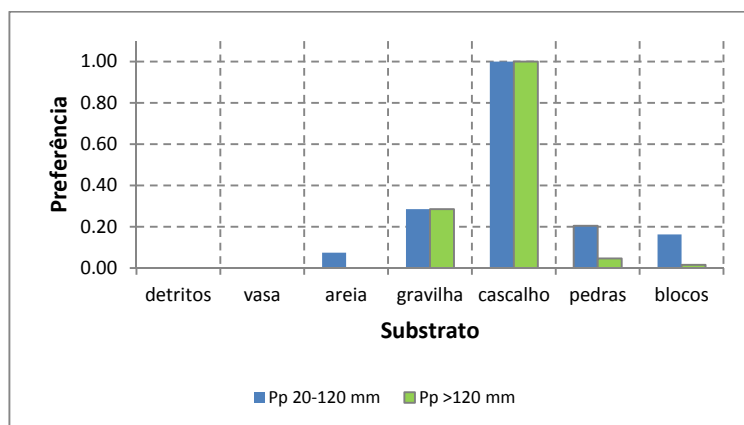
Época: Primavera



Espécie: *P. polylepis*

Variável: Substrato

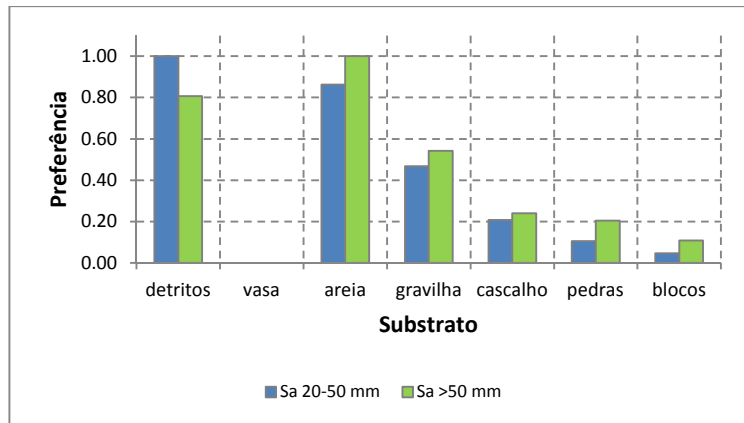
Época: Verão



Espécie: *S. alburnoides*

Variável: Substrato

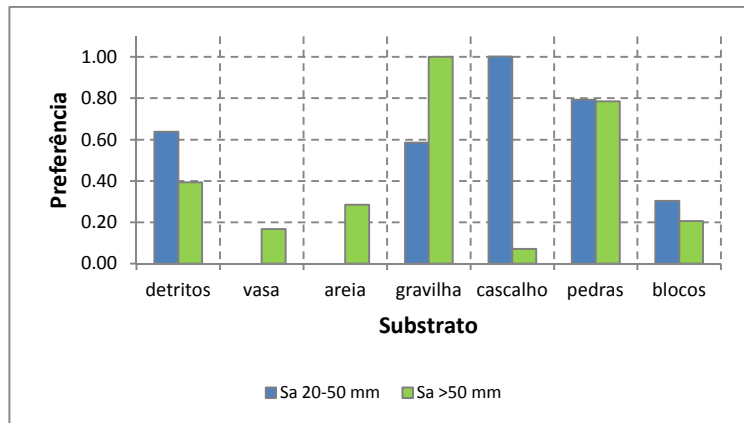
Época: Outono



Espécie: *S. alburnoides*

Variável: Substrato

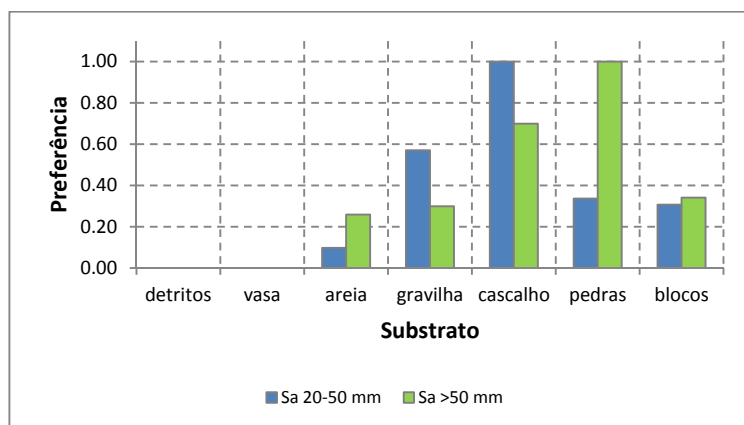
Época: Primavera



Espécie: *S. alburnoides*

Variável: Substrato

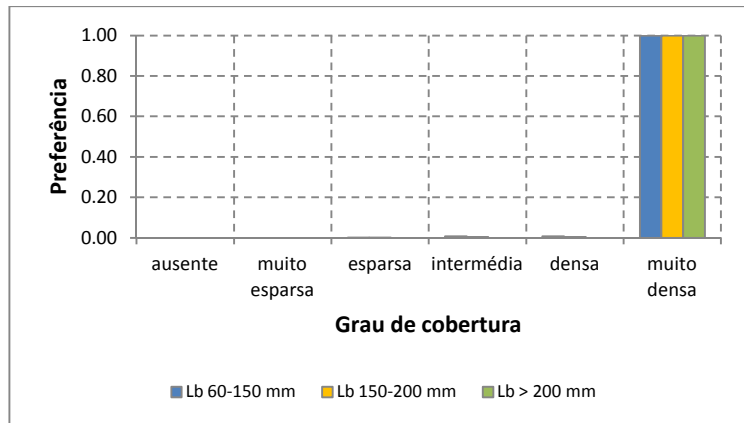
Época: Verão



Espécie: *L. bocagei*

Variável: Cobertura

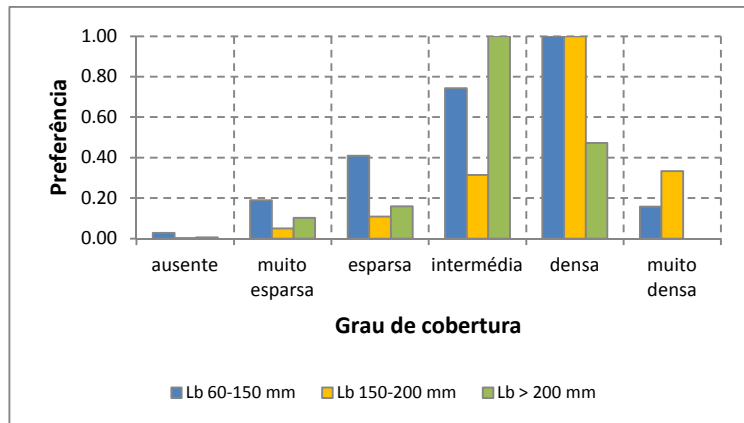
Época: Outono



Espécie: *L. bocagei*

Variável: Cobertura

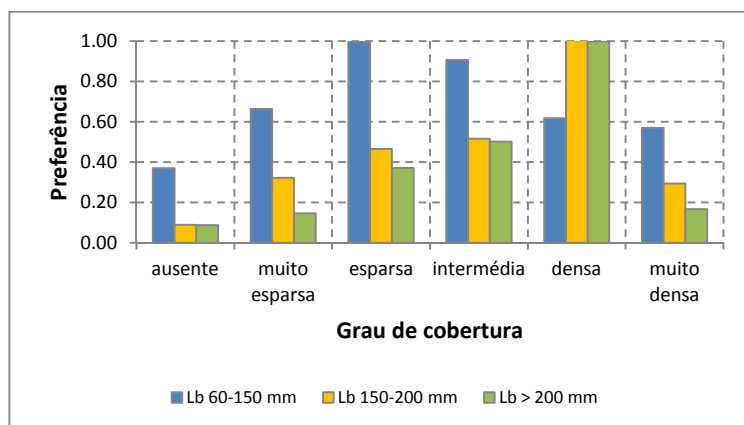
Época: Primavera



Espécie: *L. bocagei*

Variável: Cobertura

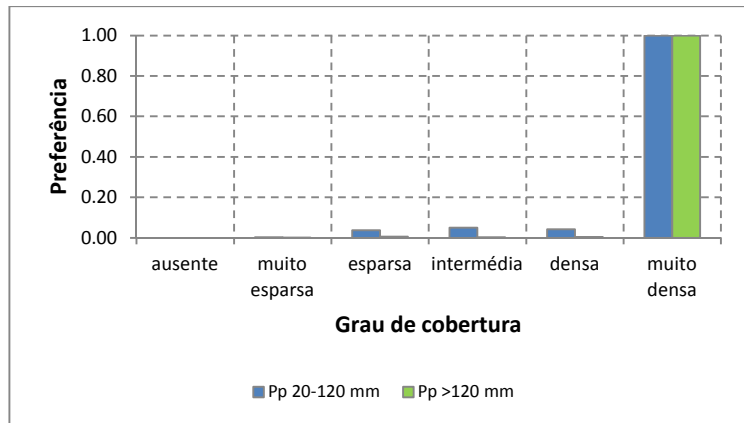
Época: Verão



Espécie: *P. polylepis*

Variável: Cobertura

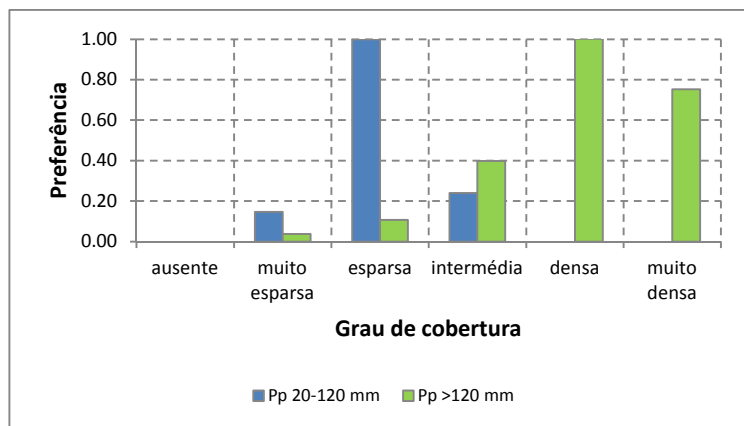
Época: Outono



Espécie: *P. polylepis*

Variável: Cobertura

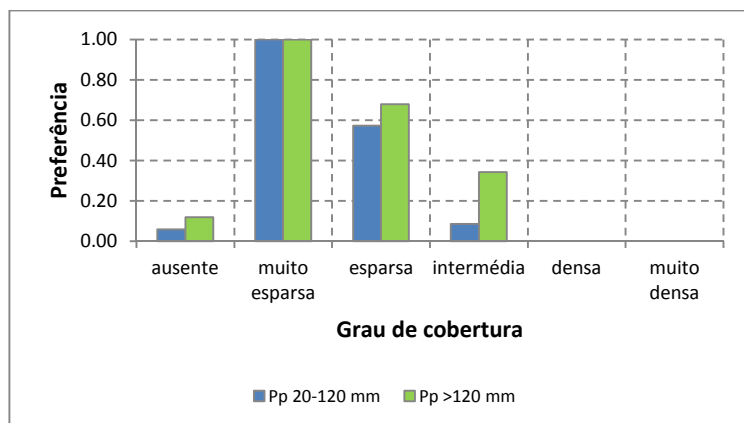
Época: Primavera



Espécie: *P. polylepis*

Variável: Cobertura

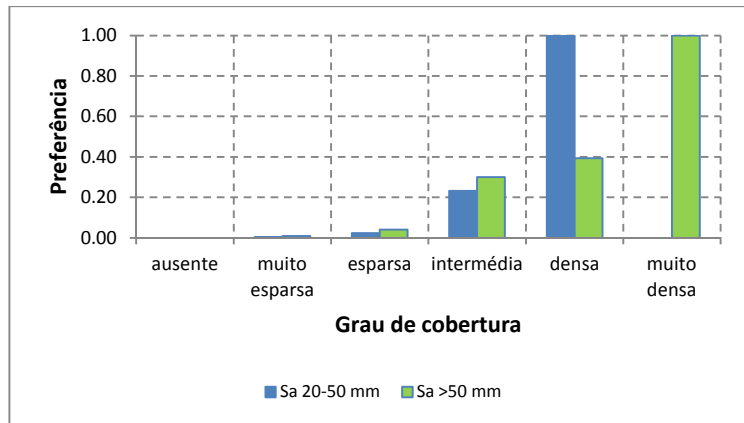
Época: Verão



Espécie: *S. alburnoides*

Variável: Cobertura

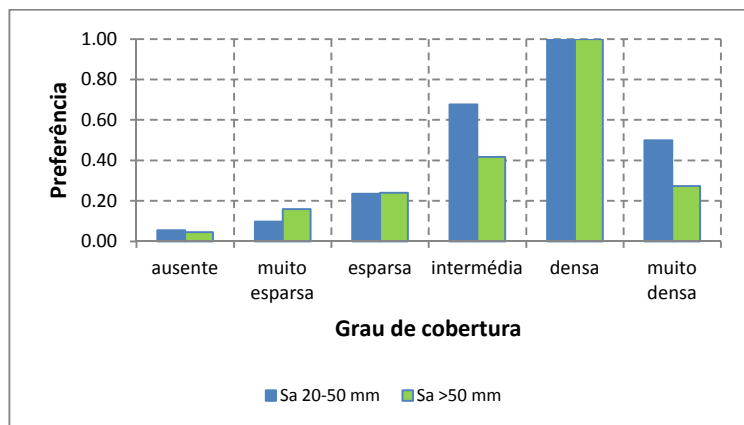
Época: Outono



Espécie: *S. alburnoides*

Variável: Cobertura

Época: Primavera



Espécie: *S. alburnoides*

Variável: Cobertura

Época: Verão

