

# Qualidade ecológica de ecossistemas aquáticos

## CITAÇÃO

Martins, F. S., Antunes, S.C. (2019)  
Qualidade ecológica de ecossistemas aquáticos,  
*Rev. Ciência Elem.*, V7 (02):037  
[doi.org/10.24927/rce2019.037](https://doi.org/10.24927/rce2019.037)

## EDITOR

José Ferreira Gomes,  
Universidade do Porto

## EDITOR CONVIDADO

Paulo Fonseca,  
Universidade de Lisboa

## RECEBIDO EM

04 de fevereiro de 2019

## ACEITE EM

07 de fevereiro de 2019

## PUBLICADO EM

21 de junho de 2019

## COPYRIGHT

© Casa das Ciências 2019.  
Este artigo é de acesso livre, distribuído sob licença Creative Commons com a designação [CC-BY-NC-SA 4.0](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/), que permite a utilização e a partilha para fins não comerciais, desde que citado o autor e a fonte original do artigo.

[rce.casadasciencias.org](http://rce.casadasciencias.org)



Fábio S. Martins, Sara C. Antunes  
DB/ CIIMAR/ Universidade do Porto

**Para que seja garantida a sustentabilidade dos recursos hídricos, foi implementada a Diretiva Quadro da Água pela União Europeia em 2000, visando a proteção, melhoramento e recuperação dos ecossistemas aquáticos. No entanto, a aplicação desta diretiva ainda apresenta algumas lacunas que deverão ser trabalhadas para que os objetivos da sua implementação sejam cumpridos e os recursos aquáticos preservados.**

A água doce é um dos recursos naturais mais importantes para a manutenção da vida como a conhecemos. Apesar de ser considerado um recurso natural renovável, o crescimento populacional e as alterações do uso do solo têm levado a um aumento da sua utilização, e também a uma crescente pressão sobre os ecossistemas aquáticos, potenciando a sua degradação<sup>1,2</sup>.

As massas de água superficiais estão sujeitas a vários tipos de pressões antrópicas que podem afetar a sua qualidade, tanto do ponto de vista químico como ecológico. Destas pressões, destacam-se as hidromorfológicas (alterações na morfologia de uma massa de água) que afetam 40% destes ecossistemas. A criação de barreiras físicas (p.ex., barragens), a alteração de fluxos e a captação de água pode levar à modificação dos canais, das margens e das zonas ripárias, o que resulta numa alteração dos *habitats* aquáticos, acarretando grandes impactos no estado ecológico destas massas de água. Para além destas alterações morfológicas, existem outras menos visíveis, mas também com impactos significativos nos ecossistemas aquáticos e nas comunidades bióticas. A poluição difusa proveniente da agricultura e da deposição atmosférica que afeta 38%, a poluição localizada com origem nas estações de tratamento de águas residuais de meios urbanos e indústrias, que afeta 18% e a recolha de água e sedimentos para diversos fins, afetando 7% das massas de água superficiais<sup>3</sup>.

De forma a garantir a sustentabilidade dos recursos hídricos dos Estados Membros da União Europeia, o Parlamento Europeu aprovou a Diretiva Quadro da Água (DQA) com a aprovação da Diretiva 2000/60/EC em outubro de 2000, sendo esta a primeira diretiva europeia a focar-se na sustentabilidade ambiental dos ecossistemas aquáticos<sup>4,5</sup>. A DQA entrou em vigor em dezembro do mesmo ano e tem sido até ao presente o principal instrumento legal da União Europeia para a qualidade dos recursos hídricos. Esta foi elaborada para que fosse possível a proteção de águas de superfície, costeiras, de transição e subterrâneas. Assim, a

DQA obrigou a que todos os Estados Membros implementassem medidas necessárias não só para monitorizar, mas também para impedir a deterioração das massas de água e as proteger, para melhorar e restaurar os respetivos ecossistemas aquáticos, advogando que estes deveriam empregar esforços para que todas as suas massas de água atingissem, no mínimo, um bom estado ecológico, inicialmente, até 2015, atualmente prolongado até 2027<sup>6-9</sup>.

As massas de água superficiais podem ser divididas em rios, lagos, águas costeiras e de transição<sup>3</sup> e o seu estado biológico pode ser ditado como o estado natural das comunidades de organismos aquáticos em função do estado esperado dessas mesmas comunidades, caso estivessem em condições de referência (sem perturbações)<sup>6</sup>. De acordo com a DQA, este estado é determinado com base em elementos de qualidade biológica, sendo estes suportados por elementos de qualidade físico-química e hidromorfológica (FIGURA 1)<sup>3</sup>. Dependendo do ecossistema aquático em análise, podem ser usados diversos elementos biológicos<sup>10</sup>. Para rios, são obrigatoriamente usados a fauna piscícola, os invertebrados bentónicos, a flora aquática e os fitobentos<sup>11,12</sup>; para lagos e albufeiras, é quase exclusivamente usado o fitoplâncton<sup>11</sup>; para águas de transição, é usada a fauna piscícola, as ervas marinhas, as macroalgas, os invertebrados bentónicos e o fitoplâncton<sup>13</sup>, sendo que estes dois últimos são também usados para as águas costeiras, com a adição das macroalgas oportunistas<sup>13</sup>. O fitoplâncton (constituído por diferentes grupos de microalgas que flutuam livremente na massa de água) é muito sensível à quantidade de nutrientes presentes no corpo de água, podendo fazer com que este passe a apresentar uma cor verde, castanha ou vermelha, dependendo das espécies dominantes. Para além disso, na ocorrência de elevadas quantidades de nutrientes, alguns grupos de microalgas podem originar *blooms* tóxicos, impedindo qualquer uso potencial da água.

Com a avaliação dos ecossistemas aquáticos efetuadas de acordo com a DQA, já foi possível apurar que, a nível europeu, cerca de 40% dos corpos de água superficiais estão em bom estado ecológico (dados de 2018), apresentando uma melhoria de 2% em relação ao apurado em 2009. Estes resultados são mais evidentes numa melhoria da qualidade de lagos e águas costeiras do que rios ou águas de transição<sup>3</sup>.

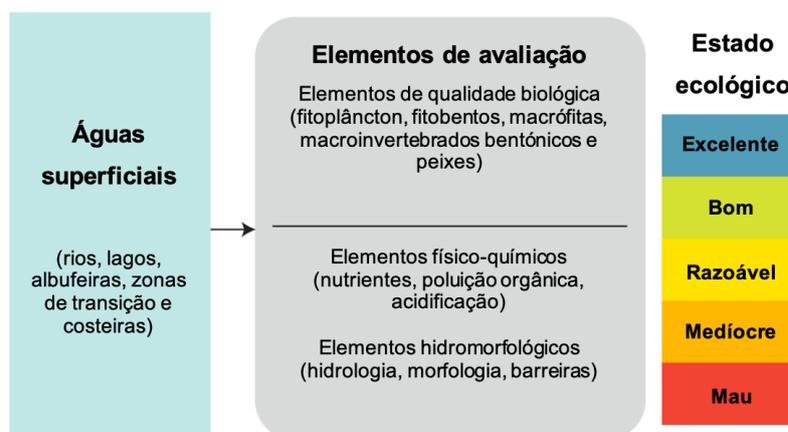


FIGURA 1. Esquema simplificado do processo de avaliação de qualidade ecológica de uma massa de água superficial, adaptado de EEA (2018)<sup>3</sup>.

No entanto, houve um aumento de 47 para 58% das massas de água classificadas em mau estado ecológico. Tal resultado, não corresponde necessariamente a uma degradação

destas massas de água, podendo resultar do aumento do número de massas de água agora avaliadas. Desta última avaliação efetuada e publicada em 2018, foi possível verificar que a região do norte da Escandinávia, a Escócia, a Estónia, a România, a Eslováquia e a zona da Península Ibérica apresentam uma elevada quantidade de massas de água superficiais em bom estado ecológico (FIGURA 2). O mesmo não se verifica nos restantes países da Europa Central onde a maioria dos ecossistemas aquáticos apresenta um mau estado ecológico (caso da Alemanha e da Polónia) (FIGURA 2).

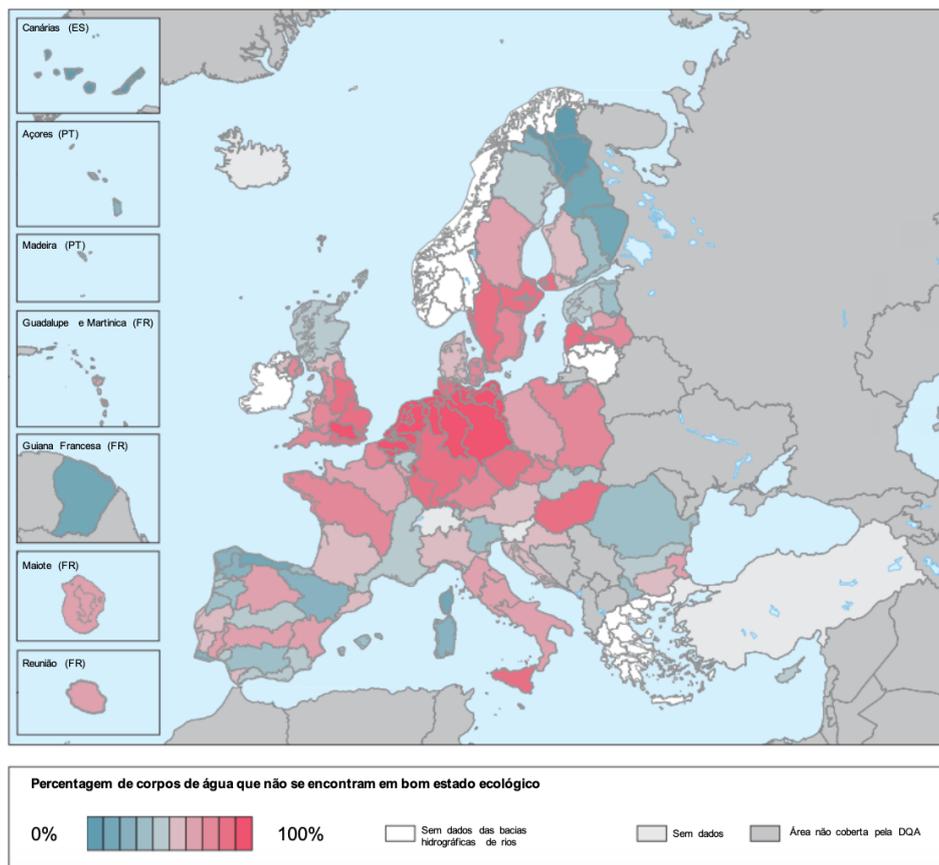


FIGURA 2. Percentagem de corpos de água na Europa que não se encontram em bom estado ecológico, adaptado de EEA (2018) <sup>3</sup>.

Apesar da implementação da DQA na Europa ser um passo em direção a um futuro mais sustentável para os recursos hídricos naturais, na prática, a implementação deste instrumento legal não é perfeita e carece de melhorias para que seja possível a manutenção da qualidade dos ecossistemas aquáticos. Um dos principais problemas apontados à DQA é a sua subjetividade <sup>9</sup>, sendo por vezes difícil uma clara distinção entre os diferentes estados ecológicos delimitados pela DQA, cuja definição é ambígua. Apesar dos exercícios de intercalibração feitos para que os resultados fossem comparáveis entre os diferentes Estados Membros (como os já desenvolvidos para rios de Portugal <sup>14-16</sup> e de Espanha <sup>17</sup>), nem sempre é fácil proceder e interpretar esta calibração <sup>18</sup>, sendo que ainda está em falta a realização de exercícios de intercalibração para outras massas de água superficiais. A falta de bases de dados adequadas e com dados comparáveis em alguns dos países, a inadequada caracterização dos gradientes de pressão a que os ecossistemas aquáticos estão sujeitos e a dificult-

dade em comparar avaliações obtidas através de métricas de avaliação ecológica diferentes são alguns dos motivos que explicam a dificuldade existente na realização dos exercícios de intercalibração<sup>18</sup>. Outro problema observado é a falta de condições referência adequadas para alguns tipos de massas de água que auxiliem no processo de avaliação da qualidade ecológica. Em Portugal, temos o exemplo dos rios Calcários do Algarve, onde a falta de locais em condições não perturbadas não permitiu a definição de valores de referência para uso nos índices bióticos para essa tipologia de rios, tendo que ser usado o valor de referência obtido para rios do Sul de pequena dimensão<sup>11</sup>. Para além do abordado, e de um ponto de vista legislativo, os Estados Membros comprometeram-se a esforçar-se para que fosse alcançado o bom estado ecológico das suas massas de água. No entanto, este esforço é difícil de quantificar na prática e não há uma fiscalização eficaz da aplicação de medidas para a recuperação dos ecossistemas aquáticos que inicialmente se apresentaram em estado ecológico medíocre ou inferior<sup>9</sup>. Assim, os objetivos complexos e difíceis de quantificar tornam trabalhosa e por vezes pouco eficaz a boa aplicação da Diretiva.

De forma a melhorar as avaliações ecológicas feitas com base na DQA, torna-se necessário integrar a qualidade ecológica dos ecossistemas aquáticos com outros processos funcionais dos mesmos. Tem ocorrido até ao momento uma falha na implementação da análise da funcionalidade e complexidade dos ecossistemas aquáticos como método complementar às ferramentas de avaliação de qualidade ecológica usadas pelos diversos países. Estes processos poderão vir a ser integrados na DQA de forma a perceber melhor o valor destes ecossistemas e a importância do investimento a longo prazo para o seu melhoramento e manutenção. Para que tal seja possível, um fator importante a considerar será a análise da paisagem da bacia hidrográfica, uma vez que poderão ocorrer drenagens desta para o ecossistema aquático, sendo que a sua utilização está intimamente ligada aos recursos hídricos e aos seus serviços, influenciando-os e sendo influenciadas por estes<sup>5,19</sup>. A aplicação de abordagens que usam os traços biológicos e funcionais dos organismos dos ecossistemas aquáticos têm também sido sugeridas como um complemento às tradicionais avaliações baseadas na taxonomia<sup>20</sup>. Alguns exemplos recentes destas abordagens são o uso de aspetos funcionais das comunidades de macroinvertebrados para identificar diversas pressões antropogénicas em rios<sup>21</sup>, o desenvolvimento de índices com base nos traços biológicos de diatomáceas bentónicas para a avaliação de qualidade ecológica em lagos salobros<sup>22</sup> ou mesmo o uso da diversidade de nematodes para avaliação ecológica de águas costeiras<sup>23</sup>.

Outras abordagens que têm vindo a ser exploradas com vista a poderem vir a ser incorporadas na monitorização no âmbito da DQA são os bioensaios *in vitro* e *in vivo*, onde a avaliação da toxicidade das amostras ambientais é medida com base na resposta a nível celular e individual de organismos<sup>24</sup>. O uso de biomarcadores também parece ser uma promissora via de avaliação. Estes podem ser indicadores moleculares, bioquímicos, celulares ou fisiológicos que permitem quantificar os efeitos de contaminantes em organismos. Nomeadamente, se os organismos analisados forem recolhidos *in situ*, os efeitos quantificados nessa avaliação é resposta à exposição a que os organismos estiverem sujeitos na massa de água onde foram recolhidos<sup>24</sup>. Por fim, para além dos métodos ecológicos atualmente empregues, têm surgido várias frentes de estudo, como a avaliação da composição e abundância das comunidades de macrófitas (plantas aquáticas) em lagos<sup>25</sup>, o uso das comunidades zooplânctónicas na elaboração de diversas métricas (biomassa total, proporção de rotíferos, rácio de zooplâncton de grandes dimensões sobre o total, rácio de

zooplâncton para fitoplâncton, entre outros) para a avaliação da qualidade ecológica em lagos<sup>26</sup> e albufeiras<sup>27</sup>, e até outras que propõem o uso de macroinvertebrados (já amplamente usados em rios) também em lagos<sup>28</sup>.

## REFERÊNCIAS

- <sup>1</sup> BRÖNMARK, C. & HANSSON, L. A. Environmental issues in lakes and ponds: current state and perspectives. *Environmental Conservation*, 29(3), 290–307, 2002.
- <sup>2</sup> MENDES, B. & OLIVEIRA, J. F. S. *Qualidade da água para consumo humano*. Lisboa: Lidel, 2004.
- <sup>3</sup> European Environmental Agency (EEA); *European Waters: Assessment of status and pressures 2018*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2018, ISBN 978-92-9213-947-6.
- <sup>4</sup> Agência Portuguesa do Ambiente (APA); *Diretiva-Quadro da Água*, acesso em dezembro 2018.
- <sup>5</sup> VOULVOULIS, N. *et al.* The EU Water Framework Directive: From great expectations to problems with implementation. *Science of the Total Environment*, 575: 358-366, 2017.
- <sup>6</sup> Instituto Nacional da Água (INAG); *Implementação da Directiva Quadro da Água: 2000-2005*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I. P. 2006.
- <sup>7</sup> WFDa, *supra* note 1, Article 1
- <sup>8</sup> WFDb, *supra* note 1, Article 4
- <sup>9</sup> HENDRY, S. *The EU Water Framework Directive – Challenges, Gaps and Potential for the Future*. *Journal for European Environmental & Planning Law*, 14: 249-268. 2017.
- <sup>10</sup> European Environmental Agency, *Quality Element Status*, acesso em janeiro de 2019.
- <sup>11</sup> Instituto Nacional da Água (INAG); *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., 2009.
- <sup>12</sup> Instituto Nacional da Água (INAG); *Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva Quadro da água – Protocolo de amostragem e análise para os macroinvertebrados bentónicos*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I. P. 2008.
- <sup>13</sup> Agência Portuguesa do Ambiente (APA), acesso em janeiro de 2019.
- <sup>14</sup> FERREIRA, J. *et al.* *Exercício de Intercalibração em rios no âmbito da Directiva Quadro da Água*. 9º Congresso da Água, Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos, 2008.
- <sup>15</sup> FEIO, M. J. *et al.* Least Disturbed Condition for European Mediterranean rivers. *Science of the Total Environment*, 476-477:745-756, 2014.
- <sup>16</sup> FEIO, M. J. *et al.* Comparability of ecological quality boundaries in the Mediterranean basin using freshwater benthic invertebrates. *Statistical options and implications*. *Science of the Total Environment*, 476-477:777-784, 2014.
- <sup>17</sup> PARDO, I. *et al.* *Sistema de clasificación del estado ecológico de los ríos en el ámbito de las Confederaciones Hidrográficas del Cantábrico y Miño-Sil*. Convenio entre la Universidad de Vigo y las Confederaciones Hidrográficas del Cantábrico y Miño-Sil, 46pp, 2010.
- <sup>18</sup> POIKANE, S. *et al.* Intercalibration of aquatic ecological assessment methods in the European Union: Lessons learned and way forward. *Environmental Science and Policy*, 44:237-246, 2014.
- <sup>19</sup> MÜLLER-GRABHERR, D. *et al.* Integrated river basin management and risk governance. In: Brils, J.; Müller-Grabherr, D.; Négrel, P.; Vermaat, J.E. (Eds.). *Risk-informed Management of European River Basins*. Springer, Berlin Heidelberg, pp. 241–264, 2014.
- <sup>20</sup> VAN DEN BRINK, P. *Traits-based approaches in bioassessment and ecological risk assessment: Strengths, weaknesses, opportunities and threats*. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 7:198-208, 2011.
- <sup>21</sup> DESROSIERS, M. *et al.* Assessing anthropogenic pressure in the St. Lawrence using traits of benthic macroinvertebrates. *Science of the Total Environment*, 649:233-246, 2019.
- <sup>22</sup> STENGER-KOVÁCS, C. *et al.* Expanding the trait-based concept of benthic diatoms: Development of trait- and species-based indices for conductivity as the master variable of ecological status in continental saline lakes. *Ecological Indicators*, 95:63-74. 2018.
- <sup>23</sup> BIANCHELLI, S. *et al.* Nematode biodiversity and benthic trophic state are simple tools for the assessment of the environmental quality in coastal marine ecosystems. *Ecological Indicators*, 95:270-287, 2018.
- <sup>24</sup> WERNERSSON, A.S. *et al.* The European technical report on aquatic effect-based monitoring tools under the water framework directive. *Environ Sci Eur*, 27:1–11. 2015.

<sup>25</sup> POIKANE, S. *et al.* Macrophyte assessment in European lakes: Diverse approaches but convergent views of 'good' ecological status. *Ecological Indicators*, 94:185-197, 2018.

<sup>26</sup> JEPPESEN, E. *et al.* Zooplankton as indicators in lakes: A scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). *Hydrobiologia*, 676:279-297, 2011.

<sup>27</sup> GARCÍA-CHICOTE, J. *et al.* Zooplankton abundance: A neglected key element in the evaluation of reservoir water quality. *Limnologica*, 69:46-54, 2017.

<sup>28</sup> NTISLIDOU, C. *et al.* A new multimetric macroinvertebrate index for the ecological assessment of Mediterranean lakes. *Ecological Indicators*, 93:1020-1033, 2018.