

MARIA JOÃO FEIO
VERÓNICA FERREIRA
(EDS.)

IMPRESA DA
UNIVERSIDADE
DE COIMBRA
COIMBRA
UNIVERSITY
PRESS

RIOS DE PORTUGAL

COMUNIDADES,
PROCESSOS E ALTERAÇÕES

CAPÍTULO 13
ALTERAÇÕES GLOBAIS DOS RIOS: PRESSÕES
ANTROPOGÉNICAS E ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS

Maria João Feio¹ & Zara Teixeira²

¹MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Departamento de Ciências da Vida, Faculdade de Ciência e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Portugal, mjf@ci.uc.pt

²MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Departamento de Ciências da Vida, Faculdade de Ciência e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Portugal, zara.teixeira@ci.uc.pt

Sumário: Com o objetivo de proteger e restaurar os ecossistemas aquáticos, os estados-membros da União Europeia definiram um conjunto de iniciativas capazes de garantir a gestão sustentável daqueles recursos. Dos vários instrumentos legislativos resultantes, a Diretiva-Quadro da Água (DQA)¹ é um dos mais relevantes, reconhecendo que a integridade dos ecossistemas e o seu uso sustentável dependem do conhecimento aprofundado acerca das várias componentes do ecossistema, da sua dinâmica e das suas interações. Um dos elementos-base desse conhecimento é o das pressões que afetam os ecossistemas aquáticos e quais as alterações que provocam nos mesmos. Este capítulo pretende fazer um resumo da situação atual em Portugal em termos de: (i) uso de solo e pressões diretas que afetam os rios portugueses (hidromorfologias, contaminação da água) e sua distribuição pelas diferentes regiões hidrográficas; (ii) cenários de

alterações climáticas esperadas para Portugal; e (iii) efeitos destas pressões sobre os ecossistemas com base em estudos realizados em Portugal.

Palavras-chave: comunidades aquáticas, efeitos, hidromorfologia, rios, uso de solo

1. Pressões sobre os ecossistemas aquáticos

Uma pressão é o resultado de um mecanismo de origem natural (p.ex., sismos, erupções vulcânicas) e/ou antropogénica (p.ex., desenvolvimento económico e social) que provoca um efeito nos ecossistemas e conseqüentemente uma alteração do estado do ecossistema (p.ex., alterações climáticas, alterações dos usos do solo)². Com base nesta definição, a ocorrência, intensidade e direção de uma pressão pode ser influenciada pela implementação de medidas de gestão, o que acontece com as pressões antropogénicas. O mesmo não acontece com as pressões de origem natural, as quais podem ser tidas em conta nas políticas de gestão, mas para as quais não há resposta³. As alterações climáticas poderão ser consideradas pressões de origem simultaneamente natural e antropogénica. Por um lado, poderão ser o resultado de alterações na atividade solar, de erupções vulcânicas e/ou da variabilidade natural climática; por outro, poderão ser o resultado da atividade humana e da conseqüente emissão de CO₂ ⁴.

As alterações globais têm reflexo na estrutura e funcionamento dos ecossistemas, dependendo da sua intensidade, frequência e tipo. Em Portugal, o efeito destas pressões sobre os ecossistemas aquáticos ribeirinhos tem vindo a ser cada vez mais estudado, principalmente desde os anos 1990, altura em que se começaram a analisar as comunidades aquáticas e o efeito de outras pressões

para além das alterações físico-químicas da água. A partir do século XXI e com a implementação da DQA passou a ser obrigatório monitorizar regularmente os rios portugueses (como em toda a Comunidade Europeia) com indicadores biológicos (invertebrados, plantas aquáticas e peixes) (Capítulo 14) e fazer o levantamento das pressões que afetam os rios, havendo um grande incremento do número de estudos nesta área no país, como em toda a Europa.

2. Pressões diretas e indiretas sobre os ecossistemas

A ocupação do solo pelo Homem tem um impacto indireto sobre os recursos aquáticos que se relaciona com o desenvolvimento populacional e depende do tipo de uso^{5,6}. Este resulta em pressões diretas sobre os ecossistemas que podem ser qualitativas (relacionadas com a qualidade físico-química da água alterada por poluição difusa ou pontual, cargas de sedimentos, microorganismos, hidromorfologia, etc) e quantitativas (que influenciam a quantidade de água nos sistemas devido ao consumo humano, rega ou indústria).

As zonas urbanas e industriais são responsáveis por poluição pontual originária de águas residuais urbanas e industriais⁷, mas poderão também afetar a quantidade de água devido à impermeabilidade do solo⁸. As zonas agrícolas são a principal fonte de poluição difusa, associada a adubos, pesticidas e fertilizantes⁹, mas dependendo do tipo de cultivo poderão ter como consequência a diminuição da disponibilidade da água devido à irrigação¹⁰. As zonas florestais, embora raramente com um papel direto na contaminação dos recursos aquáticos, poderão ser responsáveis por alterações da infiltração da água no solo e alterações do escoamento superficial, dependendo das espécies florestais e da cobertura de vegetação¹¹. As pressões podem também ser provocadas pelas alterações da ocupação e usos do solo. Por exemplo, a urbanização associada

a uma perda de floresta ou área agrícola, altera a hidrologia e as características físico-químicas da água, contribuindo para a degradação das comunidades biológicas⁵.

As principais pressões hidromorfológicas existentes nas águas superficiais de Portugal continental são infra-estruturas transversais (barragens e açudes), estruturas de regularização de linhas de água, extração de inertes e transferências de água entre bacias. Estas pressões causam um efeito de barreira ou a artificialização do leito e das margens. Os impactos do efeito barreira podem ser elevados na ausência de dispositivos para transposição da fauna aquática. Os impactos de artificialização do leito podem ser elevados quando há cobertura extensa de revestimento rígido ou impermeável do fundo ou margens sistematicamente constituídas por muros. Existem ainda pressões biológicas causadas pela introdução de espécies exóticas e pela carga piscícola.

2.1. Distribuição das pressões antropogénicas pelas regiões hidrográficas portuguesas

De acordo com a carta de ocupação do solo CORINE – Agência Europeia do Ambiente 2014, em 2012 as florestas e zonas semi-naturais ocupam cerca de 47,8% do território de Portugal continental, seguidas pelas culturas permanentes e temporárias de sequeiro que ocupam cerca de 42,8% do território (Figura 13.1). A restante área encontra-se coberta por culturas temporárias de regadio e arrozais (3,1%), áreas urbanas (2,9%), pastagens (0,9%), zonas industriais (0,8%), minas (0,2%) e por zonas húmidas e massas de água (1,7%). Dados de 2006 a 2012 indicam que as zonas urbanas, as zonas industriais e as minas têm vindo a ganhar área, enquanto as culturas de regadio e arrozais, as culturas permanentes e temporárias de sequeiro, as pastagens e as florestas reduziram a sua ocupação¹².

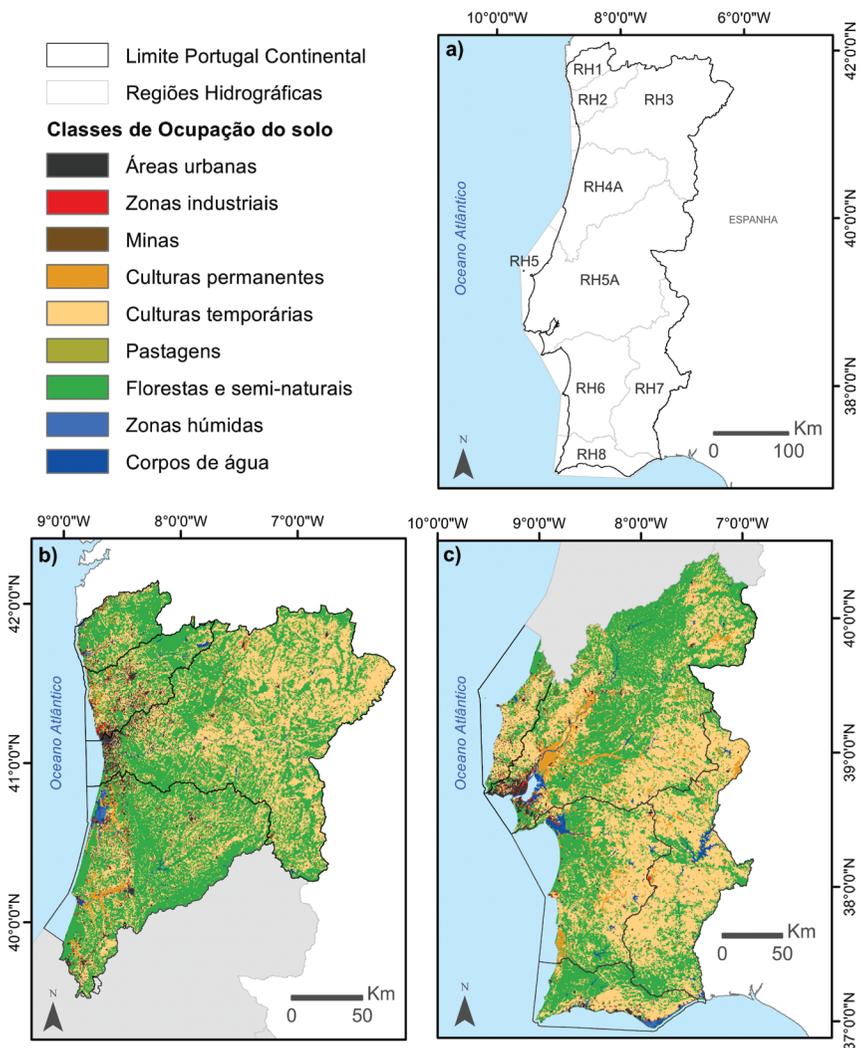


Figura 13.1. a) Regiões hidrográficas de Portugal continental; b) categorias de ocupação do solo em 2012, nas regiões hidrográficas RH1, RH2, RH3 e RH4; c) RH5A, RH5, RH6, RH7 e RH8. Figura: Zara F. Teixeira.

A informação acerca das principais pressões nas regiões hidrográficas encontra-se disseminada pelos 8 Planos de Gestão de Região Hidrográfica (PGRH), vigentes de 2016 a 2021 (Agência Portuguesa do Ambiente–APA: <http://www.apambiente.pt/index.php?ref=16&s>

ubref=7&sub2ref=9&sub3ref=848#Quadro_PGRH_Final). A seguir, faz-se uma compilação dessa informação mostrando as principais diferenças entre regiões.

As bacias hidrográficas dos rios Minho e Lima (Região Hidrográfica 1 – RH1) são ambas internacionais sendo que 80% da disponibilidade hídrica provém de Espanha. As suas maiores pressões estão por isso relacionadas com (i) a redução da quantidade e qualidade da água nos troços internacionais devido às captações de água para abastecimento público e balnear, (ii) a implementação de caudais ecológicos que agravam a qualidade da água e (iii) descargas de efluentes industriais e urbanos (p.ex., da bacia do Louro com qualidade ecológica inferior a Bom e do polígono industrial de Possinho e Ourense). Relativamente à hidromorfologia, as maiores alterações na RH1 são devidas às 3 grandes barragens existentes (Alto Lindoso, Touvedo e Pagade). A maior parte das cargas poluentes rejeitadas nas águas superficiais pela indústria provém da fabricação de têxteis, artigos de borracha e plástico e pasta de papel. A pecuária tem também uma contribuição significativa na quantidade de azoto (N) que entra nos rios (cerca de 17%). A pesca constitui uma pressão importante sobre espécies ameaçadas como a enguia-europeia (*Anguilla anguilla*, “Em perigo”) ou a lampreia-marinha (*Petromyzon marinus*) e o sável (*Alosa alosa*, “Vulnerável”). Os invertebrados exóticos mais importantes são o lagostim-vermelho da Luisiana (*Procambarus clarkii*), a ameijoia asiática (*Corbicula fluminea*) e o caramujo da Nova Zelândia (*Potamopyrgus antipodarum*). De uma forma geral encontram-se aqui, como por todo o país, diversas espécies de macrófitos exóticos e invasores como a mimosa (*Acacia dealbata*), a azola (*Azolla filiculoides*), o miriófilo-aquático (*Myriophyllum aquaticum*) ou a *Salvina molesta*.

Nas bacias dos rios Cávado, Ave e Leça (RH2) existem 33 estruturas transversais que afetam a conectividade e regime hidrológico do rio e levam a outras alterações hidromorfológicas, sendo que 13 são

consideradas grandes barragens. Existem ainda transvases (transferência de água para outras linhas de água) no Alto Cávado. A maior parte das cargas pontuais rejeitadas nos rios provêm das águas residuais urbanas. A indústria têxtil e a ligada aos produtos à base de carne são também contribuidores importantes. Relativamente às explorações mineiras salientam-se as explorações de caulinos, quartzo e feldspato e talco e ainda minas abandonadas de volfrâmio e molibdénio. Nesta região, a maior parte da superfície agrícola é regada (culturas de milho, batata e prados), o que resulta numa carga de origem difusa relativamente alta nas águas superficiais. A pecuária é também responsável por cargas poluentes sendo a maior parte proveniente de suiniculturas e bovinicultura leiteira. A pesca desportiva de truta-de-rio (*Salmo trutta fario*) também pode ter um impacto importante sobre a abundância local da espécie.

Na bacia do rio Douro (RH3), a maior no norte do país, as principais pressões são (i) as captações de água para abastecimento público e uso balnear fluvial, (ii) redução da quantidade e qualidade de água proveniente de Espanha devido ao aumento do regadio e poluição da água por pecuárias e minas, (iii) atraso na recuperação do estado das massas de água fronteiriças e transfronteiriças, e (iv) indústrias de produção de vinho (principalmente na região demarcada do Douro) e pecuária (no interior da região de Trás-os-Montes) que contribuem de forma significativa para o enriquecimento em nutrientes das linhas de água. Os campos de golfe também contribuem para a poluição difusa nas águas superficiais e subterrâneas da bacia do rio Tâmega, e no litoral de Vila Nova de Gaia e Espinho. As principais alterações hidromorfológicas na bacia são causadas por 66 grandes barragens destinadas à produção de energia, fins múltiplos, rega e abastecimento público. As espécies exóticas mais relevantes na bacia do rio Douro são o lagostim-vermelho da Luisiana, o lagostim-sinal (*Pacifastacus leniusculus*) e a ameijoia asiática, dentro dos macroinvertebrados. Há 14 espécies exóticas de

plantas como a mimosa, o jacinto-aquático (*Eichhornia crassipes*) ou a azedas (*Oxalis pes-caprae*), algumas delas com carácter invasor. Dentro dos peixes as espécies exóticas mais relevantes são a perca-sol (*Lepomis gibbosus*), o achigã (*Micropterus salmonoides*), a carpa (*Cyprinus carpio*) e o alburno (*Alburnus alburnus*).

Nas bacias dos rios Mondego, Vouga e Lis (RH4) os maiores poluentes são as indústrias de papel e pasta de papel, cerâmica e vidro e metalomecânica e as indústrias associados à produção de carne, leite e derivados. As alterações hidromorfológicas de relevo devem-se a 22 grandes barragens nos rios Mondego e Vouga e zonas de regularização das linhas de água no rio Lis e afluentes do rio Arunca, com perda da galeria ripária e reduzida conectividade lateral devido a muros de betão. Relativamente às espécies exóticas salientam-se a gambúsia (*Gambusia holbrooki*), o góbio (*Gobio lozanoi*), o pimpão (*Carassius auratus*) e a truta-arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*) para além do achigã, da perca-sol e da carpa entre peixes; do lagostim-vermelho da Luisiana e da amêijoia asiática (nos sectores inferiores da bacia dos rios Mondego e Vouga), e do caramujo da Nova Zelândia, dentro dos invertebrados; da falsa-acácia (*Robinia pseudoacacia*) ou da *Spartina densiflora* (invasora com origem na América do Sul) dentro de 16 espécies de macrófitos.

Na região hidrográfica do rio Tejo e ribeiras do oeste (RH5) existem problemas transfronteiriços relacionados com a elevada taxa de utilização da água devido aos regadios, transvases Tejo-Segura, eutrofização das albufeiras espanholas, contaminação pontual e difusa, falta de implementação de caudais ecológicos e de controlo da radioatividade das massas de água próximas à central nuclear espanhola. A indústria mais poluidora é a da pasta de papel, seguida da química e da de transformação de matérias-primas para alimentação humana ou animal. A pecuária é mais intensa na zona norte da bacia do rio Tejo e ribeiras do oeste. Relativamente à pesca, cerca de 30% das espécies são introduzidas. Existem ainda

26 campos de golfe, localizados essencialmente na zona oeste que constituem uma importante fonte de poluição difusa. O grande número de estruturas transversais (2333), especialmente margem esquerda do rio Tejo e a extração de inertes como siltes, areia e cascalho provocam também grandes alterações morfológicas, principalmente no rio Tejo e ainda na área de montante da sua margem direita. As espécies invasoras vegetais que ocupam maiores extensões são o jacinto-aquático e a azola. Dos invertebrados salientam-se o lagostim-vermelho da Luisiana e a amêijoia asiática e também o caranguejo-chinês (*Eriocheir sinensis*).

Nas bacias dos rios Sado e Mira (RH6), 39% das cargas urbanas (das ETAR) são rejeitadas nos rios sendo esta a sua principal fonte de poluição pontual. As indústrias mais poluidoras dos cursos de água são a da produção de cimento, a pecuária, conservação de frutos e hortícolas, e as culturas temporárias de sequeiro e regadio. As maiores alterações hidromorfológicas devem-se a: 31 grandes barragens; intervenções de regularização nos ribeiros do Livramento e das Pimentas, nos concelhos de Setúbal e Ourique; alterações significativas aos regimes hidrológicos devido a transferência de água do rio Sado para as ribeiras da costa para uso industrial e para a região hidrográfica do Guadiana, para abastecimento público. As principais espécies de invertebrados exóticos nesta bacia são o lagostim-vermelho da Luisiana, a amêijoia asiática e o caramujo da Nova Zelândia.

No rio Guadiana (RH7) os principais problemas transfronteiriços são uma taxa muito elevada de utilização da água na parte espanhola, devido aos regadios, e problemas de contaminação pontual (urbana e industrial) e difusa (agricultura) que agravam as variações naturais sazonais do escoamento (cerca de 60%). Na secção portuguesa da bacia, os maiores volumes de água captados dizem respeito à produção de energia (88%), dos quais uma grande parte é devolvido ao meio. As áreas de regadio são bastante restritas. No entanto, as 43 grandes barragens têm ainda um efeito grande sobre

outras alterações hidromorfológicas nos rios. As maiores fontes de poluição pontual provêm de duas suiniculturas com rejeição nas linhas de água. Dentro das espécies exóticas em águas doces encontram-se o lagostim-vermelho da Luisiana e a ameijoia asiática.

Finalmente na região hidrográfica do Algarve (RH8), as águas residuais urbanas são a maior fonte de poluição pontual, apesar da maior parte do tratamento ser mais avançado que o secundário (92%), com elevada eficiência na remoção das cargas de matéria orgânica e nutrientes. Têm também algum relevo as cargas rejeitadas por uma adegas e empresas ligadas à produção agrícola (principalmente frutos e produtos hortícolas). A superfície regada nesta região (4%) é inferior à média nacional (5%) mas os campos de golfe são numerosos (35) e contribuem para a poluição difusa das linhas de água. Relativamente às alterações morfológicas, existem 4 barragens e estão assinalados 6 troços com regularização fluvial (artificialização) não recente, que teve como objetivo resolver questões de salubridade.

2.2. Efeito das pressões individuais sobre as comunidades aquáticas e processos

Nas últimas duas décadas muitos estudos têm investigado o efeito das pressões sobre os ecossistemas aquáticos portugueses. A maioria centrou-se no efeito sobre as comunidades com base num único elemento biológico (i.e., invertebrados, peixes, algas ou fungos; Tabela 13.1), mas também em processos como a decomposição de matéria orgânica/folhas ou a respiração dos sedimentos (Tabela 13.1). Alguns estudos dedicaram-se a investigar o efeito de pressões específicas (como as barragens ou açudes, ou alteração da vegetação ripária¹³⁻¹⁸). No entanto, muitos dos trabalhos nesta área referem-se à avaliação do estado ecológico dos rios afetados por uma mistura de tipos de perturbações e ao desenvolvimento e adaptação de méto-

dos de avaliação existentes ou ao desenvolvimento de novos índices ou modelos¹⁹⁻²⁴. Podem ainda contemplar uma análise *a posteriori* do efeito das pressões individuais, normalmente por correlação das respostas das comunidades ou de classificações de qualidade com base nas mesmas^{22,23}. De facto, em Portugal, como em muitos países europeus, a maioria das perturbações estão interligadas²⁵. Por exemplo, um açude tem efeito sobre a conectividade fluvial e o caudal mas também provoca alterações nos habitats disponíveis, alterando a sequência de *riffles* (zonas de corrente) e *pools* (zonas de remanso), ou depósitos de sedimentos finos (que passam a ficar retidos a montante do açude), e levando ainda à diminuição da qualidade da água e à oxigenação da mesma. Por isso, há presentemente um grande investimento²⁵⁻²⁷ em tentar perceber como interagem essas pressões sobre as comunidades, que podem resultar em efeitos aditivos, sinérgicos ou antagonísticos. Na Tabela 13.1 procurou-se exemplificar os efeitos que podem ter diversos tipos de pressões sobre os ecossistemas dos rios através de estudos realizados em Portugal, não pretendendo no entanto cobrir a totalidade dos trabalhos existentes. Mais informação encontra-se nos capítulos 4, 5, 6, 7, 8 e 12.

Tabela 13.1.

Exemplos dos efeitos de pressões individuais e mistas sobre comunidades e processos aquáticos detetados em estudos realizados em rios portugueses.

Zona de estudo e referências por tipo de pressão	Comunidades/processos analisados e efeito
Mista	
Bacia do rio Tejo ²⁸	Vegetação ripária: alteração na riqueza em espécies e cobertura da vegetação
Bacia do rio Mondego ²⁰	Macroinvertebrados: alteração das comunidades, desvio em relação às de rios pouco alterados (referência)
Rios e ribeiros da região hidrográfica do centro (bacias dos rios Mondego, Vouga e Lis) ²²	Diatomáceas: alteração da estrutura da comunidade em relação à referência

Zona de estudo e referências por tipo de pressão	Comunidades/processos analisados e efeito
Rios e ribeiros de Portugal continental ²³	Macroinvertebrados: perda de qualidade – alteração nas espécies esperadas em condições referência
Península Ibérica ²⁹	Peixes: alteração das métricas-estrutura das comunidades de peixes
Mesocosmos-canais artificiais – zona Mediterrânica ²⁵	Macroinvertebrados: alteração na deriva dos macroinvertebrados bentónicos devido a caudal reduzido e a redução de oxigénio – efeitos sinérgicos
Mesocosmos-canais artificiais – zona Mediterrânica ²⁶	Peixes: redução nos movimentos dos peixes com a redução da concentração de oxigénio na água
Rios e ribeiros de Portugal continental ³⁰	Macroinvertebrados: alteração na proporção de atributos, principalmente no tipo de reprodução, modo de locomoção, modo de dispersão, forma de respiração como resposta à perturbação
Ribeiros da bacia do rio Mondego ³¹	Fungos e taxas de decomposição: alteração na estrutura da comunidade de hifomicetes aquáticos e taxas de esporulação em resposta a contaminação orgânica e degradação do habitat e aumento da taxa de decomposição de folhas de carvalho
Rios das Bacias do Mondego, Vouga e Lis ³²	Macroinvertebrados e processos: alteração nas taxas de decomposição e respiração dos sedimentos/metabolismo com o aumento de nutrientes e alterações hidromorfológicas
Rio Beça, Bacia do Douro ³³	Moluscos: estado de conservação de uma espécie em perigo devido às alterações climáticas e alterações dos usos do solo
Poluição da água (enriquecimento orgânico, nutrientes e metais pesados)	
Baixo Alentejo, zona Mediterrânica ¹⁹	Macroinvertebrados: alterações nos valores de índices bióticos
Baixo Alentejo, zona Mediterrânica ³⁴	Macroinvertebrados: perda de sincronia espacial a longo prazo nas comunidades afectadas por alterações na química da água
Portugal continental ³⁰	Macroinvertebrados: alteração na proporção dos atributos, principalmente nas fases aquáticos, modo de respiração, locomoção e tipo de dispersão
Ribeiros das bacias dos rios Mondego e Vouga ³⁵	Taxas de decomposição: redução da taxa de decomposição com o aumento moderado da eutrofização. Alteração nos macroinvertebrados: redução na % de detritívoros-fragmentadores
Ribeiro de montanha, centro de Portugal ³⁶	Fungos: taxas de decomposição e biomassa e taxas de esporulação (reprodução) de fungos associados às folhas foram estimulados em folhas de carvalho e madeira-balsa por ligeira adição de nitrato

Zona de estudo e referências por tipo de pressão	Comunidades/processos analisados e efeito
Ribeiros do norte ³⁷	Fungos: aumento da produção de esporos e biomassa de fungos com eutrofização moderada e inibição em ribeiros com poucos ou muitos nutrientes
Ribeiros do norte ³⁸	Fungos e decomposição: alteração na comunidade de fungos aquáticos e processo de decomposição devido ao aumento de zinco e cobre na água
Norte de Portugal ¹⁷	Peixes: alterações histopatológicas nas brânquias devido a alterações nas concentrações de metais pesados
Mina de Urânio de Cunha Baixa (Mangualde) ³⁹	Microalgas, dáfrias e invertebrados bentónicos: toxicidade
Minas de Aljustrel ⁴⁰	Diatomáceas: estrutura da comunidade
Mina de Coval da Mó ⁴¹	Diatomáceas: estrutura da comunidade e efeitos no desenvolvimento das valvas
Mina de Lousal (Grândola) ⁴²	Diatomáceas: estrutura da comunidade
Hidromorfologia (barragens, açudes)	
Rio Cávado ⁴³	Macroinvertebrados: alteração da comunidade devido a uma barragem e albufeira
Rio Lima ¹⁵	Macroinvertebrados: alteração das comunidades em relação a locais não perturbados, diminuição da proporção de decompositores fragmentadores (grupo funcional)
Rio Guadiana ¹³	Peixes: alteração nos padrões de distribuição e abundância de 23 espécies nativas devido à construção de um conjunto barragens na bacia. Risco de extinção para a espécie <i>Anaocypris hispanica</i>
Portugal continental ³⁰	Macroinvertebrados: alteração na proporção dos atributos ciclos reprodutivos, fases aquáticas e hábitos alimentares (grupo trófico)
Rio Odelouca (Algarve) ⁴⁴	Macroinvertebrados: alteração em métricas – estrutura da comunidade de macroinvertebrados
Rio Sabor, Bacia do Douro ¹⁸	Fauna aquática: alteração na abundância e composição de peixes e de macroinvertebrados
Alterações na vegetação ripária (cortes, plantas exóticas)	
Ribeiros de eucaliptal e de floresta caducifólia, centro de Portugal	Fungos: menor número de espécies e alteração na estrutura das comunidades nos ribeiros de eucaliptais
Ilhas dos Açores ⁴⁶	Fungos: são afetados pela substituição de floresta nativa por coníferas

Zona de estudo e referências por tipo de pressão	Comunidades/processos analisados e efeito
Introdução de espécies exóticas	
Rio Douro ¹⁶	Peixes: capacidade de parasitismo de uma espécie de molusco em espécies nativas e exóticas de peixes
Portugal e Europa ⁴⁷	Crustáceo <i>Procambarus clarkii</i> : leva à diminuição da diversidade de invertebrados bentónicos
Alterações climáticas	
Ribeiros Mediterrânicos de referência e perturbadas do sul de Portugal ³²	Macroinvertebrados: durante eventos climáticos extremos (precipitação e temperatura) são as comunidades moderadamente perturbadas que perdem mais riqueza e equitabilidade do que locais em bom estado ecológico
Ribeiros Mediterrânicos de referência e perturbadas do sul de Portugal ³⁰	Macroinvertebrados: a menor variabilidade funcional (atributos) encontrada em locais perturbados limita a resposta da comunidade a eventos extremos
Ribeiro Mediterrânico do SW de Portugal ⁴⁸	Peixes: alteração na distribuição das espécies e abundância na sequência de vários anos de seca
Ribeiro de montanha, centro de Portugal ⁴⁹	Macroinvertebrados: o crescimento dos invertebrados bentónicos é afectado por aumentos de temperatura e diminuição da qualidade das folhas (de plantas que cresceram em ambientes com maior CO ₂)

3. Alterações climáticas em Portugal

O clima em Portugal continental, de acordo com o Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA) (<http://portaldoclima.pt/>; dados de 1971–2000), apresenta fortes gradientes espaciais e elevada sazonalidade devido à latitude, orografia e proximidade do Oceano Atlântico. Com efeito, a temperatura apresenta um forte gradiente norte-sul, com médias anuais que variam entre 6° e 9°C nas zonas altas e com médias superiores a 17°C no litoral sul. A precipitação média acumulada anual também apresenta um gradiente norte-sul, com valores elevados na região a noroeste, que podem ser superiores a 3000 mm e com valores baixos na região do Alentejo, que em algumas zonas

não ultrapassam os 500 mm. Segundo a classificação climática de Köppen (Atlas Climático Ibérico 2011), Portugal continental tem um clima temperado com inverno suave e chuvoso, mas com verões secos e pouco quentes (categoria Csb) a norte e no litoral e com verões secos e quentes (categoria Csa) a sul e na região de Bragança.

As alterações climáticas, independentemente da origem, traduzem-se num aumento global da temperatura média e em fenómenos extremos localizados (p.ex., períodos de seca e/ou de precipitação intensa, vagas de frio, ondas de calor). Para o futuro, e com base em cenários de emissões de gases com efeito de estufa, o Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas⁴ definiu um cenário mais otimista (RCP4.5) e um cenário mais pessimista (RCP8.5), sobre os quais foram projetadas as alterações climáticas esperadas a curto (2011–2040), a médio (2041–2070) e a longo prazo (2071–2100). Tendo como referência o período entre 1971 e 2000, para o cenário mais otimista (RCP4.5), é de esperar um aumento da temperatura média anual na ordem dos 0,8°C a curto prazo, 1,5°C a médio prazo e 1,8°C a longo prazo (Figura 13.2). Para o mesmo cenário, a tendência é para uma diminuição da precipitação média acumulada anual na ordem dos 36 mm a curto prazo, 61 mm a médio prazo e 50 mm a longo prazo (Figura 13.2). Para o cenário mais pessimista (RCP8.5), a tendência é para um aumento da temperatura média anual na ordem dos 1°C a curto prazo, 2,1°C a médio prazo e 3,7°C a longo prazo. Para a precipitação média acumulada anual, este cenário projeta, em média, uma diminuição de 56 mm entre 2011 e 2040, de 69 mm entre 2041 e 2070 e de 146 mm entre 2071 e 2100. Os cenários apontam ainda para um aumento da sazonalidade da precipitação, com diminuição da precipitação durante a primavera e verão e aumento significativo no inverno, concentrada em períodos mais curtos, mas com elevada intensidade⁵⁰.

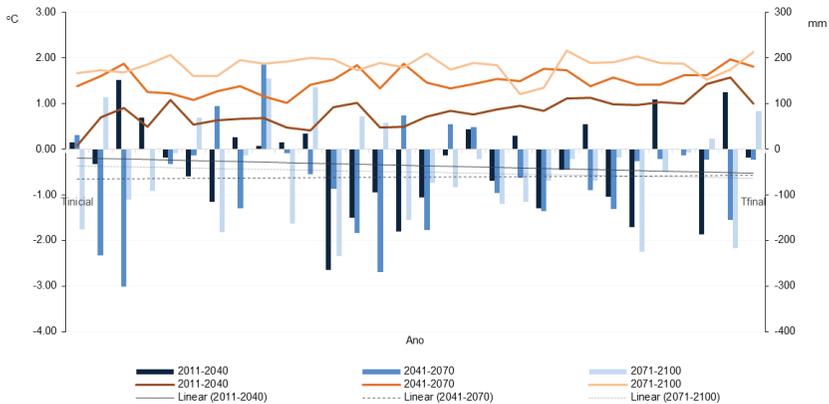


Figura 13.2. Evolução anual da diferença entre o histórico simulado referente a 1971–2000 e os cenários futuros para 2011–2040, 2041–2070 e 2071–2100, para o cenário de emissões mais otimista (RCP4.5), para as variáveis climáticas temperatura média anual (°C) e precipitação média acumulada anual (mm), para Portugal continental. Linear – linhas de tendência de evolução da precipitação média acumulada anual. Tinicial: primeiro ano no intervalo de tempo considerado; Tfinal: último ano no intervalo de tempo considerado. Figura: Zara F. Teixeira (dados: Portal do Clima).

3.1. Influência das alterações climáticas sobre os rios e seus ecossistemas

O esperado aumento da temperatura média anual e da evapotranspiração, e a diminuição da precipitação média acumulada anual provocarão uma diminuição dos volumes de água destinados à infiltração e ao escoamento superficial^{51,52}. Estudos indicam que, por cada aumento de 1°C de temperatura, o escoamento tende a diminuir entre 2 a 6%; e que o escoamento tende a variar entre uma a três vezes mais do que as alterações na precipitação média anual⁵³. É também expectável uma alteração da distribuição sazonal do escoamento superficial, que se concentrará nos meses de inverno, acompanhando a sazonalidade da precipitação. Estes efeitos tenderão a provocar uma redução da recarga aquífera anual, que

não será compensada pelo aumento do escoamento superficial em situações extremas de precipitação intensa⁵⁴, e uma diminuição do caudal dos rios nos meses de menor precipitação, o que se irá refletir no aumento da assimetria sazonal na disponibilidade hídrica.

No que diz respeito à qualidade da água, o aumento da temperatura média, tenderá a provocar alterações no equilíbrio físico-químico da água, com impactos nas reações biológicas, devido ao seu efeito em processos como a solubilização, a dissolução e a degradação^{55,56}. A tendência será para um aumento na concentração de substâncias dissolvidas na água de superfície e uma redução na concentração de oxigénio dissolvido, com possíveis impactos na abundância de organismos, na composição de espécies, na fenologia e na produtividade dos ecossistemas^{55,56}. A diminuição da precipitação média acumulada tenderá a provocar um aumento do tempo de residência da água, e o aumento dos picos de precipitação no inverno intensificarão a quantidade de compostos orgânicos em suspensão⁵⁷, metais e coliformes⁵⁸.

Em Portugal têm vindo a ser feitos estudos um pouco por todo o país e pelas ilhas dos Açores focados no efeito das alterações climáticas sobre as comunidades e processos dos ecossistemas dos rios e ribeiros, exemplificados na Tabela 13.1. Estes trabalhos têm demonstrado, por exemplo, o efeito de eventos extremos (p.ex., seca) sobre as comunidades de invertebrados aquáticos (estrutura de comunidades, crescimento) e os seus *traits* biológicos^{30,32,49}.

3.2. Intensificação das pressões antropogénicas pelas alterações climáticas

O efeito das alterações climáticas intensificará ainda os efeitos negativos das pressões decorrentes das atividades socioeconómicas. Com a redução da disponibilidade hídrica, devido ao aumento da evapotranspiração potencial e à diminuição da humidade no solo⁵⁹,

é expectável um aumento da procura de água, principalmente para irrigação, o que aumentará a pressão sobre os recursos hídricos de superfície. Adicionalmente, com a redução do escoamento superficial é expectável uma redução da entrada de nutrientes e outros compostos poluentes provenientes da agricultura e outras fontes difusas de poluição⁶⁰⁻⁶². No entanto, esta redução não deverá ter a capacidade para compensar o défice de água levando ao aumento da concentração de poluentes e ao aumento do risco de degradação da qualidade ecológica das massas de água superficiais por intensificação dos sintomas de eutrofização⁶³.

4. Referências bibliográficas

- ¹Comissão Europeia. 2000. Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro de 2000, que estabelece um Quadro de Acção Comunitária no Domínio da Política da Água. *J. Ofic. Com. Europeias* L 327: 1-72
- ²Oesterwind D., Rau A. & Zaiko A. 2016. Drivers and pressures – Untangling the terms commonly used in marine science and policy. *J. Environ. Manag.* 181: 8-15
- ³Borja Á., Elliott M., Carstensen J., Eleiskanen A.-S. & van de Bund W. 2010. Marine management – towards an integrated implementation of the European Marine Strategy framework and the water framework directives. *Mar. Poll. Bull.* 60: 2175-2186
- ⁴IPCC. 2014. *Climate Change 2014: Synthesis Report*. Pachauri R.K. & Meyer L.A. (eds.). IPCC. Switzerland, Geneva
- ⁵Teixeira Z., Teixeira H. & Marques J.C. 2014. Systematic processes of land use/land cover change to identify relevant driving forces: Implications on water quality. *Sci. Total Environ.* 470-471: 1320-1335
- ⁶Teixeira Z. & Marques J.C. 2016. Relating landscape to stream nitrate-N levels in a coastal Atlantic watershed (Portugal). *Ecol. Indic.* 61: 693-706
- ⁷Cerqueira M., da Silva J.F., Magalhães F.P. & Pato J.J. 2008. Assessment of water pollution in the Antuã River Basin (Northwestern Portugal). *Environ. Mon. Assess.* 142: 325-335
- ⁸Mantas V.M., Marques J.C. & Pereira A.J.S.C. 2016. A geospatial approach to monitoring imperviousness in watersheds using Landsat data (the Mondego Basin, Portugal as a case study). *Ecol. Indic.* 71: 449-466
- ⁹Rocha J., Roebeling P. & Rial-Rivas M.E. 2015. Assessing the impacts of sustainable agricultural practices for water quality improvements in the Vouga catchment (Portugal) using the SWAT model. *Sci. Total Environ.* 536: 48-58

- ¹⁰Ramos T.B., Simionesei L., Jauch E., Almeida C. & Neves R. 2017. Modelling soil water and maize growth dynamics influenced by shallow groundwater conditions in Sorraia Valley region, Portugal. *Agric. Wat. Manag.* 185: 27–42
- ¹¹Carvalho-Santos C., Honrado J.P. & Hein L. 2014. Hydrological services and the role of forests: Conceptualization and indicator-based analysis with an illustration at a regional scale. *Ecol. Compl.* 20: 69–80
- ¹²Teixeira Z., Marques J.C. & Pontius Jr. R.G. 2016. Evidence for deviations from uniform changes in a Portuguese watershed illustrated by CORINE maps: An Intensity Analysis approach. *Ecol. Indic.* 66: 382–390
- ¹³Collares-Pereira M.J., Cowx I.G., Ribeiro F., Rodrigues J.A. & Rogado L. 2000. Threats imposed by water resource development schemes on the conservation of endangered fish species in the Guadiana River Basin in Portugal. *Fish. Manag. Ecol.* 7: 167–178
- ¹⁴Graça M.A.S., Cressa C., Gessner M.O., Feio M.J., Callies K.A. & Barrios C. 2001. Food quality, feeding preferences, survival and growth of shredders from temperate and tropical streams. *Freshwat. Biol.* 46: 1–11
- ¹⁵Cortes C.M.V., Ferreira M.T., Oliveira S.V. & Oliveira D. 2002. Macroinvertebrate community structure in a regulated river segment with different flow conditions. *Riv. Res. Appl.* 18: 367–382
- ¹⁶Douda K., Lopes-Lima M., Hinzmann N., Machado J., Varandas S., Teixeira A. & Sousa R. 2013. Biotic homogenization as a threat to native affiliate species: fish introductions dilute freshwater mussel's host resources. *Div. Distrib.* 19: 933–942
- ¹⁷Fonseca A.R., Fernandes L.F.S., Fontainhas-Fernandes A., Monteiro S.M. & Pacheco F.A.L. 2017. The impact of freshwater metal concentrations on the severity of histopathological changes in fish gills: a statistical perspective. *Sci Total Environ.* 599-600: 217–226
- ¹⁸Santos R.M.B., Fernandes L.F.S., Cortes R.M.V., Varandas S.G.P., Jesus J.J.B. & Pacheco F.A.L. 2017. Integrative assessment of river damming impacts on aquatic fauna in a Portuguese reservoir. *Sci. Total Environ.* 601–601: 1108–1118
- ¹⁹Coimbra C.N. & Graça M.A.S. 1998. Water quality assessment based on macroinvertebrate community structure: a comparison between methods. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 2362–2366
- ²⁰Feio M.J., Reynoldson T.B., Ferreira V. & Graça M.A.S. 2007a. A predictive model for the water quality bioassessment of the Mondego catchment, central Portugal. *Hydrobiologia* 589: 55–68
- ²¹Feio M.J., Almeida S.F.P., Craveiro S.C. & Calado A.J. 2007b. Diatoms and macroinvertebrates provide consistent and complementary information on environmental quality: a predictive model approach. *Fund. Appl. Limnol.* 1689: 247–258
- ²²Feio M.J., Almeida S.F.P., Craveiro S.C. & Calado A.J. 2009a. A comparison between biotic indices and predictive models in stream water quality assessment based on benthic diatom communities. *Ecol. Indic.* 9: 497–507
- ²³Feio M.J., Norris R.H., Graça M.A.S., Nichols S. 2009b. Water quality assessment of Portuguese streams: regional or national predictive models? *Ecol. Indic.* 9: 791–806
- ²⁴Aguiar F.C., Feio M.J., Ferreira M.T. 2011. Choosing the best method for streams bioassessment using macrophyte communities: indices and predictive models. *Ecol. Indic.* 11: 379–388

- ²⁵Calapez A.R., Branco P., Santos J.M., Ferreira T., Heine T., Brito A.G. & Feio M.J. 2017. Macroinvertebrate short-term responses to flow variation and oxygen depletion: A mesocosm approach. *Sci. Total Environ.* 599: 1202–1212
- ²⁶Branco P., Santos J.M., Amaral S., Romão F., Pinheiro A.N. & Ferreira M.T. 2016. Potamodromous fish movements under multiple stressors: connectivity reduction and oxygen depletion. *Sci. Total Environ.* 572: 520–525
- ²⁷Schinegger R., Palt M., Segurado P. & Schmutz S. 2016. Untangling the effects of multiple human stressors and their impacts on fish assemblages in European running waters. *Sci. Total Environ.* 573: 1079–1088
- ²⁸Aguiar F.C. & Ferreira M.T. 2005 Human-disturbed landscapes: effects on composition and integrity of riparian woody vegetation in the Tagus River basin, Portugal. *Environ. Conserv.* 32: 30–41
- ²⁹Ferreira T., Caiola N., Casals F., Oliveira J.M. & De Sostoa A. 2007 Assessing perturbation of river fish communities in the Iberian ecoregion. *Fish. Manag. Ecol.* 14: 519–530
- ³⁰Feio M.J. & Doledec S. 2012b. Integration of invertebrate traits into predictive models for indirect assessment of stream ecological functioning: a case study in Portugal. *Ecol. Indic.* 15: 236–247
- ³¹Castela J., Ferreira V. & Graça M.A.S. 2008. Evaluation of stream ecological integrity using litter decomposition and benthic invertebrates. *Env. Poll.* 153: 440–449
- ³²Feio M.J., Alves T., Boavida M., Medeiros A. & Graça M.A.S. 2010. Functional indicators of stream health: a river basin approach. *Freshwat. Biol.* 55: 1050–1065
- ³³Santos R.M.B., Fernandes L.F.S., Varandas S.G.P., Pereira M.G., Sousa R., Teixeira A., Lopes-Lima M., Cortes R.M.V. & Pacheco F.A.L. 2015. Impacts of climate change and land-use scenarios on *Margaritifera margaritifera*, an environmental indicator and endangered species. *Sci. Total Environ.* 511: 477–488
- ³⁴Feio M.J., Dolédec S. & Graça M.A.S. 2015. Human disturbance affects the long-term spatial synchrony of freshwater invertebrate communities. *Environ. Poll.* 196: 300–308
- ³⁵Gulis V., Ferreira V. & Graça M.A.S. 2006. Stimulation of leaf litter decomposition and associated fungi and invertebrates by moderate eutrophication: implications for stream assessment. *Freshwat. Biol.* 51: 1655–1669
- ³⁶Ferreira V., Gulis V. & Graça M.A.S. 2006. Whole-stream nitrate addition affects litter decomposition and associated fungi but not invertebrates. *Oecologia* 149: 718–729
- ³⁷Pereira A., Trabulo J., Fernandes I., Pascoal C., Cássio F. & Duarte S. 2017. Spring stimulates leaf decomposition in moderately eutrophic streams. *Aq. Sci.* 79: 197–207
- ³⁸Duarte S., Pascoal C., Alves A., Correia A. & Cássio F. 2008. Copper and zinc mixtures induce shifts in microbial communities and reduce leaf litter decomposition in streams. *Freshwat. Biol.* 53: 91–101
- ³⁹Antunes S.C., Figueiredo D.R., Marques S.M., Castro B.B., Pereira R. & Gonçalves F. 2007. Evaluation of water column and sediment toxicity from abandoned uranium mine using a battery of bioassays. *Sci. Total Environ.* 374: 252–259
- ⁴⁰Luís A.T., Teixeira P., Almeida S.F.P., Ector L., Matos J.X. & Silva E.A.F. 2009. Impact of Acid Mine Drainage (AMD) on water quality, stream sediments and periphytic

- diatom communities in the surrounding streams of Aljustrel mining area (Portugal). *Water Air Soil Pollut.* 200: 147–167
- ⁴¹Silva E.F., Almeida A.F.P., Nunes M.L., Luís A.T., Borg F., Hedlind M., Sá C.M., Patinha C. & Teixeira P. 2009. Heavy metal pollution downstream the abandoned Coval da Mó mine (Portugal) and associated effects on epilithic diatom communities. *Sci. Total Environ.* 407: 5620–5636
- ⁴²Luís A.T., Teixeira P., Almeida S.F.P., Matos J.X. & Silva E.F. 2011. Environmental impact of mining activities in the Lousal area (Portugal): Chemical and diatom characterization of metal-contaminated stream sediments and surface water of Corona stream. *Sci. Total Environ.* 409: 4312–4325
- ⁴³Fontoura A. & Pauw ND. 1991. Macroinvertebrate community structure and impact assessment of dams and impounding reservoirs in the Cavado River basin (northern Portugal). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 1353–1359
- ⁴⁴Hugues S.J., Ferreira M.T. & Cortes R.V. 2008 Hierarchical spatial patterns and drivers of change in benthic macroinvertebrate communities in an intermittent Mediterranean river. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosys.* 18: 742–760
- ⁴⁵Barlocher F. & Graça M.A.S. 2002. Exotic riparian vegetation lowers fungal diversity but not leaf decomposition in Portuguese streams. *Freshwat. Biol.* 47: 1123–1135
- ⁴⁶Ferreira V., Faustino H., Raposeiro P. & Gonçalves V. 2017. Replacement of native forests by conifer plantations affects fungal decomposer community structure but not litter decomposition in Atlantic island streams. *Forest Ecol. Manag.* 389: 323–330
- ⁴⁷Souty-Grosset C., Anastácio P.M., Aquiloni L., Banha F., Choquer J., Chucholl C. & Tricarico E. 2016. The red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in Europe: Impacts on aquatic ecosystems and human well-being. *Limnologica* 58: 78–93
- ⁴⁸Magalhães M.F., Beja P., Schlosser I.J. & Collares-Pereira M.J. 2007. Effects of multi-year droughts on fish assemblages of seasonally drying Mediterranean streams. *Freshwat. Biol.* 52: 1494–1510
- ⁴⁹Ferreira V., Gonçalves A.L., Godbold D.L. & Canhoto C. 2010. Effect of increased atmospheric CO₂ on the performance of an aquatic detritivore through changes in water temperature and litter quality. *Glob. Change Biol.* 16: 3284–3296
- ⁵⁰Santos F.D. & Miranda P. 2006. Alterações climáticas em Portugal. Cenários, Impactos e Medidas de Adaptação. Gradiva
- ⁵¹Chilkoti V., Bolisetti T. & Balachandar R. 2017. Climate change impact assessment on hydropower generation using multi-model climate ensemble. *Ren. Energy* 109: 510–517
- ⁵²Milly P.C., Dunne K.A. & Vecchia A.V. 2005. Global patterns of trends in streamflow and water availability in a changing climate. *Nature* 438: 347–350
- ⁵³Tang Q. & Lettenmaier D.P. 2012. 21st century runoff sensitivities of major global river basins. *Geophys. Res. Lett.* 39: L06403
- ⁵⁴Bates B.C., Kundzewicz Z.W., Wu S. & Palutikof J.P. 2008. *Climate Change and Water*. Technical Paper of IPCC Secretariat Switzerland, Geneva
- ⁵⁵Chen D., Hu M., Guo Y. & Dahlgren R.A. 2016. Changes in river water temperature between 1980 and 2012 in Yonggan watershed, eastern China: Magnitude, drivers and models. *J. Hydrol.* 533: 191–199

- ⁵⁶van Vliet M.T.H., Franssen W.H.P., Yearsley J.R., Ludwig F., Haddeland I., Lettenmaier D.P. & Kabat P. 2013. Global river discharge and water temperature under climate change. *Glob. Environ. Change* 23: 450–464
- ⁵⁷Evans C.D., Monteith D.T. & Cooper D.M. 2005. Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: observations, possible causes and environmental impacts. *Environ. Poll.* 137: 55–71
- ⁵⁸Hrdinka T., Novický O., Hanslik E. & Rieder M. 2012. Possible impacts of floods and droughts on water quality. *J. Hydro-Env. Res.* 6: 145–150
- ⁵⁹Nkomozepi T. & Chung S.O. 2012. Assessing the trends and uncertainty of maize net irrigation water requirement estimated from climate change projections for Zimbabwe. *Agric. Water Manag.* 111: 60–67
- ⁶⁰Cruzeiro C., Rocha E., Pardal M.A. & Rocha M.J. 2016. Environmental assessment of pesticides in the Mondego River Estuary (Portugal). *Mar. Poll. Bull.* 103: 240–246
- ⁶¹Jeppesen E., Kronvang B., Meerhoff M., Søndergaard M., Hansen K.M., Andersen H.E., Lauridsen T.L., Liboriussen L., Beklioglu M., Özen A. & Olesen J.E. 2009. Climate change effects on runoff, catchment phosphorus loading and lake ecological state, and potential adaptations. *J. Environ. Quality* 48: 1930–1941
- ⁶²Özen A., Karapınar B., Kucuk I., Jeppesen E. & Beklioglu M. 2010. Drought-induced changes in nutrient concentrations and retention in two shallow Mediterranean lakes subjected to different degrees of management. *Hydrobiologia* 646: 61–72
- ⁶³Moss B., Kosten S., Meerhoff M., Battarbee R.W., Jeppesen E., Mazzeo N., Havens K., Lacerot G., Liu Z., De Meester L. & Paerl H. 2011. Allied attack: climate change and eutrophication. *Inland Wat.* 1: 101–105