

A QUALIDADE DAS BASES DE DADOS COMO FACTOR CRUCIAL EM ESTUDOS AMBIENTAIS; CONDIÇÕES DE REFERÊNCIA E TIPOLOGIA COM BASE PISCÍCOLA PARA RIOS PORTUGUESES

João M. OLIVEIRA; Rui CORTES; Amílcar TEIXEIRA; José M. SANTOS; Paulo J. PINHEIRO; Maria T. FERREIRA; Jorge BOCHECHAS; João FERREIRA; João PÁDUA

João M. OLIVEIRA

Doutor, CITAB - Centro de Investigação e de Tecnologias Agro-Ambientais e Biológicas, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Quinta de Prados 5000-911 Vila Real, e-mail: jmoliveira@utad.pt

Rui CORTES

Professor Catedrático, CITAB - Centro de Investigação e de Tecnologias Agro-Ambientais e Biológicas, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Quinta de Prados 5000-911 Vila Real, e-mail: rcortes@utad.pt

Amílcar TEIXEIRA

Professor Adjunto, CIMO - Centro de Investigação de Montanha, Escola Superior Agrária - Instituto Politécnico de Bragança, Campus de Santa Apolónia - Apartado 1172, 5301-855 Bragança, e-mail: amilt@ipb.pt

José M. SANTOS

Doutor, CEF - Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, e-mail: jmsantos@isa.utl.pt

Paulo J. PINHEIRO

Mestre, CEF - Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, e-mail: pjpinheiro@isa.utl.pt

Maria T. FERREIRA

Professora Associada com Agregação, CEF - Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, e-mail: terferreira@isa.utl.pt

Jorge BOCHECHAS

Mestre, Autoridade Florestal Nacional, Divisão de Caça e Pesca, Av. João Crisóstomo, 26-28, 1069-040 Lisboa, e-mail: jorge.bochechas@afn.min-agricultura.pt

João FERREIRA

Biólogo, Instituto da Água, I.P., Divisão de Administração das Utilizações, Av. Almirante Gago Coutinho, 30, 1049-066 Lisboa, e-mail: joao.ferreira@inag.pt

João PÁDUA

Mestre, Instituto da Água, I.P., Divisão de Administração das Utilizações, Av. Almirante Gago Coutinho, 30, 1049-066 Lisboa, e-mail: padua@inag.pt

RESUMO

Com base num conjunto superior a 1000 amostragens piscícolas em rios portugueses (troços vadeáveis) realizadas por diversas entidades nacionais nos últimos 10 anos, seleccionou-se um grupo de 459 locais que cumprem critérios de normalização de amostragem, procedimentos no terreno, e acuidade nas identificações taxonómicas. Estes locais representam a diversidade de condições naturais e de impactos humanos em Portugal Continental. Para caracterizar a magnitude e tipo de perturbação humana em cada local foram aplicadas 15 variáveis de pressão – ao nível do troço, segmento e bacia – classificadas de acordo com o desvio às condições naturais (de 1 para ausência de desvio, até 5 para forte degradação). Este passo envolveu um longo período de trabalho e baseou-se na análise de várias fontes de informação geográfica e documental, em inquéritos e no conhecimento do terreno. Durante as fases de selecção de locais e construção das bases de dados ambientais e biológicas, toda a informação foi sujeita a procedimentos de controle de qualidade de dados. É proposta uma metodologia para a selecção de sítios de referência; desta forma, foram incluídos neste grupo os locais com pontuação 1 ou 2 em, pelo menos, 80% das variáveis, permitindo a classificação 3 em 20% (três variáveis), excepto para a variável “abundância de indivíduos exóticos”, que obrigatoriamente correspondeu à pontuação 1 ou 2. Uma abordagem estatística multivariada suportou os dois passos seguintes: a definição da tipologia com base nas ictiocomunidades e a alocação de todos os locais num tipo. Utilizando os sítios de referência, e com base na classificação de grupos funcionais piscícolas, foram estabelecidos 6 tipos (t.): t. salmonícola da região norte; t. transição salmonícola-ciprinícola da região norte; t. ciprinícola de pequena dimensão das regiões norte interior e sul; t. ciprinícola de média dimensão da região norte; t. ciprinícola de média dimensão da região sul e t. ciprinícola da região norte litoral. A análise discriminante múltipla (ADM) suportou a tipologia piscícola, alocando correctamente 71 a 93% dos locais para os seis grupos; temperatura média em Julho, área de drenagem, altitude, precipitação média anual e uma variável categórica de enquadramento geográfico foram as variáveis retidas pelo modelo final. A ADM evidenciou elevada robustez ao classificar a maioria dos locais de não referência num dos tipos da respectiva região geográfica e ao detectar variações longitudinais das comunidades piscícolas ao longo de vários rios.

Palavras-chave: tipos piscícolas, grupos funcionais, Directiva-Quadro da Água, qualidade dos dados, estatística multivariada.

1. INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, vários autores têm abordado questões relacionadas com a qualidade de dados ambientais em bases de dados de larga escala (Redman, 2001; Chapman, 2005). Chapman (2005) realça mesmo a importância das instituições possuírem uma visão estratégica relativamente à obtenção, organização e manutenção de dados de boa qualidade, nomeadamente aquelas que se suportam dessa informação para decisões ao nível da gestão ambiental, ou que a disponibilizam ao público em geral. Este objectivo reforçará a visão global da instituição e melhorará os seus procedimentos operacionais (Redman, 2001). O custo da construção de bases de dados ambientais de elevado nível qualitativo (ou simplesmente de matrizes ecológicas) pode ser substancial, mas é apenas uma fracção do custo (mesmo a longo prazo) associado à utilização de conjuntos de dados com excesso de ruído, artificialmente enviesados e insuficientemente validados (Armstrong, 1992 em Chapman, 2005). Estes princípios aplicam-se de sobremaneira a matrizes que são construídas com base em dados de diversa proveniência (e.g., equipas de trabalho distintas) e que implicam, por exemplo, uma prévia homogeneização de critérios (e.g., ao nível da classificação de dados de pressão humana) ou um rastreamento de dados ambientais (e.g., ao nível das classificações taxonómicas). O desenvolvimento de ferramentas de avaliação do estado ecológico no contexto da Directiva-Quadro da

Água (DQA), quer à escala nacional (INAG, 2009; Morais *et al.*, 2009), quer à escala europeia (Hering *et al.*, 2003; Pont *et al.*, 2007), proporciona um enorme desafio neste campo, uma vez que amiúde se suportam de dados ambientais e biológicos recolhidos por várias equipas. Em último grau, o controle de qualidade de dados na sua fase inicial é um processo crucial para o sucesso da aplicação da DQA em Portugal.

Um dos primeiros passos para a avaliação do estado ecológico de rios no contexto da DQA é a definição de tipos fluviais. Estes tipos correspondem a grupos de rios com características geográficas e hidrológicas relativamente homogéneas, consideradas relevantes para a determinação das condições ecológicas, i.e., os tipos diferenciam-se quer ao nível dos factores físicos e químicos que determinam as suas características (e.g., altitude, declive, geologia), quer ao nível da estrutura e composição das suas comunidades biológicas (e.g., tipo fluvial permanente da região norte, com pequena área de drenagem, declive médio/elevado e dominado por *Salmo trutta*). O desenvolvimento de uma tipologia é suportado por um conjunto de locais de referência previamente seleccionados, i.e., de troços fluviais cuja perturbação antrópica seja pouco significativa. Nos últimos anos, têm sido propostas várias abordagens à definição das condições de referência, incluindo em rios mediterrânicos (ver revisão em Sánchez-Montoya *et al.*, 2009). Os principais objectivos da definição de tipos são por isso (1) a correcta determinação das condições de referência, que variam entre sistemas fluviais distintos, e (2) a comparação das classificações do estado ecológico dentro de cada grupo de rios com características semelhantes. Esta aproximação tipológica permite aprofundar o conhecimento de distintos sistemas aquáticos em condições próximas das naturais, e a variabilidade natural/não natural dentro e entre os tipos previamente definidos.

Alguns autores têm proposto tipologias piscícolas para Portugal: no âmbito do projecto europeu FAME, Ferreira *et al.* (2007) fizeram uma primeira abordagem dos tipos de rios para algumas regiões de Portugal, tendo-se encontrado, para alguns deles, métricas que apresentaram respostas robustas a factores de perturbação humana, e a nível nacional, Ilhéu *et al.* (2009) apresentaram uma tipologia com base nos trabalhos associados à aplicação da DQA no nosso país. Embora Portugal apresente uma área relativamente pequena, exhibe uma elevada heterogeneidade ambiental e concomitantemente uma grande diversidade de sistemas fluviais. Julgou-se, por isso, que a apresentação de uma tipologia de base piscícola para Portugal e, mais importante, o posterior desenvolvimento de ferramentas fiáveis de avaliação do estado ecológico, deviam ser suportados por um conjunto robusto de dados, geográfica e ambientalmente representativo, e estandardizado ao nível da recolha e classificação da informação ambiental e biológica. Tendo em vista responder a este desafio, a Autoridade Florestal Nacional (AFN) e o Instituto da Água, I. P. (INAG) reuniram esforços para compilar, analisar e filtrar a informação de projectos desenvolvidos por estas instituições, a que se juntou dados de projectos realizados por várias equipas de investigação nacionais. Julga-se que este exemplo de colaboração entre diferentes organizações se reflectirá certamente na qualidade dos instrumentos de avaliação do estado ecológico a serem apresentados, e contribuirá para a estandardização de metodologias de campo e gabinete, tendo em vista produzir bases de dados com elevado nível qualitativo.

2. MÉTODOS

2.1 Organização e controle de qualidade dos dados

Com base num conjunto superior a 1000 amostragens piscícolas em rios portugueses (troços vadeáveis) realizadas por diversas entidades nacionais nos últimos 10 anos, seleccionou-se um grupo de 459 locais que cumprem critérios de normalização de amostragem [norma EN 14011 (CEN, 2003)], procedimentos no terreno e acuidade nas identificações taxonómicas. Cerca de 70% destes locais corresponderam a dados do INAG e da AFN.

Chapman (2005) aponta as várias etapas que conduzem à detecção e correcção de ruído “não natural” e conseqüente aumento de qualidade de bases de dados ambientais, nomeadamente ao nível

da validação e limpeza de informação, bem como da standardização de metodologias. A validação é um processo usado para determinar se os dados são imprecisos, incompletos ou pouco razoáveis. No presente trabalho este processo incluiu, por exemplo, controlos de formatação, verificação das capturas piscícolas, detecção de imprecisões nas classificações taxonómicas, revisão/reclassificação de todas as variáveis ambientais (de pressão antrópica e naturais), identificação de *outliers* (geográficos, estatísticos, ambientais) ou outros erros, e análise de dados por especialistas em diversas áreas (por exemplo, em funcionamento de estruturas hidráulicas de quebra de conectividade fluvial). Estes processos resultaram na identificação, documentação e posterior verificação de registos a corrigir. A validação envolveu também a verificação de conformidade com as normas, regras e convenções. A limpeza de dados é um processo que vai desde a eliminação de informação deficiente até à "fixação" de erros que foram identificados durante o processo de validação; por exemplo, como consequência da subavaliação de determinada variável de pressão devido à insuficiência de dados base geográficos ou documentais que suportaram essa avaliação. Um objectivo fundamental na validação e limpeza de dados é a identificação das causas dos erros detectados e o desenvolvimento de normas que evitem, ou pelo menos mitiguem, a repetição desses erros. No sentido lato do termo, o processo de standardização das metodologias englobou aspectos tão diversos que foram desde as metodologias de campo (como, por exemplo, já se referiu relativamente à norma CEN), até à homogeneização/correção das classificações ambientais, incluindo a reclassificação de variáveis de pressão por um número limitado de investigadores, com recurso quer a informação documental exhaustiva, quer pontualmente a deslocações/revisitas aos locais.

2.2 Condições de referência e tipologia de base piscícola

Os 459 locais seleccionados representam satisfatoriamente a diversidade de condições naturais e de impactos humanos em Portugal Continental. Para caracterizar a magnitude e tipo de perturbação humana em cada local foram aplicadas 15 variáveis de pressão – ao nível do troço, segmento e bacia – classificadas de acordo com o desvio às condições naturais (de 1 para ausência de desvio, até 5 para forte degradação). No contexto do ponto anterior, este passo envolveu um longo período de trabalho e baseou-se na análise de várias fontes de informação geográfica e documental, em inquéritos e no conhecimento do terreno. Neste trabalho, é proposta uma modificação da metodologia apresentada por Sánchez-Montoya *et al.*, (2009) para a selecção de locais de referência em rios mediterrânicos, tendo em conta as especificidades geográficas e socioeconómicas do nosso país. Desta forma, foram incluídos neste grupo os locais com pontuação 1 ou 2 em, pelo menos, 80% das variáveis, permitindo a classificação 3 em 20% (três variáveis), excepto para a variável “abundância de indivíduos exóticos”, que obrigatoriamente correspondeu à pontuação 1 ou 2. No quadro 1 são apresentadas as variáveis consideradas e os critérios propostos para cada uma delas.

Uma vez seleccionado um grupo de 91 locais de referência, representativos da diversidade dos sistemas fluviais em Portugal, construiu-se a correspondente matriz biológica, que incluiu as capturas piscícolas nos vários locais (capturas por unidade de esforço (CPUE): nº indivíduos/ha). Para o tratamento de dados seguiu-se uma aproximação ecológica de tipo funcional, tendo-se considerado grupos de espécies ou *taxon* isolados, com base na sua classificação ao nível de guildas funcionais. Desta forma, para além dos grupos constituídos por um só *taxon* que apresentasse características específicas e distintas em termos de uso de habitat, alimentação, entre outros aspectos, como *Iberochondrostoma lemmingii*, foram ainda formados grupos que incluíram conjuntos de espécies exibindo guildas ecológicas muito idênticas entre si, como *Pseudochondrostoma* spp. que reuniu as várias espécies deste género (Quadro 3). Os grupos presentes em menos de 5% dos troços (i.e., cinco locais) foram omitidas dos tratamentos estatísticos, para evitar a distorção das análises (Gauch, 1982). Por outro lado, as espécies diádromas não foram retidas pelas análises (exceptuando a inclusão das amocetas de *taxa* migradores do grupo Petromyzontidae), devido sobretudo à sua ausência ser

fortemente influenciada pela acção humana a uma larga escala espacial, o que provocaria um acréscimo significativo de ruído.

De forma a agrupar os locais em tipos piscícolas distintos, foi aplicada uma classificação hierárquica à matriz biológica de 91 locais x 10 grupos funcionais (i.e., espécies/conjuntos de espécies), utilizando a distância euclidiana na matriz de similaridade e o método de agrupamento de Ward (Ferreira *et al.*, 2007). Com o objectivo de aproximação à normalidade dos dados e igualdade de variâncias, bem como de moderar a influência de valores extremos, as CPUE dos diferentes grupos funcionais foram transformadas, tendo-se utilizado para o efeito, o logaritmo de base 10. Após a obtenção da tipologia piscícola resultante da classificação, foi efectuada a respectiva validação estatística, através de análises de permutações de respostas múltiplas (MRPP) (McCune e Grace, 2002), tendo-se utilizado a distância euclidiana. O MRPP é uma análise não-paramétrica que testa a hipótese nula da não existência de diferença entre dois ou mais grupos de entidades, e que tem a vantagem de não exigir a normalidade das variáveis (Mielke e Berry, 2001). Por forma a testar a fidelidade e especificidade dos grupos biológicos aos tipos obtidos pela análise de classificação hierárquica, foram efectuadas análises de espécies indicadoras (Dufrêne e Legendre, 1997). Este método identifica espécies indicadoras (neste caso, grupos funcionais) em agrupamentos, combinando simultaneamente num índice, a abundância relativa das espécies com a sua frequência de ocorrência nos vários grupos (neste caso, tipos). As espécies indicadoras são definidas como as espécies mais características de um determinado grupo e ocorrem na maioria das amostras que compõem o grupo. Finalmente, aplicou-se uma análise discriminante múltipla (ADM; *forward stepwise*) ao conjunto de dados de referência, tendo em vista avaliar a um nível puramente ambiental, a robustez dos grupos resultantes da classificação biológica, bem como alocar os locais de não-referência a cada um dos tipos. A análise incluiu seis variáveis não categóricas [latitude, altitude, declive, área de drenagem, temperatura média do ar no mês de Julho (TMJ), e precipitação média anual (PMA)] e uma variável categórica relacionada com a posição geográfica relativa do local no território (Norte/Sul). Algumas variáveis não foram consideradas devido à elevada correlação com outras já incluídas na análise, como por exemplo a distância à nascente. Os dados ambientais foram transformados para garantir a normalidade e a homogeneidade da variância (excepto para a variável categórica). Recorreu-se ao programa PC-Ord para a análise de classificação hierárquica, MRPP e análise de espécies indicadoras, e ao programa STATISTICA para a ADM.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A classificação hierárquica revelou seis grupos coesos. As Figuras 1 e 2 representam, respectivamente, o dendrograma da análise e respectiva divisão nos seis tipos piscícolas e o mapa da distribuição geográfica desses tipos em Portugal Continental (representando todos os locais), a saber: t. salmonícola da região norte (1); t. transição salmonícola-ciprinícola da região norte (2); t. ciprinícola de média dimensão da região norte (3); t. ciprinícola de pequena dimensão das regiões norte interior e sul (4); t. ciprinícola de média dimensão da região sul (5); t. ciprinícola da região norte litoral (6). Os resultados das análises de permutações de respostas múltiplas permitiram validar os grupos obtidos, confirmando a existência de seis tipos fluviais com comunidades piscícolas distintas entre si (Quadro 2). O tipo salmonícola da região norte foi o que mais se distinguiu de todos os outros, enquanto que os tipos ciprinícola de média dimensão da região norte e ciprinícola da região norte litoral foram os mais semelhantes entre si.

O tipo salmonícola da região norte (1) foi claramente definido pela presença de uma espécie – *S. trutta* – que apresentou um índice elevado (44%) (Quadro 3). Os grupos funcionais *Pseudochondrostoma* spp., *S. trutta* e *Squalius* spp. caracterizaram o tipo transição salmonícola-ciprinícola da região norte (2), embora não apresentassem aqui os valores máximos. O tipo ciprinícola de média dimensão da região norte (3) revelou associações dominadas por *Luciobarbus bocagei* (a

Quadro 1. Variáveis utilizadas para a selecção dos locais de referência e critérios para inclusão numa das duas classes de referência (1 e 2). Notas: ¹ - Caetano *et al.*, 2009; ² - Godinho-Ferreira *et al.*, 2005

Variável	Critério	Metodologia
Bacia		
Uso agrícola	<30% agricultura, incluindo <10% agricultura intensiva	Corine Land Cover (CLC), 2000 e 2006 ¹
Uso urbano	<5% tecido urbano	CLC, 2000 e 2006
Áreas florestais e semi-naturais	≥70% uso natural do solo	CLC, 2000 e 2006
Monocultura eucalipto	<30% monocultura <i>Eucalyptus</i> spp.	Carta da tipologia florestal de Portugal Continental ²
Áreas áridas	<25% área drenagem árida, pelo menos nos últimos 5 anos	Cartografia oficial de áreas áridas da AFN
Segmento		
Uso agrícola/silvícola	<40% uso não natural, pequeno impacto	Avaliação pericial no local, complementada pelo CLC
Uso urbano	<5% uso urbano	Avaliação pericial no local, complementada pelo CLC
Perturbação da zona ripária	≥75% vegetação ripária no estado natural	Avaliação pericial no local
Alterações morfológicas	Mantém-se a maior parte da forma natural do canal; presentes todos os habitats	Avaliação pericial no local
Carga sedimento	<25% do leito coberto por sedimentos finos, e pouca turvação	Avaliação pericial no local
Local		
Abundância indivíduos exóticos	<15% indivíduos exóticos	
Alteração do regime hidrológico (barragens a montante)	Pouco significativa; distância >60 km a uma grande barragem (GB), ou >30 km a uma mini-hídrica (MH)	<i>Shapefiles</i> informação geográfica do INAG e AFN
Barragens a jusante	Pequena probabilidade de invasão por espécies exóticas de cariz léntico; distância >10 km GB, ou >5 km MH	<i>Shapefiles</i> informação geográfica do INAG e AFN
Contaminação orgânica/nutrientes	Classe B da classificação do INAG (quase sem poluição)	SNIRH e dados documentais
Concentração oxigénio	Desvios ocasionais dos valores naturais (<20% dos dados disponíveis).	SNIRH e dados documentais

única espécie de barbo presente nesta área geográfica), *Pseudochondrostoma* spp., e *A. oligolepis*. Saliente-se que os dois primeiros grupos registaram uma elevada fidelidade e especificidade significativa com este tipo (valores do índice, respectivamente de 40% e 41%). Por outro lado, o tipo ciprinícola de pequena dimensão das regiões norte interior e sul (4) caracterizou-se pela dominância do grupo funcional *Squalius* spp. e presença significativa de espécies do género *Iberochondrostoma*. O tipo ciprinícola de média dimensão da região sul apresentou uma forte espécie indicadora - *Iberochondrostoma lemmingii* - para a qual foi detectado o maior valor do índice (79%), embora as comunidades destes troços fluviais sejam dominadas pelos grupos *Luciobarbus* spp. e *Squalius* spp. Finalmente, o tipo ciprinícola da região norte litoral foi definido pela predominância de *A. oligolepis* (57%) e por espécies pertencentes à família Petromyzontidae (55%), cujos índices se revelaram significativos.

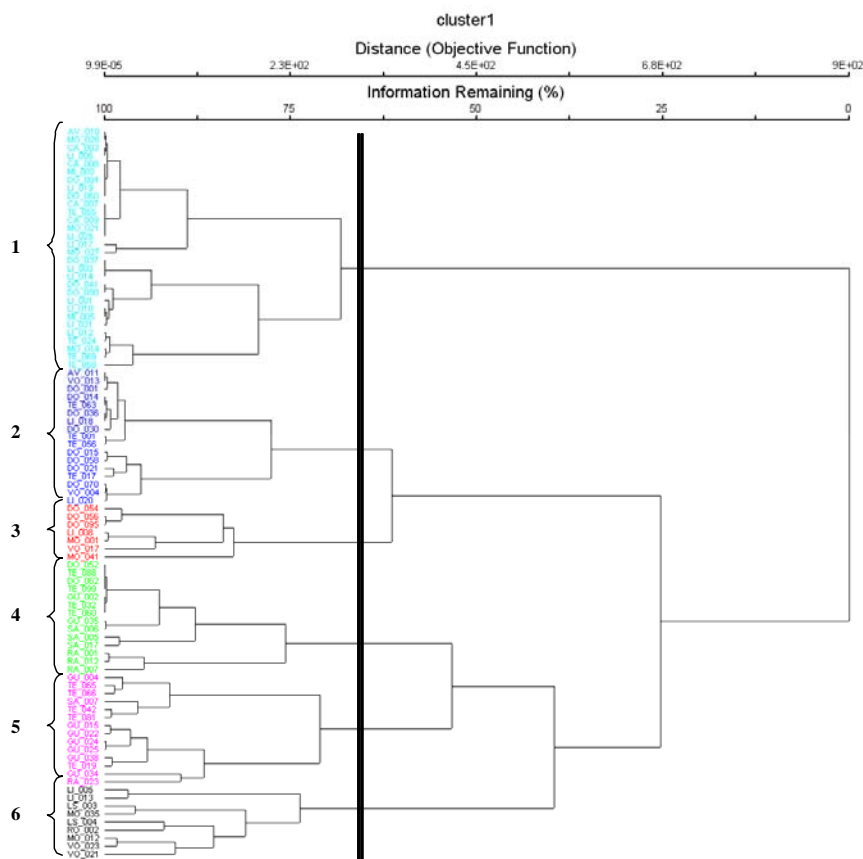


Figura 1. Dendrograma da classificação hierárquica (ver códigos grupos/tipos piscícolas no texto)

Quadro 2. Resultados das análises de permutações de respostas múltiplas sobre as comunidades piscícolas dos diferentes tipos (ver códigos dos grupos no texto). As comparações foram efectuadas sobre o conjunto de todos os tipos e para cada par de combinações. Para $P < 0.05$ correspondem diferenças estatisticamente significativas entre as comunidades. T mede a separação entre grupos e A mede o efeito da dimensão.

Comparação	T	A	P
Todas as tipologias	-41,5	0,45	<0.001
3 vs 4	-12,1	0,36	<0.001
3 vs 1	-16,5	0,23	<0.001
3 vs 5	-9,7	0,29	<0.001
3 vs 2	-11,4	0,26	<0.001
3 vs 6	-7,5	0,21	<0.001
4 vs 1	-24,5	0,36	<0.001
4 vs 5	-14,1	0,25	<0.001
4 vs 2	-18,6	0,37	<0.001
4 vs 6	-12,4	0,28	<0.001
1 vs 5	-26,7	0,40	<0.001
1 vs 2	-22,2	0,30	<0.001
1 vs 6	-20,5	0,28	<0.001
5 vs 2	-17,6	0,32	<0.001
5 vs 6	-13,3	0,27	<0.001
2 vs 6	-15,7	0,35	<0.001

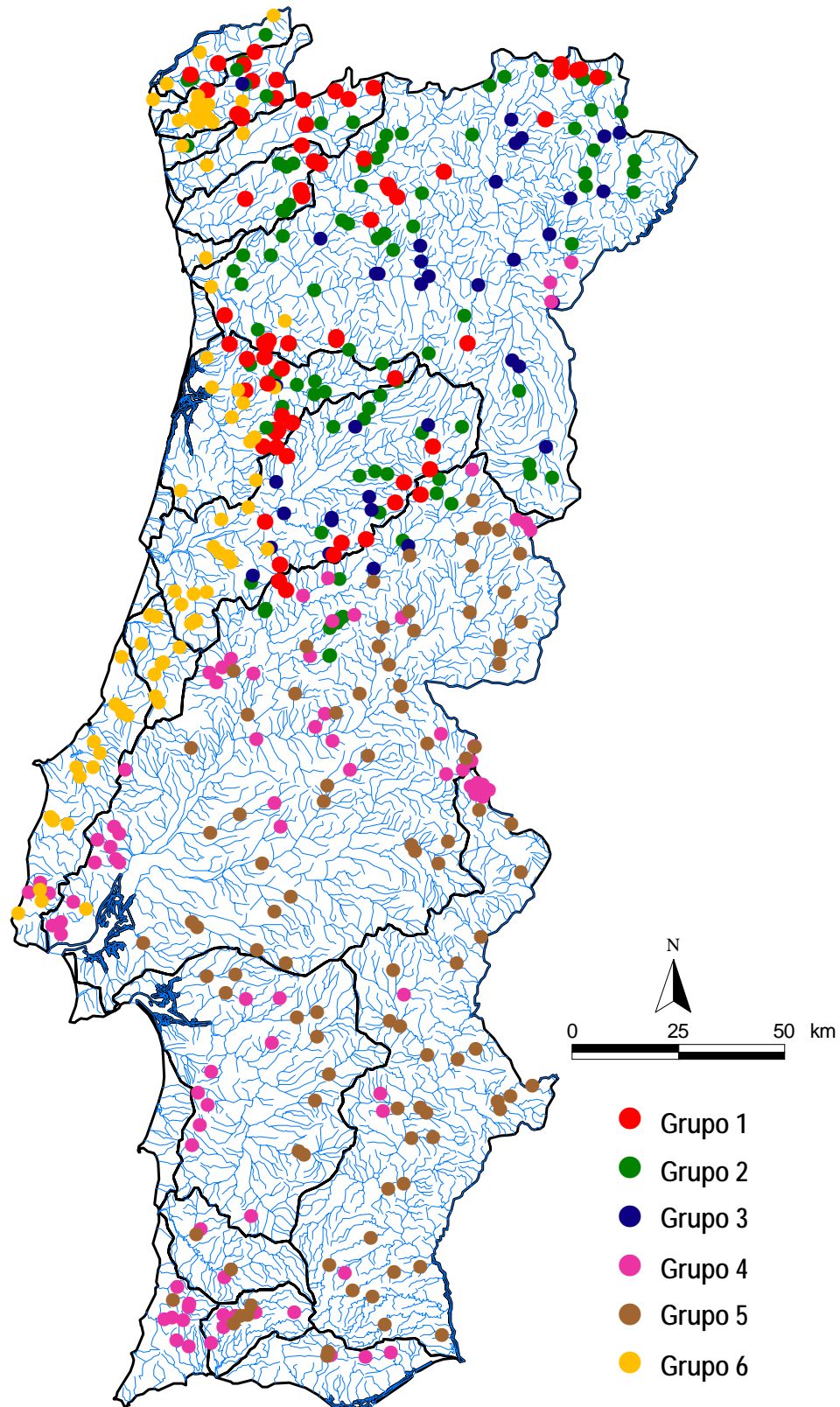


Figura 2. Distribuição geográfica dos tipos piscícolas: t. salmonícola da região norte (1); t. transição salmonícola-ciprinícola da região norte (2); t. ciprinícola de média dimensão da região norte (3); t. ciprinícola de pequena dimensão das regiões norte interior e sul (4); t. ciprinícola de média dimensão da região sul (5); t. ciprinícola da região norte litoral (6).

A análise discriminante múltipla (ADM) suportou a tipologia piscícola, alocando correctamente 71 a 93% dos locais para os seis grupos; TMJ, área de drenagem, altitude, PMA e a variável categórica de enquadramento geográfico foram as variáveis retidas pelo modelo final. A variância explicada pelos dois primeiros eixos foi de 85% ($P < 0.01$). A ADM evidenciou elevada robustez ao classificar a maioria dos locais de não referência num dos tipos da respectiva região geográfica e ao detectar variações longitudinais das comunidades piscícolas em vários rios. De facto, em cursos fluviais onde é mais clara a zonação piscícola e para os quais se dispunha de mais informação (e.g., rios Vez e Águeda), a análise classificou os diferentes troços segundo um gradiente montante-jusante, de acordo com as variações geomorfológicas e climáticas ao longo do rio. Estes gradientes ambientais e biológicos, na linha dos trabalhos clássicos de Huet (1959) e Vannote *et al.* (1980), têm sido observados por outros autores em diversas ecoregiões (Schlosser, 1990; Godinho *et al.*, 2000; Lasne *et al.*, 2007). Na figura 3 pode ser observada a variação de algumas variáveis ambientais em cada um dos grupos.

Quadro 3. Espécies indicadoras para os diferentes tipos piscícolas (ver códigos dos grupos no texto). Os valores máximos para cada tipo encontram-se a negrito, sendo igualmente referida a respectiva significância (P).

	Índice (%)						P
	1	2	3	4	5	6	
<i>Achondrostoma oligolepis</i>			41			57	< 0.01
<i>Cobitis paludica</i>			4	13	15	14	ns
<i>Iberochondrostoma almaçai</i>				21			< 0.05
<i>Iberochondrostoma lemmingii</i>					79		< 0.01
<i>Iberochondrostoma lusitanicum</i>				11	2		ns
<i>Luciobarbus</i> sp.		4	40		33	5	< 0.01
<i>Petromyzontidae</i>			3			55	< 0.01
<i>Pseudochondrostoma</i> sp.	2	36	41		8		< 0.01
<i>Salmo trutta</i>	44	34	6			3	< 0.01
<i>Squalius</i> sp.	2	20	15	23	25	6	< 0.05

Os rios salmonícolas da região norte apresentam uma distribuição potencial relativamente alargada, limitada a sul pela região montanhosa do centro do país. São troços fluviais de pequena área de drenagem (< 50 km²), declive acentuado e regime hidrológico permanente. No contexto climático de Portugal Continental apresentam precipitação elevada (c.1700 mm em média) e baixas temperaturas no estio (inferior a 20°C em média). Em termos de altitude este é o grupo que apresenta maior dispersão interquartil, podendo encontrar-se locais em elevações que vão dos 100 m (na região litoral) aos 1000 m. Ao nível das comunidades piscícolas estes troços são claramente dominados por *S. trutta*, que em muitos casos é a única espécie presente. Corresponde ao *western salmonid type* definido por Ferreira *et al.* (2007).

O tipo transição salmonícola-ciprinícola da região norte apresenta uma distribuição potencial idêntica ao do grupo precedente, embora se distinga a nível ambiental e biótico. De facto, seguindo-se longitudinalmente aos troços anteriores, seria de esperar que estas zonas intermédias dos rios apresentassem declives menos acentuados, canais mais largos e áreas de drenagem superiores. A precipitação é agora menor (embora relativamente elevada no contexto nacional - c.1200 mm em média) e as temperaturas mais elevadas. Como já se referiu, em grande número de sistemas fluviais a estrutura das comunidades piscícolas varia em função de gradientes montante-jusante (Schlosser, 1990; Godinho *et al.*, 2000; Lasne *et al.*, 2007), obrigando claramente a que uma tipologia piscícola seja capaz de caracterizar zonas de rio com características ambientais e biológicas distintas. Do ponto de vista da avaliação do estado ecológico este é um grupo crucial, correspondendo a troços fluviais de transição entre comunidades distintas (i.e., dominadas por salmonídeos vs. ciprinídeos), suportando eles próprios associações piscícolas com aspectos funcionais particulares. Este grupo apresentou um gradiente muito interessante do ponto de vista ecológico, incluindo desde troços mistos até zonas de rio que não sendo “tipicamente” ciprinícolas (por exemplo, com presença residual de barbos), por

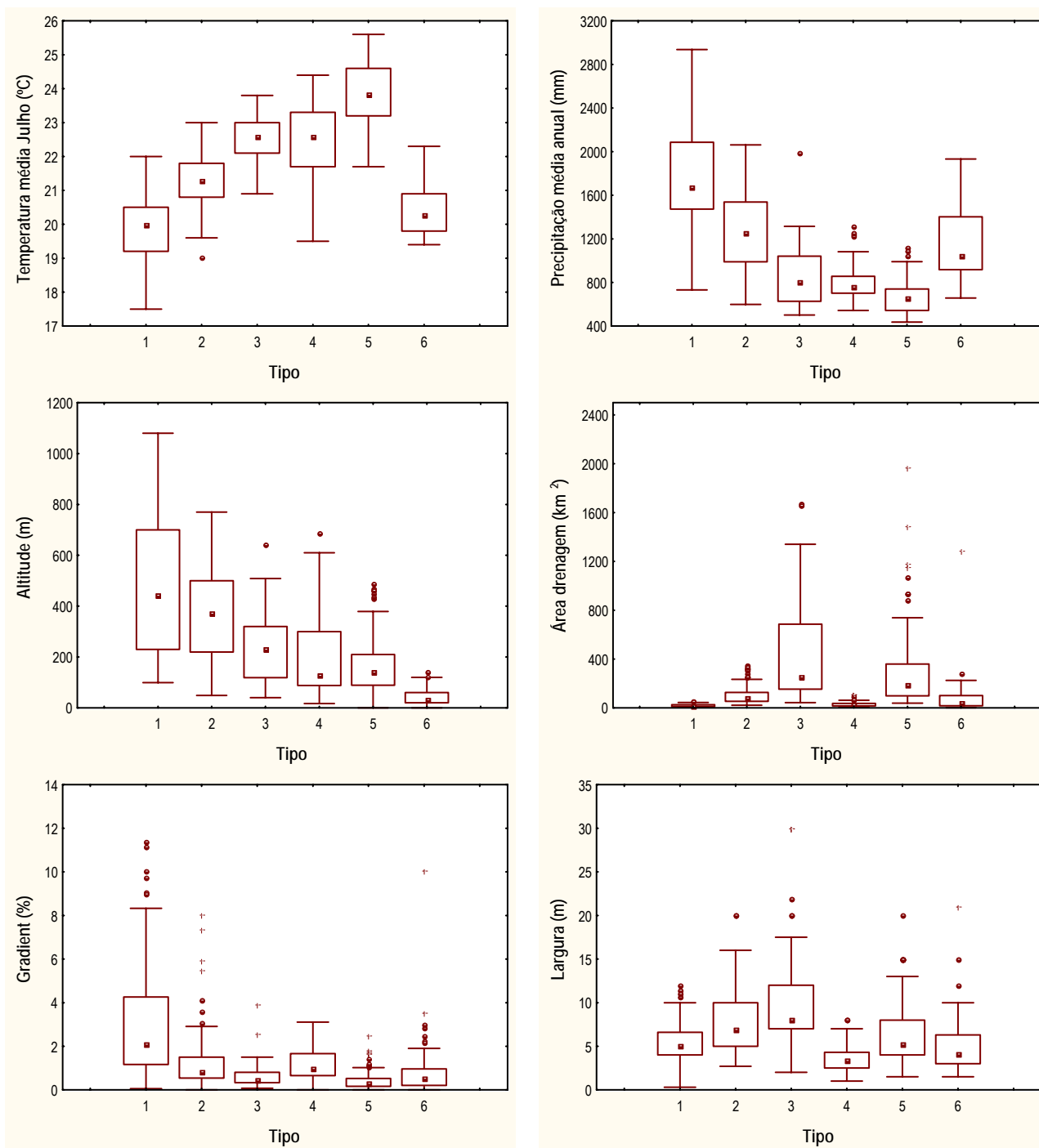


Figura 3. Gráficos de caixas e bigodes das variáveis ambientais para cada tipo piscícola: t. salmonícola da região norte (1); t. transição salmonícola-ciprinícola da região norte (2); t. ciprinícola de média dimensão da região norte (3); t. ciprinícola de pequena dimensão das regiões norte interior e sul (4); t. ciprinícola de média dimensão da região sul (5); t. ciprinícola da região norte litoral (6).

outro lado parecem ser já também marginais para salmonídeos, reflectindo-se por isso na dominância dos grupos *Pseudochondrostoma* spp. e *Squalius* spp. Aliás, esta observação serviu de fundamento à designação “transição”, mais apropriada que “tipo misto” (Ferreira *et al.*, 2007), que implicitamente admite a presença significativa de espécies daqueles dois grupos piscícolas.

O tipo ciprinícola de pequena dimensão das regiões norte interior e sul apresenta uma distribuição alargada, incluindo o Alto Douro e as bacias a sul do Tejo, inclusive. São troços fluviais de pequena área de drenagem (< 100 km²) e declive moderado. No contexto climático de Portugal Continental apresentam baixa precipitação (< 800 mm em média) e elevadas temperaturas no estio (> 22°C em média). Na bibliografia amiúde se refere a dicotomia climática norte-sul, expressa inclusivamente em tipologias abióticas de rios (INAG, 2008). No entanto, esta visão pode não traduzir totalmente a dinâmica de larga escala dos nossos sistemas fluviais. Demonstra-se neste trabalho, uma grande similaridade ecológica entre os cursos intermitentes de pequena ordem do Alto Douro com os troços equivalentes no sul, traduzida no predomínio do grupo funcional *Squalius* spp. De facto, parece-nos razoável admitir que os constrangimentos ambientais em alguns rios do norte, sobretudo ao nível do stress hídrico estival em pequenos cursos de água, muito provavelmente resultarão na subsistência de comunidades funcionalmente idênticas às que, não estando na mesma área geográfica, estejam sujeitas ao mesmo rigor ambiental. Esta aproximação não se verificou contudo noutro tipo de rios, tendo sido clara a dicotomia norte-sul nos troços médios ciprinícolas. De facto, embora os tipos ciprinícolas de média dimensão da região norte (bacias hidrográficas a norte da bacia do rio Tejo, exclusive) e da região sul (restante área) apresentem também algumas características comuns e típicas de segmentos de jusante (baixos declives, canais largos, etc.), diferem razoavelmente a nível de algumas variáveis climáticas (norte mais pluvioso e menos quente), sendo que essas diferenças [ou eventualmente outras, como a biogeografia (Filipe *et al.*, 2009)] podem reflectir-se na presença de comunidade piscícolas funcionalmente distintas.

Finalmente, os troços do tipo ciprinícola da região norte litoral estão localizados no litoral Norte e Centro, estando limitados a sul pela Serra de Sintra. São troços fluviais de pequena a média área de drenagem e de declive moderado. No contexto climático de Portugal Continental apresentam precipitação considerável (c. 1100 mm em média) e temperaturas no estio não muito elevadas (c. 20°C em média), localizando-se sempre a baixas altitudes (< 150 m). As comunidades piscícolas deste grupo são diversas, embora se destaque a dominância de *A. oligolepis*, que pode ser acompanhada por diversos *taxa* em função do posicionamento biogeográfico do local, como por exemplo por espécies pertencentes à família Petromyzontidae, *S. trutta*, ou *Squalius* spp. Este grupo já tinha sido discriminado na tipologia abiótica do INAG, embora neste caso fosse limitado a norte pela ria de Aveiro.

Este trabalho, ao estabelecer uma tipologia piscícola para rios portugueses, constituiu assim o primeiro passo essencial no desenvolvimento das ferramentas robustas de avaliação do estado ecológico no contexto da DQA, que estão em fase de finalização.

AGRADECIMENTOS

A componente deste trabalho envolvendo a Autoridade Florestal Nacional foi financiada por esta instituição através do projecto AQUARIPORT. João M. Oliveira beneficia de uma bolsa de Pós-doutoramento (SFRH/BPD/44624/2008) financiada pela Fundação para a Ciência e Tecnologia. Agradece-se ainda a todos os colegas que colaboraram na execução (incluindo as fases periciais) das bases de dados.

BIBLIOGRAFIA

Caetano, M.; Nunes, V.; Nunes, A. - *CORINE Land Cover 2006 for Continental Portugal*, Relatório Técnico, Instituto Geográfico Português, Lisboa, 2009.

CEN (European Committee for Standardization). - *Water quality – Sampling of fish with electricity*. CEN, European Standard – EN 14011:2003 E. Brussels, 2003.

Chapman, A. D. - *Principles of Data Quality*, version 1.0, Report for the Global Biodiversity Information Facility. Copenhagen, 2005.

Dufrêne, M.; Legendre, P. - "Species assemblages and indicator species: the need for flexible asymmetrical approach". *Ecological Monographs* 67, 1997, pp. 345 - 366.

Ferreira, T.; Caiola, N.; Casals, F.; Oliveira, J. M.; De Sostoa, A. - "Assessing perturbation of river fish communities in the Iberian Ecoregion". *Fisheries Management and Ecology*, 14, 2007, pp. 519 - 530.

Filipe, A. F.; Araújo, M. B.; Doadrio, I.; Angermeier, P. L.; Collares-Pereira, M. J. - "Biogeography of Iberian freshwater fishes revisited: the roles of historical versus contemporary constraints. *Journal of Biogeography* 36, 2009, pp. 2096 - 2110.

Gauch, H. G., Jr. - *Multivariate Analysis in Community Ecology*. Cambridge (Inglaterra), Cambridge University Press., 1982.

Godinho, F. N.; Ferreira, M. T.; Santos, J. M. - "Variation in fish community composition along an Iberian river basin from low to high discharge: relative contributions of environmental and temporal variables". *Ecology and Freshwater Fish* 9, 2000, pp. 22 - 29.

Godinho-Ferreira, P.; Azevedo, A.; Rego, F. - "Carta da tipologia florestal de Portugal Continental". *Silva Lusitana* 13, 2005, pp. 1 - 34.

Hering D. e onze co-autores - "The development of a system to assess the ecological quality of streams based on macroinvertebrates - Design of the sampling programme within the AQEM Project". *International Review of Hydrobiology* 88, 2003, pp. 345 - 361.

Huet, M. - "Profiles and biology of western European streams as related to fisheries management". *Transactions of the American Fisheries Society* 88, 1959, pp. 155 - 163.

Ilhéu, M. e seis co-autores - "Tipologia Fluvial para Portugal Continental com Base no Elemento Peixes". *Recursos Hídricos*, 30, 2, 2009, pp. 80 - 84.

INAG, I. P. - *Tipologia de Rios em Portugal Continental no âmbito da implementação da Directiva Quadro da Água. I – Caracterização abiótica*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Lisboa, 2008.

INAG, I. P. - *Crítérios para a Classificação do Estado das Massas de Água Superficiais – Rios e Albufeiras*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I. P. Lisboa, 2009.

Lasne, E.; Bergerot, B.; Lek, S.; Laffaille, P. - "Fish zonation and indicator species for the evaluation of the ecological status of rivers: example of the Loire basin (France)". *River Research and Applications* 23, 2007, pp. 877 - 890.

McCune, B.; Grace, J. B. - *Analysis of Ecological Communities*. Glenden Beach, Oregon, MjM Software Design., 2002.

Mielke, P. W.; Berry, K. J. - *Permutation methods: A distance function approach*. New York, Springer-Verlag., 2001.

Morais, M. e oito co-autores - "Validação da Tipologia de Rios por Diatomáceas Bentónicas - Implementação da Directiva-Quadro da Água em Portugal Continental". *Recursos Hídricos*, 30, 2, 2009, pp. 72 - 79.

Pont, D.; Hugueny, B; Rogers, C. - "Development of a fish-based index for the assessment of river health in Europe: the European Fish Index". *Fisheries Management and Ecology*, 14, 2007, pp. 427 - 439.

Redman, T. C. - *Data Quality: The Field Guide*. Boston, MA, Digital Press, 2001.

Sánchez-Montoya, M. M. e onze co-autores - "Defining criteria to select reference sites in Mediterranean streams". *Hydrobiologia*, 619, 2009, pp. 39 - 54.

Schlosser, I. J. - "Environmental variation, life history attributes, and community structure in stream fishes: implications for environmental management and assessment". *Environmental Management* 14, 1990, pp. 621 - 628.

Vannote, R. L.; Minshall, G. W.; Cummins, K. W.; Sedell, J. R.; Cushing, C. E. - "The river continuum concept." *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37, 1980, pp. 130 - 137.