

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE ECOLÓGICA DE RIOS: MACRÓFITOS E VEGETAÇÃO RIBEIRINHA

ASSESSMENT OF THE ECOLOGICAL QUALITY IN RIVERS: MACROPHYTES AND RIPARIAN VEGETATION

Francisca C. F. Aguiar

Doutora, ISA – Univ. Técnica de Lisboa // Centro de Estudos Florestais, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa // fraguiar@isa.utl.pt

Maria Teresa Ferreira

Sócio nº 348 // Professora Associada com Agregação, ISA – Univ. Técnica de Lisboa // Centro de Estudos Florestais, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa // terferreira@isa.utl.pt

Patricia Rodríguez-González

Doutora, ISA – Univ. Técnica de Lisboa // Centro de Estudos Florestais, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa // patri@isa.utl.pt

António Albuquerque

Engenheiro Florestal, ISA – Univ. Técnica de Lisboa // Centro de Estudos Florestais, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa // aalbuquerque@isa.utl.pt

RESUMO: Os macrófitos são um dos elementos de qualidade biológica preconizados na Directiva Quadro da Água (DQA, 2000/60/EC; Anexo V) para a classificação do estado ecológico. O presente trabalho resume os métodos de avaliação da qualidade ecológica desenvolvidos e testados em Portugal no contexto da implementação da DQA, e discute as suas potencialidades face à especificidade dos tipos fluviais portugueses. Em particular, comparam-se os resultados da aplicação do índice multimétrico IVR, Índice de Vegetação Ripária, e da adaptação espacial do índice bioindicador Mean Trophic Rank na avaliação da qualidade ecológica e monitorização em sistemas fluviais portugueses. Referem-se ainda trabalhos em curso, como a utilização de modelos preditivos para as comunidades macrofíticas e o desenvolvimento de um índice bioindicador baseado na resposta de espécies aquáticas, emergentes e higrófilas a pressões antrópicas.

Palavras-chave: plantas fluviais, índices bióticos, métricas, DQA, sistemas fluviais, Portugal.

ABSTRACT: The macrophytes are recognized as a quality element by the Water Framework Directive (WFD; EU/2000/60, Annex V) for the bioassessment and monitoring of ecological quality of surface waters bodies. The present study resumes the methods developed for the assessment and monitoring of the ecological quality of Portuguese rivers using macrophytes, in the context of the WFD. We describe, compare and evaluate the performance of a multimetric index (Riparian Vegetation Index, RVI) and of the spatial adaptation to Portuguese rivers of the Mean Trophic Rank (MTR). Methods under development based on predictive modelling and in indicator species are also mentioned.

Keywords: river plants, biotic integrity indices, metrics, WFD, rivers, Portugal.

1. INTRODUÇÃO

Os macrófitos são um dos elementos de qualidade biológica preconizados na Directiva Quadro da Água (DQA, 2000/60/EC; Anexo V) para a classificação do estado ecológico dos cursos e massas de água. Para a transposição da DQA, os Estados Membros da União Europeia necessitam efectuar a classificação das águas interiores, apoiados em elementos físico-químicos, hidrogeomorfológicos e biológicos. Esta classificação serve como base ao desenvolvimento de métodos de avaliação da qualidade ecológica das águas interiores para a posterior monitorização dirigida à obtenção/manutenção do "bom estado ecológico". Numerosos estudos comprovam a importância deste elemento biológico na funcionalidade dos ecossistemas aquáticos e a sua relação com os factores ambientais. O aparecimento de "legislação da água", como a DQA na Europa, a *Clean Water Act* nos Estados Unidos, a *Australia's Water Reform Framework*, ou a *Canadian Quality Water Guidelines*, impulsionaram o estudo das comunidades de macrófitos, tanto na vertente tipológica, como na bioindicação do estado ecológico de águas superficiais.

Nas últimas três décadas têm sido desenvolvidas a nível europeu numerosas metodologias e sistemas de avaliação da qualidade ecológica de massas de água superficiais utilizando macrófitos. A maior parte dos métodos utilizados apoia-se em índices compostos por espécies indicadoras que respondem sobretudo ao enriquecimento em nutrientes. Nesta categoria incluem-se o *Macrophyte Index Scheme*, MIS (Caffrey, 1985) para rios irlandeses, o *Mean Trophic Rank*, MTR, (Holmes *et al.*, 1999) desenvolvido inicialmente para o Reino Unido, o *Indice Biologique Macrophytique en Rivières*, IBMR (Haury *et al.*, 1996) para França, o *Trophic Index of Macrophytes*, TIM (Schneider e Melzner, 2003) para a Baviera alemã, o *Índice de Macrófitos*, IM (Suárez *et al.*, 2005) para a Catalunha, Espanha, entre outros. No entanto, há alguns aspectos críticos no que respeita ao uso de espécies indicadoras para monitorizar a integridade necessariamente multifacetada dos ecossistemas, nomeadamente a necessidade de identificar espécies sensíveis a várias pressões (Carignan e Villard, 2002).

Os indicadores macrofíticos vulgarmente utilizados na avaliação da qualidade ecológica e na monitorização de alterações no ecossistema são usados não só a nível da espécie (espécies indicadoras, atributos biológicos), como também ao nível da comunidade (composição, padrões estruturais, guildas). Nos sistemas

mediterrânicos do sul de Portugal, Ferreira *et al.* (2005) obtiveram respostas promissoras de várias métricas de macrófitos, como a riqueza em espécies anuais, em espécies exóticas ou em espécies nitrófilas, tendo desenvolvido o índice multimétrico IMPI (*Índice Multimétrico de Plantas Ibérico*). Assim, quando se utilizam macrófitos apenas associados ao meio aquático (espécies dentro de água ou semi-submersas), espera-se uma reacção à qualidade do meio aquático, traduzida em características como nutrientes, transparência da água e velocidade da corrente. Ao utilizar a vegetação do corredor fluvial (i.e. canal e margens), a reacção à perturbação medirá igualmente componentes físicos e de maior escala espacial, tais como a alteração de perfis longitudinais e transversais, a degradação da mata ribeirinha e a alteração de caudais. Em rios mediterrânicos, o número de espécies aquáticas é pequeno e a degradação do corredor fluvial relaciona-se frequentemente com alterações dos padrões de fluxo e retenção da água existente no sistema fluvial, pelo que, à partida, é recomendável incorporar todas as componentes macrovegetais associadas ao meio aquático.

Em Portugal, a necessidade de implementação da DQA permitiu o desenvolvimento de estudos baseados em dados de macro-escala, nomeadamente a definição da tipologia macrofítica (Aguiar *et al.*, 2008), para delimitamento da tipologia fluvial (INAG IP, 2008a). Utilizando estes trabalhos como base e dada a especificidade dos sistemas fluviais portugueses, desenvolveu-se um índice de vegetação integral, o Índice de Vegetação Ripária (IVR; Aguiar *et al.*, no prelo). Paralelamente, uma vez que a DQA requer a utilização da composição e abundância da flora aquática para a classificação do estado ecológico, testou-se uma adaptação do índice MTR desenvolvido originalmente para a Directiva das Águas Residuais Urbanas (91/271/EEC) em Inglaterra e Gales, mas largamente usado em outros países da Europa e testado previamente para Portugal no projecto europeu STAR (Szoszkiewicz *et al.*, 2006; <http://www.eu-star.at/>). Uma estratégia semelhante foi adoptada pela *Agència Catalana de l'Àigua*, que utiliza os índices bio-indicadores IM e IVAM, conjuntamente com dois índices de vegetação ripária, baseados em atributos comunitários e parâmetros hidrogeomorfológicos: o *Índice de Vegetacion Fluvial*, IVF (Agència Catalana de l'Àigua, 2001) e o *Índice de Calidad de Bosque de Ribera*, QBR (Munné *et al.*, 2003).

Presentemente, encontram-se em curso estudos sobre as potencialidades de aplicação dos modelos preditivos a macrófitos (Aguiar *et al.*, em preparação) e a estrutura-

O texto deste artigo foi submetido para revisão e possível publicação em Março de 2009, tendo sido aceite pela Comissão de Editores Científicos Associados em Abril de 2009. Este artigo é parte integrante da *Revista Recursos Hídricos*, Vol. 30, N.º 2, 37-43, Novembro de 2009. © APRH, ISSN 0870-1741

ção de um índice adaptado aos tipos fluviais portugueses, composto por macrófitos indicadores de vários tipos de perturbação (orgânica, morfológica e hidrométrica). O presente trabalho resume os métodos de avaliação da qualidade ecológica desenvolvidos e testados em Portugal no contexto da implementação da DQA, e discute as suas potencialidades face à especificidade dos tipos fluviais portugueses.

2. ÍNDICES E MÉTODOS DE AVALIAÇÃO DA QUALIDADE ECOLÓGICA EM PORTUGAL

2.1. Índice de Vegetação Ripária, IVR

O Índice de Vegetação Ripária (IVR) foi desenvolvido a partir de dados florísticos, ambientais e de pressão de 205 locais minimamente perturbados (i.e. locais de referência) e 180 locais perturbados, (i.e. locais não--referência). O trabalho de campo foi realizado na época de Primavera-Verão de 2004 e 2005. A metodologia de amostragem de macrófitos foi adaptada às condições específicas de sistemas fluviais mediterrâneos a partir da norma EN14184:2003 ("Water Quality - Guidance for the surveying of aquatic macrophytes in running waters"), aprovada pelo *Comité Européen de Normalization* (CEN). Deste modo, considerou-se para a amostragem um troço de rio com 100 m de comprimento, com as dimensões laterais a incluir a zona inundada no Inverno e cujo limite superior corresponde geralmente à área ocupada pela galeria ripícola. Esta área foi percorrida de jusante para montante em zigue-zague no canal e margens e anotadas as espécies observadas de macrófitos (excluindo as macroalgas). O protocolo

de amostragem de macrófitos foi publicado na forma de Manual pelo Instituto da Água (INAG IP, 2008b) e encontra-se disponível em http://dqa.inag.pt/dqa2002/port/docs_apoio/doc_nac/Manuais/Macrofitos.pdf.

O IVR é um índice multimétrico que incorpora atributos específicos e de composição das comunidades vegetais que reflectem processos ecológicos e funções estruturais do ecossistema. O IVR foi desenvolvido por tipo fluvial e por duas regiões Norte e Sul (Tabela 1). O IVR Norte inclui dez métricas e aplica-se aos seguintes tipos de rios: Rios Montanhosos do Norte, Rios do Norte, Rios de Transição Norte-Sul e Rios Montanhosos do Sul; o IVR Sul inclui nove métricas e aplica-se aos Rios do Litoral Centro e restantes Rios do Sul. Esta divisão é justificada pelos resultados da classificação tipológica de macrófitos (Aguiar *et al.*, 2008) e pela maior robustez e facilidade de aplicação prática a níveis espaciais superiores ao tipo fluvial. Em função dos valores calculados para cada métrica, é obtida uma pontuação de 1, 3, ou 5. O valor do índice obtém-se como: $IVR = \sum \text{métricas} - \text{valor mínimo}$, sendo 10 o valor mínimo para o IVR Norte e 9 para o IVR Sul. Foram também calculados os valores das fronteiras das classes de estado ecológico para cada grupo de tipos de rio e com base neles é atribuído o estado ecológico ao local (Excelente, Bom, Razoável, Medíocre, ou Mau). A Tabela 1 apresenta os valores das medianas dos locais de referência para cálculo dos RQEs (Rácios de Qualidade Ecológica) e as fronteiras entre classes. Outros detalhes metodológicos de desenvolvimento e validação do índice, bem como as implicações de dependência espacial tipológica, poderão ser consultados em Ferreira *et al.* (2007), ou brevemente em Aguilar *et al.* (no prelo).

Tabela 1 – Métricas do Índice de Vegetação Ripária para as regiões Norte (IVR Norte) e Sul (IVR Sul), pontuações, limites e amplitude de variação. Mediana dos locais de referência e fronteiras das classes de qualidade ecológica. RQE – Rácio de Qualidade Ecológica; Classes de qualidade: H – Excelente; G – Boa; M – Razoável; P – Medíocre; B – Má.

MÉTRICAS	IVR Norte			IVR Sul		
	5 (Boa)	3 (Média)	1 (Má)	5 (Boa)	3 (Média)	1 (Má)
Riqueza total (nº)				≥ 62	55.5-62	< 55.5
Proporção de endémicas (%)	≥ 5.2	3.2-5.2	< 3.2	≥ 1.9	0.1-1.9	< 0.1
Proporção de higrófitos (%)	≥ 59.6	0.5-59.6	< 0.5	≥ 41.8	0.5-41.8	< 0.5
Proporção de acidófilas (%)	≥ 12.7	8.7-12.7	< 8.7	≥ 5.7	2.8-5.7	< 2.8
Proporção de vivazes + perenes (%)	≥ 84	76.5-84	< 76.5			
Cobertura de <i>Carex elata</i> ssp. <i>reuterana</i> (%)	≥ 0.7	0.1-0.7	< 0.1			
Proporção de exóticas (%)	≤ 4.8	4.8-8	> 8	≤ 3.7	3.7-7.9	> 7.9
Cobertura de exóticas (%)	≤ 0.5	0.5-2.8	> 2.8	≤ 0.5	0.5-4.8	> 4.8
Proporção de nitrófilas (%)				≤ 3.9	3.9-6.5	> 6.5
Riqueza em bolbosas e tuberosas (nº)				≤ 4	4-15.5	> 15.5
Proporção de ruderais (%)	≤ 8.3	8.3-11.4	> 11.4			
Cobertura lenhosa ponderada *	≥ 3.3	0.7-3.3	< 0.7	≥ 6.5	0.6-6.5	< 0.6
Cobertura de <i>Erica arborea</i> + <i>Frangula alnus</i> (%)	≥ 0.4	0.1-0.4	< 0.1			
Amplitude de variação		10-50			9-45	

continua

Tabela 1 – continuação

Mediana dos locais de referência		30	24
Fronteiras das classes de qualidade ecológica (em RQE)	H/G	0.67	0.75
	G/M	0.50	0.56
	M/P	0.33	0.37
	P/B	0.16	0.19

* a cobertura lenhosa ponderada corresponde à soma da cobertura das espécies lenhosas (árvores, arbustos, lianas) multiplicada pela percentagem de rocha das margens +1, a dividir por 100.

2.2. Adaptação do índice *Mean Trophic Rank*, MTRp

O MTR é baseado na combinação das espécies existentes num sítio, cada espécie tendo um valor indicador e uma abundância. O inventário é realizado no canal num troço de 100 metros de comprimento, e inclui a parte submersa, mas que poderá estar temporariamente exposta devido ao regime torrencial típico de cursos de água mediterrânicos, ou por períodos mais longos devido a determinadas condições naturais (geológicas, climáticas), ou seja, todo o leito até à base do talude. A esta adaptação espacial do MTR britânico deu-se o nome de MTRp (*Mean Trophic Rank* adaptado a sistemas fluviais portugueses). Para o cálculo do índice só são utilizadas as espécies para as quais foram definidos valores indicadores (espécies indicadoras). Para cada espécie indicadora, o valor indicador, designado *Species Trophic Rank* (STR), pode variar de 1 a 10 de acordo com a sua resposta à eutrofização. Os valores STR elevados correspondem a espécies intolerantes à eutrofização. A abundância de cada espécie - *Species Cover Value*, SCV - é avaliada numa escala de 1 a 9. Multiplicando o STR de cada espécie indicadora pelo respectivo SCV, obtém-se uma pontuação do valor de cobertura da espécie - *Cover Value Score*, CVS. O MTR obtém-se dividindo a soma dos CVS pela soma dos SCV, e multiplicando por 10. O índice varia de 10 a 100, correspondendo os valores mais baixos a locais com maior eutrofização. À semelhança do IVR, foram calculados os valores dos RQEs e as fronteiras de classes de qualidade, que poderão ser consultadas em Ferreira *et al.* (2007) e testados para as regiões Norte e Sul. A descrição pormenorizada do sistema, lista de espécies indicadoras e respectivos STR, bem como os métodos de validação podem ser consultados em Holmes *et al.* (1999).

3. ANÁLISE COMPARATIVA ENTRE MÉTODOS DE AVALIAÇÃO DA QUALIDADE ECOLÓGICA

A qualidade de um índice e consistência da sua resposta (ou o seu inverso, a incerteza) e, por extensão, a capacidade preditiva do resultado final, podem estar associadas a três causas:

- variabilidade intrínseca dos ecossistemas, que em zonas mediterrâneas é particularmente grande no ano e entre anos;
- variação associada à amostragem (experiência das equipas, casualidade de distribuição das espécies e heterogeneidade espacial dos troços de amostragem) e ao processamento de dados (experiência do observador, esforço de observação em horas, rigor), em muitos casos gerando uma incerteza muito elevada nos resultados;
- variação interna dos dados, ou seja, da resposta à perturbação, sendo que um índice com uma resposta muito variável para o mesmo nível de perturbação, e com baixo declive na recta de regressão, apresenta uma incerteza grande de resultados.

O IVR apresenta boas respostas à perturbação, estatisticamente significativas e tendencialmente preditivas da perturbação. A Eficiência Discriminatória (Ofenböck *et al.*, 2004), calculada pela proporção de locais não-referência com valores menores do que o percentil 25 dos locais de referência, é elevada para o IVR em ambas as regiões (68,3 % para o Norte e 81,8% para o Sul), enquanto que o MTRp apresenta Eficiências Discriminatórias menores, com grande sobreposição entre locais de referência e não-referência, sobretudo na Região Norte (Figura 1).

Para analisar a resposta dos índices à perturbação foram efectuadas correlações de Spearman com os valores obtidos pelos índices, as pressões individuais, índices estruturais (e.g. QBR), índices de pressão (e.g. Pressão global). O Apêndice 1 apresenta as variáveis de pressão utilizadas e respectivas unidades. A pressão global foi calculada pelo somatório dos valores estimados de 1 (minimamente alterado) a 5 (muito alterado) de oito variáveis, nomeadamente: i) ocupação do solo, ii) área urbana, iii) carga de sedimentos, iv) acidificação e toxicidade, v) contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes, vi) integridade da zona riparia, vii) regime hidrológico e viii) condição morfológica. A Tabela 2 apresenta o sumário dos resultados das correlações a nível nacional entre os índices IVR e MTRp e as variáveis de pressão, índices de pressão e estruturais.

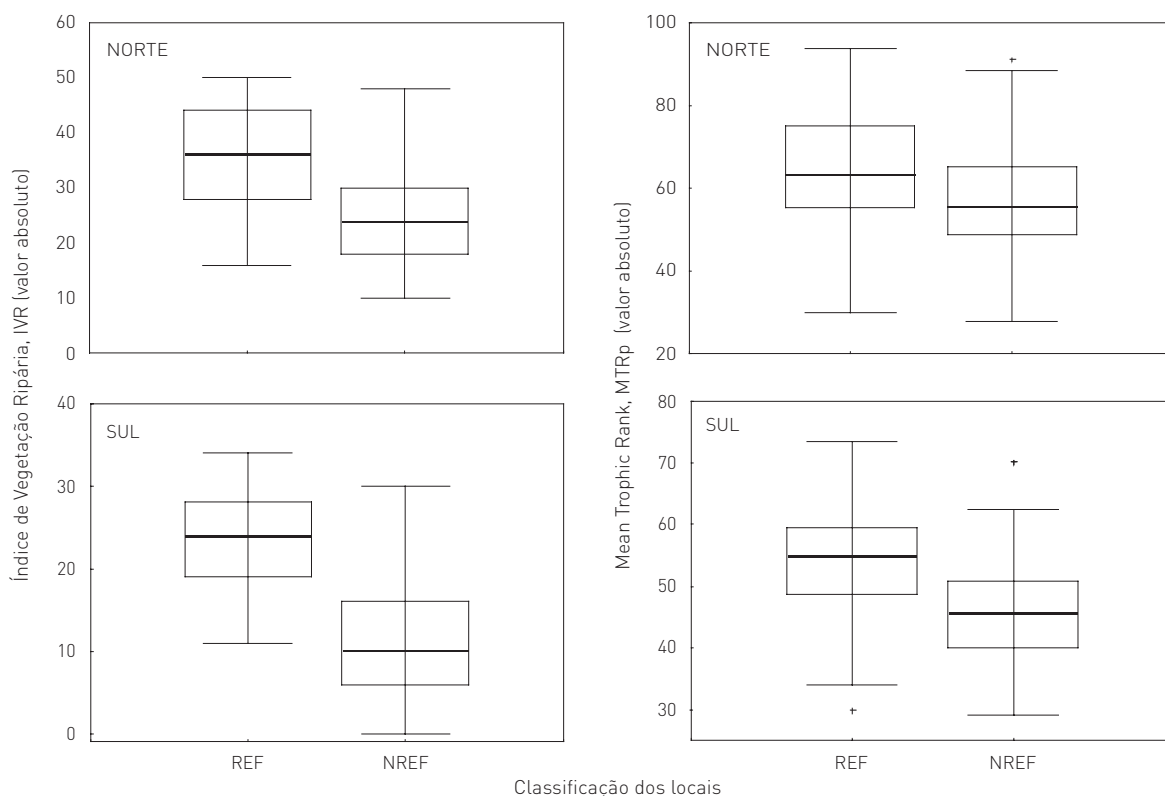


Figura 1 – Ilustração da Eficiência Discriminatória ente os locais de referência (REF) e locais não-referência (NREF) para as regiões Norte e Sul. Mediana, 1º e 3º quartis, valores extremos e outliers (+) do Índice de Vegetação Ripária (IVR) e do Mean Trophic Rank (MTRp).

Tabela 2 – Sumário das correlações de Spearman ($p < 0.05$) entre os índices MTRp (Mean Trophic Rank) e IVR (Índice de Vegetação Ripária), variáveis de pressão e índices de pressão. Ver Apêndice 1 para acrónimos das variáveis.

Correlação de Spearman ($p > 0.05$)	IVR	MTR
≥0.50	Pressão Global	Pressão Global, CB05, CQ0, SUM
≥0.40-0.50	Carga de sedimentos, Zona ripária, Ocupação do solo, Nitratos, Contaminação orgânica, SUM	
≥0.35-0.40	CB05, CQ0, Ortofosfatos, Condição morfológica, Agricultura extensiva (ponto, segmento), Área urbana, QBR, HQA, N-Total,	Carga de sedimentos, Contaminação orgânica, Nitratos, Ortofosfatos, ocupação do solo, Agricultura extensiva (ponto), Zona ripária, N-Total, P-Total
≥0.30-0.35	Agricultura intensiva (ponto), Amónia, P-Total	

Observou-se também uma boa resposta do IVR à degradação expressa pela correlação de Spearman com o índice de pressão global (0.56 e 0.75, com $p < 0.01$ para o Norte e Sul respectivamente). De um modo geral, O IVR apresenta correlações significativas com a maioria das pressões individuais, bem como com

índices estruturais. Ao incluir toda a comunidade e ao basear-se em elementos quantitativos da estrutura desta, o IVR é bastante tolerante a condições adversas de amostragem, a erros de identificação e ainda a variações erráticas da ocorrência de uma dada espécie. O índice MTRp, baseado apenas em espécies

herbáceas indicadoras de eutrofização, apresentou respostas preditivas menos robustas do que o IVR, quer em relação à pressão global (correlação de Spearman, $p < 0.01$ de 0.45, 0.36 para as regiões Norte e Sul, respectivamente), quer para as pressões isoladas, apresentando no entanto correlações significativas com variáveis físico-químicas da água.

Na Figura 2 apresentam-se os resultados relativos à distribuição dos locais amostrados por classes ecológicas. O MTRp apresenta um menor número de locais com classificação Má e Medíocre que o IVR. No entanto, este resultado poderá estar enviesado, uma vez que muitos dos locais não puderam ser avaliados por não existirem espécies elegíveis. Por outro lado, o IVR, além de ter respostas mais consistentes à perturbação, responde a pressões físicas (e.g. alterações morfológicas no perfil fluvial, cortes de vegetação) traduzindo uma menor flexibilidade em relação à avaliação da qualidade ecológica do sistema aquático, apresentando grande número de locais com avaliação de qualidade não aceitável segundo a DQA, ou seja qualidade má, medíocre e razoável.

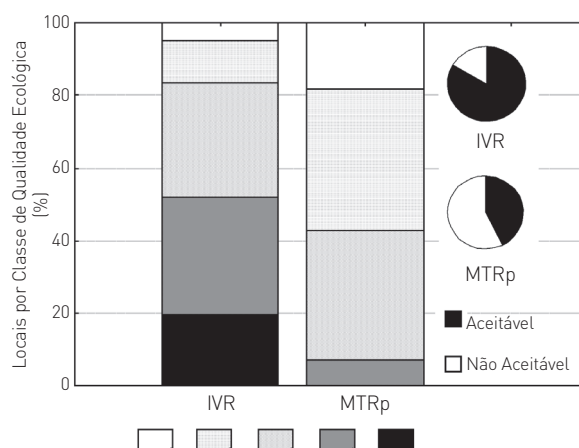


Figura 2 – Distribuição dos locais por classe de qualidade ecológica. Percentagens de locais com qualidade ecológica aceitável segundo a Directiva da Qualidade da Água (H-Excelente + G-Boa) e não aceitável (M-Razoável + P-Medíocre + B-Má), de acordo com o IVR (Índice de Vegetação Ripária) ou com o MTRp (Mean Trophic Rank).

4. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O MTRp é baseado sobretudo no valor bioindicador de espécies aquáticas. Este índice é menos sensível nos

rios mediterrânicos e de regiões áridas já que as comunidades de herbáceas são dominadas por espécies emergentes que ocorrem nas condições de reduzido caudal durante diversos meses do ano. Uma vez que não foram desenvolvidas adaptações relativamente à lista de *taxa* indicadores, e como só uma parte das espécies que pontuam no método original ocorre em Portugal, o número de espécies elegíveis é relativamente reduzido o que afecta a capacidade de resposta do índice e justifica um esforço, para resolver esta fragilidade. Assim, estão em curso estudos no sentido de desenvolvimento de um índice bioindicador baseado em espécies aquáticas, emergentes e higrófilas¹. Está também em estudo a aplicação de métodos pouco explorados neste elemento biológico, mas largamente aplicados em macroinvertebrados, como a utilização de modelos preditivos, baseados nos métodos BEAST (Reynoldson *et al.*, 1995) e RIVPACS (Wright, 2000)².

O IVR ao incorporar diferentes respostas estruturais e funcionais reflecte alterações de origem diferente, incluindo poluição orgânica, poluição química, alterações habitacionais e alterações do regime de caudais. Este índice foi sujeito a avaliação externa (em Aguiar *et al.*, no prelo) e pode ser utilizado na monitorização de sistemas fluviais portugueses. O IVR responde de forma integrada à degradação do corredor fluvial, enquanto os índices baseados em espécies estritamente aquáticas como o MTR têm uma resposta direccionada à pressão orgânica.

Os índices biológicos raramente são estáticos. O período subsequente ao início da sua utilização em rotina é marcado por testes de resposta, ajustamentos e melhorias, normalmente ocorrendo várias versões. Neste período, por vezes com uma extensão prolongada que poderá chegar a uma década, deverá realizar-se a avaliação da robustez da resposta: i) com um número crescente de locais e de situações de perturbação, ii) com a intervenção de diferentes equipas e para variadas situações ecológicas, iii) para diferentes variações do ano hidrológico e estações do ano; e iv) para acções de restauro com graus diferentes de intervenção e em diferentes situações ecológicas. É necessário também desenvolver mecanismos de controlo de qualidade e de certificação de equipas, bem como a coordenação dos resultados com os dos outros elementos biológicos, hidromorfológicos e físico-químicos. Recomenda-se fortemente a programação deste trabalho para os próximos anos, no sentido de ajuste, validação e calibração dos índices e modelos referidos.

¹ Designações portuguesa e internacional provisórias: SPM, Sistema de Pontuação Macrofítico e MSS, Macrophyte Scoring System

² MAC, Macrophyte Assessment and Classification e MACPACS, MACrophyte Prediction And Classification System

AGRADECIMENTOS

O trabalho de base aqui descrito foi realizado no âmbito do protocolo de colaboração "Directiva de Quadro da Água - Qualidade Ecológica da Bacia do Rio Tejo e nas Bacias Hidrográficas das Ribeiras do Oeste" entre o INAG (Instituto da Água) e a ADISA (Associação para Desenvolvimento do Instituto Superior de Agronomia), Contrato nº 2003/071/INAG. Agradece-se ainda à Fundação para a Ciência e a Tecnologia pelo financiamento da bolsa de Pós-Doutoramento (SFRH/BPD/29333/2006) de Francisca C. Aguiar, que permitiu a realização deste trabalho. Uma palavra de agradecimento a todos os que directa ou indirectamente colaboraram no desenvolvimento e aplicação dos métodos aqui descritos, em particular aos Engenheiros Teresa Vasconcellos, Paulo Pinheiro, Luis Lopes, Doutora Cecília Sérgio e Dr.^a Inês Silva.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA CATALANA DE L'ÀGUA (2001), "*Index per a l'avaluació de la Qualitat del Medi Fluvial a partir de la Vegetacion de Ribera (IVF)*". Barcelona: Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya.

AGUIAR, FRANCISCA C.; FERREIRA, M^a TERESA; ALBUQUERQUE, ANTÓNIO e RODRIGUEZ-GONZÁLEZ, PATRICIA (2008), "Tipologia ripícola de sistemas fluviais portugueses". *Tecnologia da Água*, 3, 30-38.

AGUIAR, FRANCISCA C.; FERREIRA, M^a TERESA; ALBUQUERQUE, ANTÓNIO; RODRIGUEZ-GONZÁLEZ, PATRICIA e SEGURADO, PEDRO (no prelo, *Fundamental and Applied Limnology*), "Structural and functional responses of riparian vegetation to human disturbance: performance and scale-dependence".

CAFFREY, JOSEPH M. (1985), "A scheme for the assessment of water quality using macrophytes as indicators." *Journal of Life Science R. Dubl. Soc.*, 5, 105-111.

CARIGNAN, VINCENT e VILLARD, MARC-ANDRÉ (2002), "Selecting indicator species to monitor ecological quality: a review." *Environmental Monitoring and Assessment*, 78, 45-61.

FERREIRA, M^a TERESA; AGUIAR, FRANCISCA C.; RODRIGUEZ-GONZÁLEZ, PATRÍCIA e ALBUQUERQUE, ANTÓNIO (2007), "*Directiva Quadro da Água. Avaliação da Qualidade Ecológica das Águas Interiores com base no Elemento Macrófitos. Relatório Final. Contrato nº 2003/071/INAG*". Lisboa: Associação para o Desenvolvimento do Instituto Superior de Agronomia.

FERREIRA, M^a TERESA; RODRIGUEZ-GONZÁLEZ, PATRICIA; AGUIAR, FRANCISCA C. e ALBUQUERQUE, ANTÓNIO (2005), "Assessing biotic integrity in Iberian rivers: development and evaluation of a multimetric plant index." *Ecological Indicators*, 5, 137-149.

HAURY, JACQUES; PELTRE, MARIE CHRISTINE; MULLER, SERGE; TRÉMOLIÈRES, MICHÈLE; BARBE, JACQUES; DUTARTRE, ALAIN e GUERLESQUIN, MICHELINE (1996), "Des indices macrophytiques pour estimer la qualité des cours d'eau français: premières propositions." *Écologie*, 27, 233-244.

HOLMES, NIGEL T. H.; NEWMAN, J. R.; CHADD, S.; ROUEN, K. J.; SAINT, L. e DAWSON, F. H. (1999), "*Mean Trophic Rank. A User's Manual*. R&D Technical Report E38". Bristol, UK: Environment Agency.

INAG IP. (2008a), "*Tipologia de rios em Portugal continental no Âmbito da Implementação da Directiva Quadro da Água. I - Caracterização abiótica*". Lisboa: Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, Instituto da Água IP.

INAG IP. (2008b), "*Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva Quadro da Água. Protocolo de amostragem para macrófitos*". Lisboa: Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, Instituto da Água IP.

MUNNÉ, ANTONI; PRAT, NARCÍS; SOLÀ, CAROLINA; BONADA, NÚRIA e RIERADEVALL, M^a (2003), "A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index." *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13, 147-163.

OFENBÖCK, THOMAS; MOOG, OTTO; GERRITSEN, JEROEN e BARBOUR, MICHAEL T. (2004), "The development of a macro-invertebrate based multimetric index for monitoring the ecological status of running waters in Austria". *Hydrobiologia*, 516, 251-268.

REYNOLDSON, TREFOR B.; BAILEY, ROBERT C.; DAY, K. E. e NORRIS, RICHARD H. (1995), "Biological guidelines for freshwater sediment based on Benthic Assessment of Sediment (the BEAST) using a multivariate approach for predicting biological state." *Australian Journal of Ecology*, 20 (1), 198-219.

SCHNEIDER, SUSANNE e MELZER, ARNULF (2003), "The trophic index of macrophytes (TIM) - a new tool for indicating the trophic state of the water." *International Review Hydrobiology*, 88, 49-67.

SUÁREZ, M^a LUÍSA; MELLADO, ANDRÉS; SÁNCHEZ-MONTOYA, M^a MAR e VIDAL-ABARCA, M^a ROSARIO (2005), "Propuesta de un índice de macrófitos (IM) para evaluar la calidad ecológica de los ríos de la cuenca del Segura." *Limnetica*, 24, 305-318.

SZOSZKIEWICZ, KRZYSZTOF; FERREIRA, TERESA; KORTE, THOMAS; BAATTRUP-PEDERSEN, ANNETTE; DAVY-BOWKER, JOHN e O'HARE, MATTIE (2006), "European river plant communities: the importance of organic pollution and the usefulness of existing macrophyte metrics." *Hydrobiologia*, 566(1), 211-234.

WRIGHT, JOHN F. (2000), *An introduction to RIVPACS*, in: Wright, John F.; Sutcliffe, David W. e Furse, Mike T. (eds). "RIVPACS and Similar Techniques for Assessing the Biological Quality of Freshwaters." Ambleside, Cumbria, UK: Freshwater Biological Association and Environmental Agency, 1-24.

