UNITED NATIONS

EP

UNEP/MED WG.647/10

UN environment programme

Mediterranean Action Plan
Barcelona Convention

28 September 2026
Original: English

Joint Meeting of the Ecosystem Approach Correspondence Groups on Pollution and Marine Litter Monitoring
Online, Greece, 22 -24 July 2026

Report of the Meeting

For environmental and cost-saving reasons, this document is printed in a limited number. Delegates are kindly requested to bring their copies to meetings and not to request additional copies.

UNEP/MAP
Athens, 2026

Table of Contents

		Pages
Report of the Meeting		1-14
Annex I	List of Participants	
Annex II	Agenda of the Meeting	
Annex III	Conclusions and Recommendations	
Appendix 1	Progress Report on the Implementation of the IMAP Pollution Cluster	
Appendix 2	Elements for the Update of Data Dictionaries for IMAP Pollution Common Indicators 13&14; 17 and 18	
Appendix 3	Further Development of Environmental Assessment Criteria (EAC) under IMAP Common Indicator 17	
Appendix 4	Further Development of Upgraded Background Assessment Concentrations (BAC) and Environmental Assessment Criteria (EAC) for Biomarkers under IMAP Common Indicator 18	
Appendix 5	Further Development of Reference and Boundary Values for Chla, DIN and TP in the Aegean, Levantine and Northern Western Mediterranean Seas Sub-divisions	
Appendix 6	Results of Proficiency Testing and Training Courses for IMAP Common Indicators 13, 14, 17 and 20	
Appendix 7	Updated Guidance Factsheet for Ecological Objective 10 Common Indicators 22, 23 and 24	

Introduction

1. In accordance with Decision IG.25/1 (COP 22, 2021) on the UNEP/MAP Medium-Term Strategy 2022–2027, Decision IG.27/14 on the Programme of Work and Budget for 2026–2027, and Decision IG.27/6 on the Ecosystem Approach (EcAp) Policy and Roadmap 2026–2035 and the 3rd Cycle of Integrated Monitoring and Assessment Programme for the Mediterranean Sea and Coast (IMAP), adopted by the 24th Ordinary Meeting of the Contracting Parties to the Barcelona Convention (COP 24), held in December 2025, in Cairo, Egypt, the UNEP/MAP Secretariat-MED POL organized the Joint Meeting of the Ecosystem Approach Correspondence Groups on Monitoring Pollution and Marine Litter. The Meeting was held online from 22 to 24 July 2026.

2. The Meeting took place at the beginning of the third cycle of implementation of the IMAP. It was organized with the aim of strengthening the scientific basis for monitoring and assessment under pollution and to contribute to the preparatory work for the 2031 Mediterranean Quality Status Report (MED QSR).

3. The objecti

4. ves of the Joint Meeting of CORMONs were to:

- Review progress in updating pollution assessment criteria and marine litter guidance factsheets;
- Review progress in strengthening monitoring and assessment under the IMAP Pollution Cluster;
- Review progress in strengthening the capacities of IMAP pollution competent laboratories;
- Consider the initial elements of the Roadmap for the preparation of the 2031 Mediterranean Quality Status Report (QSR); and
- Share best practices and reflect on national implementation needs in support of the strengthened implementation of IMAP.

Agenda item 1: Opening of the Meeting

5. On behalf of UNEP/MAP, the Meeting was opened by Mr. Atila Uras, Senior Technical and Scientific Programme Officer. He welcomed representatives of the Contracting Parties, Partner Organizations, Regional Activity Centers and collaborating institutions and emphasized that the work of the CORMONs remained central to the implementation and continued development of the Ecosystem Approach and IMAP. Mr. Uras recalled that the third cycle of IMAP implementation commenced following COP 24, and that the Meeting would contribute both to strengthening current monitoring and assessment practices, as well as to laying the scientific foundations for the next regional assessment. He highlighted the importance of the Meeting's discussions, identifying the review of updated pollution assessment criteria, the revised Marine Litter Guidance Factsheets, the strengthening of IMAP monitoring and assessment methodologies, IMAP Pollution laboratory capacity-building activities, and the exchange of national best practices as the principal areas for consideration. The Meeting conclusions will guide the intersessional refinement of proposals, with contributions from the Contracting Parties and the Online Working Groups, for submission to the 2027 CORMON Pollution Meeting and, where relevant, subsequent consideration by the MED POL Focal Points and the 15th EcAp Coordination Group.

6. Referring to the fact that all meeting documents submitted to the Meeting had been prepared in accordance with the current Programme of Work, with a focus on Activities 6.2.1, 6.2.2 and 6.3.1, he thanked the members of the Online Working Groups on Contaminants, Biomarkers and Eutrophication – Nutrients, each of which had held four sessions between October 2025 and March 2026, for their recommendations and contributions to the preparation of these documents.

7. He also expressed appreciation to the European Union for its continued support through the EcAp MED Plus and Marine Litter MED Plus projects and noted their contribution to strengthening

synergies between IMAP and the European Union (EU) Marine Strategy Framework Directive (MSFD).

8. The Meeting brought together more than 80 scientists, technical experts and policy officers from the Contracting Parties to the Barcelona Convention, together with representatives of regional and international partner organizations.

9. The Meeting was attended by representatives from the following Contracting Parties: Bosnia and Herzegovina, Croatia, Cyprus, Egypt, France, Greece, Israel, Italy, Lebanon, Libya, Malta, Montenegro, Morocco, Slovenia, Spain, Tunisia and Turkey.

10. The full list of participants is attached to the present report as Annex I.

Agenda item 2: Organizational Matters

a) Rules of Procedure for the Joint Meeting of the Ecosystem Approach Correspondence Groups on Monitoring (CORMONs) Pollution and Marine Litter

11. The rules of procedure for meetings and conferences of the Contracting Parties to the Convention for the Protection of the Marine Environment and the Coastal Region of the Mediterranean and its Protocols applied *mutatis mutandis* to the present Meeting (UNEP/IG.43/6, Annex XI).

b) Election of officers

12. In accordance with the Rules of procedures for meetings and conferences of the Contracting Parties, the Meeting elected one (1) President, two (2) Vice-Presidents and two (2) Rapporteurs among the participants, as follows:

Chair:	Ms. Annabelle Haber, Malta
Vice-Chair:	Ms. Selma Cengic, Bosnia and Herzegovina
Vice-Chair:	Mr. Sameh Ayoub, Egypt
Rapporteurs:	Ms. Kalliopi Pagkou and Ms. Christina Zeri, Greece

c) Adoption of the Provisional Agenda

13. The proposed Provisional Agenda appearing in document UNEP/MED WG.647/2, was adopted without changes.

d) Organization of Work

14. Discussions were held in plenary sessions, as follows:

(a) 22 July 2026: from 09:30 to 12:30, and from 14:30 to 17:30;
(b) 23 July 2026: from 09:30 to 12:30, and from 14:30 to 17:30;
(c) 24 July 2026: from 09:30 to 12:30, and from 14:30 to 18:10.

15. Simultaneous interpretation into English and French was provided during the Meeting.

Agenda item 4: Strengthening Monitoring and Assessment under IMAP Pollution Cluster

16. Ms. Jelena Knezevic, **Monitoring and Assessment Officer, UNEP/MAP–MED POL,** introduced **Working Documents UNEP/MED WG.647/8 and UNEP/MED WG.647/7,** supported with the related information documents UNEP/MED WG.647/Inf.13–Inf.16. She presented progress

under Programme of Work Activities 6.2.1, 6.2.2 and 6.3.1, covering support to national IMAP implementation, the further development of assessment criteria and monitoring tools, and the strengthening of laboratory capacities through cooperation with the International Atomic Energy Agency (IAEA)/Marine Environment Studies Laboratory (MESL).

17. She further elaborated on the proposals developed with the support of the Online Working Groups regarding the introduction of new mandatory area-specific monitoring species under Common Indicator 17; and new alternative biomarkers under Common Indicator 18; the inclusion of new Contaminants of Emerging Concern (CECs), Mediterranean-relevant Persistent Organic Pollutants (POPs) and Trace Metals (TMs) under Common Indicator 17, including its comparison with the new list of the contaminants proposed under the EU Water Framework Directive (WFD); the application of an Environmental Risk Index for integrated chemical and biological effects assessment.

18. One meeting participant requested a further comparison of the proposed additions to the list of contaminants with the revised MSFD priority contaminants list currently being finalized, with particular attention to contaminants in sediment and water. The Secretariat agreed to undertake this additional comparison in consultation with the Online Working Group on Contaminants.

19. Upon discussion of the proposed new elements for strengthening pollution monitoring and assessment under IMAP Common Indicators 17 and 18, as outlined in **Appendix 1**, the Meeting considered them sufficiently mature for submission to the 2027 CORMON Pollution Meeting, subject to final refinements in line with the Conclusions and Recommendations of the Meeting.

20. A representative of REMPEC presented decision of the 16th Meeting of Focal Points of REMPEC (Malta, May 2025), to further lower the reporting threshold to 10 t/m³ under Common Indicator 19 and to make this threshold mandatory for the reporting under the Barcelona Convention system. The Meeting welcomed the integration of the updated threshold into the ongoing revision of the Common Indicator 19 Guidance Factsheet and the corresponding Data Standards and Data Dictionaries.

21. The Meeting also took note of the fifth-cycle National Baseline Budget sector-specific concise report. It recognized the value of the findings on sectoral trends and pollutant loads for improving understanding of pollution sources, pathways, pressures and impacts and for supporting marine environmental status assessments.

22. The Secretariat then presented **Working Document UNEP/MED WG.647/7** on proposed updates to the Data Standards and Data Dictionaries for Common Indicators 13, 14, 17 and 18. The updates included newly proposed quality-flagging categories, technical corrections identified through the operational use of the IMAP Info System and the preparation of the 2023 MED QSR, and alignment with the revised IMAP Guidance Factsheets adopted in 2025.

23. One meeting participant requested clearer specification of the two EROD measurement approaches, clarifying that the list of EROD parameters proposed for inclusion in the current DSs and DDs should distinguish between EROD – Microsomal and EROD – Cytosolic measurements, as subsequently reflected in Table 7. The participant also requested that the description of the EROD analytical method specify the protein assay method used for protein quantification (e.g. Lowry et al., 1951 or Bradford, 1976), as reflected in the revised paragraph 37.

24. It was further requested to ensure that the temperature measurement included in the Common Indicator 18 DDs refers specifically to bottom temperature when is referred to benthic fish sampling sites

25. Another participant sought clarification of the proposed quality-flag categories, particularly the meaning of a “good value” and “probably good value”.

26. The Secretariat clarified that the categories were intended to provide information on how data had been generated and quality-controlled and to strengthen exchanges between national data providers and regional assessors, based on experience gained from reviewing the available datasets. This approach also supports alignment with relevant international marine data infrastructures (e.g. EMODnet), thus promoting data interoperability and reusability, and relies on a documented data

quality control approach agreed at European scale (Lipizer et al., 2026. Toward "good" eutrophication data for marine policies and research: a multi-level quality control framework in EMODnet Chemistry. Front. Ocean Sustain. 4:1835133. doi: 10.3389/focsu.2026.1835133). The purpose is to enable appropriate flagging of the reported data where relevant. The flags are not mandatory reporting requirements but are intended to provide additional information supporting the use and interpretation of IMAP data. The three flagging categories associated with values 0, 1 and 2 were reformulated to enhance their clarity for end users.

27. Following the discussion, **Working Document UNEP/MED WG.647/7** was revised to incorporate the modifications agreed by the Meeting, as reflected in **Appendix 2** to the conclusions and recommendations.

Agenda item 3: Assessment Criteria Upgrade for IMAP Pollution Common Indicators 13, 14, 17 and 18

28. The Secretariat – MED POL introduced Working Documents **UNEP/MED WG.647/3** *Further Development of Environmental Assessment Criteria (EAC) under IMAP Common Indicator 17*, **WG.647/4** *Further Development of Updated Background Assessment Concentrations (BAC) and Environmental Assessment Criteria (EAC) for Biomarkers under IMAP Common Indicator 18* and **WG.647/5** *Further Development of Reference and Boundary Values for Chl-a, DIN and TP in the Aegean, Levantine and Northern Western Mediterranean Seas Sub-division*, providing the results achieved to date in the derivation of the initially proposed (updated) assessment criteria for IMAP Common Indicators 13 and 14, and 17 and 18, in collaboration with the OWGs on Contaminants, Biological Effects and Eutrophication – Nutrients.

29. The documents were presented through PowerPoint presentations, providing an overview of their scope and the processes through which the criteria were developed in collaboration with the three OWGs. During the discussion the proposed revisions were reviewed, with the relevant documents projected on screen to facilitate consideration and incorporation of the points raised by participants. The documents presented the OWGs' recommendations and identified further actions required to finalize the currently proposed initial values for testing purposes ahead of the 2027 CORMON Pollution Meeting, as well as additional actions to be pursued over the longer term. Following each presentation, the Meeting provided guidance on the further refinement and finalization of the respective proposals for consideration by the 2027 meetings of CORMON Pollution, the MED POL Focal Points and, as appropriate, the EcAp Coordination Group, as elaborated below.

30. The Secretariat provided details on the methodologies tested for deriving updated Environmental Assessment Criteria (EACs) for Common Indicator 17 (CI 17). Particular attention was given to the empirical effects-based approach, which was tested using only stations for which concurrent CI 17 and CI 18 data were available, as the datasets retrieved from the ecotoxicological literature were not considered sufficiently robust to support this work. The newly updated assessment criteria for CI 18, as presented in UNEP/MED WG.647/4, were applied to classify stations according to the presence or absence of biological effects, whereby a station was considered impacted if at least one biomarker indicated an effect. Application of this methodology to the CI 17 and CI 18 datasets, which were found to be rather limited, particularly following the application of the filtering criteria agreed by the OWG on Contaminants, revealed several limitations: (i) the derived Effects Range Low (ERL; 10th percentile) and Effects Range Median (ERM; 50th percentile) values were generally close to the existing Background Assessment Concentrations (BACs); (ii) similar percentile distributions were observed for impacted and non-impacted stations; and (iii) consequently, the values derived through this approach were not considered suitable for updating the current EACs.

31. It was further explained that, consequently, an alternative methodological approach was developed for deriving EACs, based on the application of an assessment factor corresponding to the contamination factor defined in the literature as the ratio of a measured concentration to an assessment criterion or threshold. In the present approach, this factor is expressed as the ratio between the EAC and the BAC. This approach is aligned with the CHASE+ assessment methodology applied in the 2023 MED QSR. Where the ratio between the EACs endorsed through Decisions IG.22/7 and IG.23/6

and the corresponding BACs exceeded 3 for trace metals (TMs) and 4 for organic contaminants, the moderate-to-poor threshold applied under CHASE+ was used as a more realistic basis for updating the EACs. Accordingly, the recalculated EACs were set at 3 × BAC for TMs [2 × (1.5 × BAC)] and at 4 × BAC for PAHs, PCBs and organochlorine compounds [2 × (2 × BAC)]. The values were derived both at the Mediterranean regional level and for the four Mediterranean sub-regions: Western Mediterranean, Central Mediterranean, Aegean-Levantine (Eastern Mediterranean), and Adriatic Sea. The resulting recalculated values were presented for consideration by the Meeting.

32. The Secretariat also elaborated on the additional next steps recommended by the OWG on Contaminants for further testing and refining the proposed CI 17 EAC values, with a view to preparing them for consideration by the 2027 CORMON Pollution Meeting.

33. Several participants took the floor to welcome the progress achieved and supported the use of the methodology elaborated by the Secretariat as a basis for further work.

34. One participant recommended that controlled laboratory exposure data, involving single contaminants tested at different concentrations, be used to further support the combined CI 17 – CI 18 data, noting the limitations associated with field biota data. Another participant supported this proposal, emphasizing that experiments should use Mediterranean species, environmentally relevant contaminant concentrations and exposure conditions representative of the Mediterranean environment, to strengthen the scientific basis for the proposed EAC values.

35. Two other participants agreed that EACs should reflect biological effects, while also drawing attention to the applicability of the forthcoming revised European Union Environmental Quality Standards (EQS).

36. Another participant informed the Meeting that national monitoring using caged *Mytilus galloprovincialis* would be undertaken in the country's waters within the North-Western Mediterranean Sea (NWMS) in the following year, and that the resulting data could be made available to support IMAP work.

37. In response, an expert from the Secretariat’s scientific team clarified that the current EACs, namely the Effects Range Low (ERL) and Effects Range Median (ERM) values derived under the OSPAR and NOAA/USEPA assessment frameworks and subsequently introduced into IMAP through UNEP/MAP Decisions IG.22/7, IG.23/6, IG.26/3 and IG.27/6, were not derived exclusively from field data. While their derivation relied primarily on field observations, it also drew on complementary methodological approaches, including chemical laboratory data, laboratory experiments using test species, and laboratory experiments using sediments collected from the field. Another expert from the Secretariat’s scientific team acknowledged the potential value of controlled experimental data, while highlighting their current scarcity and the considerable effort that would be required to standardize species, exposure conditions and testing procedures.

38. Another participant clarified that *Mullus barbatus* cannot be maintained under laboratory conditions, whereas experimental studies involving bivalves commonly rely on the direct addition of contaminants to the water.

39. The discussion concluded with the Meeting accepting the use of the methodology elaborated in **Working Document UNEP/MED WG.647/3,** as outlined in **Appendix 3**, as a basis for further work. To support the next steps, in line with the conclusions and recommendations of the Meeting, the Secretariat, in collaboration with the OWG on Contaminants, will further evaluate the proposed EAC values for consideration by the 2027 CORMON Pollution Meeting, taking into account the points raised during the discussions and the recommendations already provided by the OWG, as follows: (i) the use of national expert judgement for the classification of affected and non-affected stations; (ii) further filtering of data based on contaminants exceeding BACs, including the use of the current EAC values as a basis for filtering data used to determine a station's affected status; (iii) regression analyses between contaminant concentrations and biomarker responses using all available datasets; (iv) the application of hazard or risk quotients; (v) consideration of data made available by the Contracting Parties, through the OWG on Contaminants, from controlled laboratory exposure studies on Mediterranean species under Mediterranean environmental conditions, alongside the currently

proposed methodology in UNEP/MED WG.647/3, which is primarily based on field - studies data, with a view to strengthening regression analyses and the scientific basis for deriving assessment criteria; (vi) consideration of the forthcoming EU Environmental Quality Standards (EQS), as appropriate.

40. The Secretariat provided details on the methodologies tested for deriving updated Background Assessment Concentrations (BACs) and Environmental Assessment Criteria (EACs) for biomarkers under CI 18 for *M. galloprovincialis* and *M. barbatus*. The proposed BACs and EACs were derived using data from the Mediterranean region, as initial values for testing purposes, to be progressively refined as additional national data become available. The current work supports the monitoring and assessment of CI 18 by introducing Mediterranean-specific species- and regionally relevant assessment criteria. The proposed values build on the experience gained through the preparation of the 2023 MED QSR, complemented by additional data reported through the IMAP Info System and made available for calculation purposes through the OWG on Biomarkers. The values were derived both at the Mediterranean regional level and for the four Mediterranean sub-regions: Western Mediterranean, Central Mediterranean, Aegean-Levantine (Eastern Mediterranean), and Adriatic Sea.

41. Due to the lack of data for wild *M. galloprovincialis* in the Aegean Sea, data from caged mussels were also used to derive the assessment criteria values for caged species in this sub-division.

42. The Secretariat also elaborated on the additional next steps recommended by the OWG on Biomarkers for further testing and refining the proposed CI 18 BAC and EAC values, with a view to preparing them for consideration by the 2027 CORMON Pollution Meeting.

43. Several participants welcomed the progress achieved on CI 18 biomarkers and expressed satisfaction with the results presented.

44. Another participant referred to written suggestions shared with the Secretariat ahead of the Meeting. She also suggested to indicate that the present work represents a second effort to derive BACs and EACs for biomarkers, following the work undertaken in 2016 by the UNEP/MAP Informal Online Expert Group on Contaminants, which at that time focused exclusively on data for *M. galloprovincialis*, as further refined in paragraph 3 of the Working Document UNEP/MED WG.647/4, as outlined in Appendix 4. The participant encouraged the continuation of this work and highlighted the relevance of incorporating additional data from the Contracting Parties.

45. A further participant welcomed the progress achieved and emphasized the importance of considering the effects of climate change and relevant environmental variables on biomarker responses, as additional scientific evidence becomes available.

46. Two participants discussed the application of gonadosomatic index (GSI) filters, the derivation of assessment criteria for the stress-on-stress (SoS) biomarker, and uncertainties regarding metallothionein (MT) as a reliable biomarker of contaminant exposure in fish and mussels.

47. Two further participants proposed refinements to the information provided on the previously established OSPAR and ICES BAC and EAC values for Acetylcholinesterase (AChE) Enzymatic Activity in Brain and the Micronucleus (MN) Frequency Assay. The corresponding refinements were incorporated into Annex I of Working Document UNEP/MED WG.647/4, as outlined in Appendix 4.

48. Following the discussion, the Meeting accepted the use of the methodology elaborated in Working Document **UNEP/MED WG.647/4**, as outlined in **Appendix 4**, as a basis for further work. To support the next steps, in line with the conclusions and recommendations of the Meeting, the Secretariat, in collaboration with the OWG on Biomarkers, will further evaluate and refine the proposed CI 18 BAC and EAC values for consideration by the 2027 CORMON Pollution Meeting, taking into account the points raised during the discussion and the recommendations already provided by the OWG, including: (i) testing the inclusion of Gonadosomatic Index (GSI) data as a filter to reduce potential variability in the dataset; (ii) further examining the approach applied for SoS, considering that the calculated BAC appears relatively low in terms of environmental relevance, including through further testing of the use of all available sites and the median-based approach; (iii) further examining uncertainties related to the use of MT as a reliable biomarker of contaminant

exposure in fish and its limited reliability as a biomarker in mussels, since Hot Spot MT levels don't differ from Reference Site values.

49. The Secretariat provided details on the methodologies applied for deriving Reference Conditions (RCs) and Boundary Values (BVs) for chlorophyll-*a* (Chl-*a*), dissolved inorganic nitrogen (DIN) and total phosphorus (TP) in the Aegean, Levantine and North-Western Mediterranean Sea (NWMS) Sub-divisions, as elaborated in Meeting Document UNEP/MED WG.647/5, in conjunction with Information Documents UNEP/MED WG.647/Inf.10–Inf.12. The Secretariat elaborated on the existing national assessment criteria for Chl-*a* applicable in the Aegean and Levantine (AEL) and NWMS areas. Further details were provided on the water types identified through the analysis of the available datasets, as well as on the data sources made available in collaboration with the OWG on Eutrophication – Nutrients to complement the limited data reported to the IMAP Info System. The Secretariat then presented the calculated RCs and BVs for the combined coastal water types IIA and IIIE in the Aegean Sea Sub-division, followed by the values calculated for water type IIIE in the Levantine Sea Sub-division. The calculated RC and BV values for the combined water types IIA and IIIW in the NWMS were also presented. The Secretariat further highlighted the methodological weaknesses identified through the analyses, together with the conclusions and proposed next steps. Attention was drawn to the proposed eight-month roadmap for continuing the work in the NWMS, through coordinated efforts of experts from France, Italy and Spain with advisory support from the Secretariat, including consideration of the compatibility of the respective national methodologies with the common IMAP approach.

50. One participant welcomed the progress achieved on CIs 13 and 14 assessment criteria and thanked the Secretariat and its expert team for the work undertaken, including the clear presentation of the Meeting Documents through well-structured PowerPoint presentations. The participant highlighted the specificities of national practices related to eutrophication monitoring and assessment, noting that these have been established over a relatively long period and, consequently, greater differences exist among national systems compared with assessment criteria for more recently introduced IMAP indicators. In this context, the participant emphasized that additional time and scientific work would be required to achieve the necessary level of harmonization ahead of the 2027 CORMON Pollution Meeting.

51. Another participant supported this view and expressed appreciation to the Secretariat for providing an opportunity for scientists from France, Italy and Spain to work jointly, with the support of the Secretariat and within the framework of the OWG on Eutrophication, towards the development of harmonized assessment criteria for the NWMS.

52. A further participant welcomed the results achieved for the Aegean Sea and expressed support for the methodology applied, while acknowledging the identified need for further scientific work, including through the OWG on Eutrophication, with a view to proposing assessment criteria for consideration by the 2027 CORMON Pollution Meeting.

53. Another participant also welcomed the progress achieved for the Aegean Sea and explained that the proposed values would be further reviewed by national scientists, with a view to providing their scientific input through the OWG on Eutrophication.

54. A member of the MED POL scientific expert team provided further clarification on the scientific aspects recommended by the OWG for further consideration and elaboration as part of the intersessional work.

55. The discussion concluded with the Meeting accepting the use of the methodology based on the MED GIG approach for deriving reference and boundary values for Chl-a, DIN and TP, currently being tested for the Aegean Sea and Levantine Sea sub-divisions, as elaborated in **Working Document UNEP/MED WG.647/5** and outlined in **Appendix 5**, as a basis for further work. To support the next steps, in line with the conclusions and recommendations of the Meeting, the Secretariat, in collaboration with the OWG on Eutrophication – Nutrients, will further evaluate and refine the reference and boundary values for Chl-a, DIN and TP, currently calculated on an interim basis for testing purposes, with a view to submitting the refined values for consideration by the 2027

CORMON Pollution Meeting, taking into account the points raised during the discussion and the recommendations already provided by the OWG. The further work should include: (i) refinement of the proposed assessment criteria as additional data and scientific evidence become available through the OWG on Eutrophication – Nutrients and IMAP Info System; (ii) recalibration of the NTRIX scaling using the expanded Aegean dataset; (iii) clarification of the delineation and distribution of coastal and offshore stations; (iv) further clarification and refinement of the stepwise multiple linear regression modelling approach, particularly regarding DIN boundary values, which are currently not considered sufficiently robust for operational application; and (v) further strengthening of the MED GIG-based methodology through sensitivity analyses and expert review within the OWG.

56. As an outcome of the discussion, the work in the NWMS will continue, in line with the conclusions and recommendations of the Meeting, through further evaluation of the methodology applied for deriving the initial reference and boundary values for nutrients and addressing the identified methodological weaknesses. This work will be undertaken through the coordinated efforts of experts from France, Italy and Spain within the OWG on Eutrophication – Nutrients, with advisory support from the Secretariat, as outlined in **Appendix 5** to the conclusions and recommendations.

Agenda item 5: Overview of the Capacities of IMAP Pollution Competent Laboratories

57. Mr. Philippe Bersuder, Head of IAEA-MESL, introduced **Working Document UNEP/MED WG.647/6**, supported with Information Documents UNEP/MED WG.647/Inf.3–Inf.9 and Inf.19, presenting the results achieved under the quality assurance, quality control and capacity-building activities implemented during the 2024 – 2025 biennium. The programme included proficiency testing, good laboratory practice training, laboratory assessments and targeted technical support for Common Indicator (CI) 17, as well as pilot proficiency testing and training courses for CIs 13 and 14 and CI 20. The results demonstrated substantial improvements for trace elements and several organic contaminants, while continuing gaps were identified for selected organic contaminants, dioxins and dioxin-like compounds in seafood, and nutrients and chlorophyll-a. Mr. Bersuder also elaborated on the key priorities for future work, including: regular proficiency testing for CI 17; continued pilot proficiency testing for CIs 13, 14 and 20; strengthened participation of food-safety laboratories; expansion of advanced training; increased participation in training courses; improved national QA/QC reporting and follow-up; and continued targeted technical missions.

58. Several participants welcomed the collaboration between UNEP/MAP and IAEA-MESL and recognized its contribution to improving the quality, comparability and reliability of monitoring data.

59. One participant, supported by another participant, thanked the Secretariat – MED POL and IAEA-MESL for their support in strengthening national capacities for IMAP implementation. Appreciation was expressed for the attention given to addressing identified gaps through Targeted Technical Assistance, including expert missions to selected priority laboratories requiring specialized support to enhance their analytical capabilities.

60. Another participant encouraged the continuation of efforts to sustain and further enhance the positive impact of inter-laboratory comparison exercises through Proficiency Testing and Targeted Technical Assistance.

61. A further participant requested clarification on the application of the selection criteria, as elaborated in the Meeting Document, for selecting trainees from the respective country. The participant, supported by several other participants, also called for increasing the number of trainees participating in future training courses aimed at strengthening capacities for the implementation of CIs 13 and 14, as well as CIs 17 and 18.

62. The Secretariat – MED POL and Mr. Bersuder responded to the queries raised by participants, emphasizing the need for concerted efforts, including through strengthened coordination by MED POL Focal Points with their designated laboratories throughout the entire lifecycle of proficiency testing exercises. In particular, the importance of appropriate national follow-up was highlighted to ensure that laboratories accepting sample shipments address any constraints encountered and fulfil

their data-submission requirements, thereby maximizing the technical benefits of the regional proficiency testing activities. A clarification was also provided regarding the strict application of the selection criteria, which ensured adherence to IMAP requirements and full compatibility between the participation in the Training Courses of trainees from IMAP laboratories designated for Proficiency Tests and the objective of applying the knowledge acquired through the training courses, while also ensuring appropriate regional balance throughout the selection process.

63. Following the discussion, the Meeting welcomed the progress achieved during the 2024 – 2025 biennium in strengthening quality assurance and quality control (QA/QC) for the implementation of the IMAP Pollution Cluster through the capacity-building programme jointly implemented by UNEP/MAP and IAEA-MESL, as elaborated in **Working Document UNEP/MED WG.647/6** and reflected in **Appendix 6**. The Meeting also took note of the remaining gaps requiring further attention and recommended that these be addressed through future QA/QC and capacity-building activities, in line with the conclusions and recommendations of the Meeting.

Agenda item 6: Update of Guidance Factsheets for Ecological Objective 10 (Common Indicators 22, 23, and 24) and Introducing Elements of Guidance Factsheets for Common Indicator 28

64. Under this agenda item, the Secretariat presented Working Document UNEP/MED WG.647/9 "Update of Guidance Factsheets for Ecological Objective 10 Common Indicators 22, 23, and 24", and presented the preliminary elements to be considered for the preparation of the Guidance Factsheets for Common Indicator 28 of Ecological Objective 10 (EO10).

65. With regards to Working Document UNEP/MED WG.647/9, Mr. Christos Ioakeimidis (Quality Status Report Programme Management Officer, UNEP/MAP) presented the new layout of EO10 comprising of 4 common indicators (CIs) supported by respective GES definitions and targets, and assessment criteria (for CIs 22, 23 and 24). Reference was also made to the original 2017 version of the Guidance Factsheets[1] for CIs 22, 23 and 24, including the presentation of the updates introduced in the current version (i.e., as reflected in UNEP/MED WG.647/9) detailed per section of the Guidance Factsheets.

66. A number of representatives of the Contracting Parties took the floor, welcomed the updated version of the Guidance Factsheets on Marine Litter and requested a number of changes, as presented here under, structured per common indicator.

67. The meeting introduced the following changes to the section of the Guidance Factsheet concerning Common Indicator 22, together with several minor editorial revisions

a) Revise the reference to the 2023 publication of MSFD Technical Group on Marine Litter (TGML);
b) Add a reference to the "Indicator/Targets" section linked with the detailed methodology used for the elaboration of the threshold values (TVs);
c) Introduce a reference reflecting the recommendation of the MSFD-TGML group to also record a number of items even if they measure less than 2.5 cm.

68. The meeting introduced the following changes to the section of the Guidance Factsheet concerning Common Indicator 23, together with several minor editorial revisions:

(A) <u>Seafloor Marine Litter:</u>

a) Revise the reference to the 2023 publication of MSFD -TGML;
b) Add a reference on the "Justification for indicator selection" section focusing on the work of the General Fisheries Commission for the Mediterranean (GFCM) on monitoring seafloor litter, including a specific reference (i.e., FAO, 2025);

[1] UNEP/MED WG.439/12 "IMAP Common Indicators Guidance Factsheets (Pollution and Litter)", Meeting of the MED POL Focal Points, Rome, Italy, 29-31 May 2017.

c) Add a reference to the "Indicator/Targets" section linked with the detailed methodology used for the elaboration of the TVs;
d) Amend the unit for seafloor litter monitoring through video imagery to items/1000m^2;

(B) Floating Marine Litter:

a) Revise the reference to the 2023 publication of MSFD -TGML;
b) Add a reference to the "Indicator/Targets" section linked with the detailed methodology used for the elaboration of the TVs;
c) Amend under the "Methodology for indicator calculation" and "Available Methodologies for Monitoring and Monitoring Protocols" sections the requirements pertinent to mesh size (i.e., 300 μm), towing speed (i.e., 0.5-3 knots and not exceeding 4-4.5 knots), and sampling duration (i.e., 10-30 minutes);

69. The meeting introduced the following changes to the section of the Guidance Factsheet concerning Common Indicator 24, together with several minor editorial revisions:

a) Under the section "Justification for indicator selection":
   i. Associate ghost-fishing with entanglement;
   ii. Improve the text referring to plastic ingestion by loggerhead sea turtles;
   iii. Improve the text referring to the global review conducted by Duncan et al. (2017) documenting the effect of entanglement for all marine turtle species across all sea/ocean basins;
b) Under the section "Scientific References Cited":
   i. Introduce 4 additional scientific references.
c) Under the section "Indicator/Targets":
   i. Add a footnote linking *Caretta caretta* when referring to sentinel species;
   ii. Improve the clarify of the text referring to "sample" to be linked to the percent (%) of individuals affected with the sample
d) Under the section "Indicator Definition":
   i. Improve the clarity of the text referring to "g" to link it with grams of dry mass;
   ii. Add a reference to *Caretta caretta* being selected as the indicator species.
e) Under the section "Methodology for indicator calculation":
   i. Recommend the collection of live turtles together with necropsied dead turtles in order to increase statistical test power in the future;
   ii. Improve the clarity of the text in the formula for calculating "Frequency of Occurrence (FO%)" by make an explicit reference to necropsied individuals;
   iii. Recommend taking pictures when litter are recognizable when calculating the entanglement and physical injury metrics;
   iv. Add another category (i.e., OTHER) referring to non-plastic litter under litter categorization.
f) Under the section "Entanglement and Physical Injury Metrics":
   i. Revise the item color categories (from 11 to 7) and specify the different colour categories under entanglement and physical injury metrics;
   ii. Add the word "Standard" in the reference to "Curved Carapace Length" under the mandatory morphometrics and specimen data.
g) Under the section "Data Confidence and uncertainties":
   i. Introduce text highlighting the need for developing standardized methodologies and coordinated monitoring initiatives to support harmonized long-term monitoring.
h) Under the section "Available Methodologies for Monitoring and Monitoring Protocols":
   i. Add a footnote referring to alternatives to the use of alcohol solution;
   ii. Make an explicit reference to the use of dried content when separating organic component from other items;
   iii. Make an explicit reference that the digestive content includes esophagus, stomach and intestines as a whole;
   iv. Add the reference of the INDICIT-SPA/RAC protocol (2021);

v. Recommend to also recording location of sample collection when available.

i) Under the section "Temporal Scope Guidance":
   i. Add a footnote improving the clarify of the text referring to mandatory "one-month observation".

j) Under the section "Known gaps and uncertainties in the Mediterranean":
   i. Add a reference that it is difficult to differentiate ingestion pathways as well as providing links with IMAP Ecological Objective 4 (EO4) on "Marine Food Webs".

70. All changes referred to in paragraphs 66, 67, and 68 above were introduced and agreed upon during the meeting, as reflected in Appendix 7 to the Conclusions and Recommendations of the Meeting (i.e., UNEP/MED WG.647/10/L.1) and highlighted in green.

71. Moreover, one Contracting Party proposed an editorial revision aimed at improving the clarity and scientific accuracy of the GES Target text on ingestion. In particular, it suggested replacing the term "stomach content" with "digestive content", noting that the former may be too restrictive, while current monitoring practices generally involve the analysis of the contents of the entire digestive tract.

72. The Secretariat took note of the proposal and, while acknowledging its rationale, informed the Meeting that the CORMONs do not have the mandate to amend content related to Good Environmental Status (GES). The Secretariat therefore suggested that the concerned Contracting Party raise the matter at the forthcoming Meeting of the MED POL Focal Points, tentatively scheduled for spring 2027, where such revisions could be considered. The Meeting and the Contracting Party agreed with the Secretariat's proposed course of action.

73. Moreover, the Secretariat presented the preliminary elements for the preparation of the Guidance Factsheet for the new Common Indicator 28 (GFS-CI28) under IMAP EO10, focusing on the context of CI28, scientific evidence, added value, expected outputs, assessment results, main challenges, future priorities, and way forward.

74. Several Contracting Parties took the floor, welcomed the preliminary elements, and emphasized the importance of developing the Guidance Factsheet for CI28 in order to facilitate the application of harmonized approaches for riverine litter monitoring, as well as recommended the activation of the Online Working Group on Marine Litter (OWG-ML) to support its review.

75. In response, the Secretariat and its MED POL Programme committed to initiate correspondence after this meeting, for the establishment of the OWG-ML, through an express of interest for participation by the Contracting Parties to the Barcelona Convention.

76. Finally, the Meeting:

a) Reviewed the updated versions of the Guidance Factsheets for Common Indicators 22, 23, and 24 under IMAP EO10, as reflected in **Appendix 7** to the Conclusions and Recommendations of the Meeting (UNEP/MED WG.647/10/L.1), and recommended their submission to the 2027 Meeting of the CORMON on Marine Litter; and
b) Requested the Secretariat to prepare a first draft of the Guidance Factsheet for Common Indicator 28, following which the Online Working Group on Marine Litter (OWG-ML) should be convened to review the draft prior to its submission to the 2027 Meeting of the CORMON on Marine Litter.

Agenda item 7: Initial Elements for the 2031 Quality Status Report (QSR) Roadmap

77. The Secretariat introduced the initial roadmap for preparing the 2031 Mediterranean Quality Status Report, in line with Decision IG.27/6 on the EcAp Policy and Roadmap 2026–2035 and the third cycle of IMAP, while building on experience gained from the 2017 and 2023 MED QSRs. It outlined the principal milestones and interconnected workstreams for 2025 – 2031, covering governance and coordination, national IMAP implementation, data and information systems, integrated assessment development, report preparation and review, and the publication of the integrated and policy - oriented 2031 MED QSR products.

78. The Meeting was also informed that the roadmap will be submitted for consideration at the 13th Meeting of the Ecosystem Approach Coordination Group (EcAp CG), to be held online on 25-26 November 2026.

Agenda item 8: IMAP Pollution Best Practices

79. Ms. Samar Kilani, EcAp MED Plus Project Manager, introduced the best-practices session and explained the project's scope and support for exchanging and applying national monitoring and assessment experience in support for strengthening the synergies between the IMAP and MSFD implementation.

Regional assessment methodologies and best practices

80. The introduction was followed by presentations delivered by MED POL scientific experts, Ms. Nurit Kress, Mr. Robert Precali and Mr. Fabrizio Bonatesta, aimed at supporting the national application of the three manuals on regional assessment methodologies prepared with the support of the EcAp MED Plus Project. The manuals provide guidance on the application of CHASE+ for chemical status assessment under Common Indicator 17; NEAT for the spatial and temporal integration of Common Indicators 13, 14 and 17; and the Environmental Risk Index for the integrated assessment of Common Indicators 17 and 18. The methodologies and their practical application were introduced to the Meeting participants through tailored PowerPoint presentations, designed as practical tools to guide national counterparts and facilitate the future application of the assessment manuals.

81. Several participants took the floor, expressing appreciation for the opportunity to exchange views on further strengthening national assessment capacities in line with the regional IMAP assessment frameworks.

82. One participant explained that the current practice for contaminants assessment in his country is based on the application of EAC values originally introduced under IMAP from OSPAR, whereby good status is achieved when 95% of samples/stations are below the respective EAC values. He noted, however, that the current national practice does not provide for the cumulative assessment of contaminants along the IMAP nested spatial assessment scale. In this regard, he recognized integration as an appropriate approach where status assessment is based on a substantial volume of data. He expressed some reservations regarding the higher weighting factors assigned to biological-effects modules compared with chemical modules, also noting that changing climatic conditions may influence biological responses.

83. Two other participants welcomed the work undertaken towards developing an integrated assessment of chemical contamination and biological effects, recognizing this as an important aspect of IMAP implementation. They considered that the proposed modules, the risk-based contaminants and biomarker indices, and the weighted normalization of individual module components provide a well-balanced approach, complemented by a confidence-scoring framework designed to reflect data availability rather than ecological relevance. One participant emphasized that, from an ecological perspective, particular attention should be given to the degree of deviation from BACs, rather than to the extent to which measured values exceed EACs.

84. Representatives of two Contracting Parties bordering both the Atlantic Ocean and the Mediterranean Sea highlighted the complexity of ensuring harmonized assessment approaches across their northern European/Atlantic and Mediterranean waters. One participant nevertheless noted that these differences do not preclude the application of different assessment tools, as appropriate.

85. A further participant referred to the challenge faced by his country in assessing different marine ecosystems, including Atlantic and Mediterranean waters characterized by different habitats. He noted that, due to ecosystem-specific characteristics, it may not always be possible to include all indicators in an integrated assessment. He also provided positive feedback on the application of the CHASE+ assessment tool, piloted by his country in 2023 with the support of the Secretariat/MED POL.

86. One participant requested clarification regarding the meaning and application of the term "habitat" within the NEAT assessment framework.

87. In addressing the points raised during the discussion, the Secretariat recalled that the session was conceived as a demonstration and exchange of experiences, aimed at initiating a broader discussion on lessons learned and practices applied at national and sub-regional levels. In this regard, the Secretariat greatly appreciated the comprehensive feedback provided by the Meeting participants. National and sub-regional experiences are essential for guiding the further development of assessment tools and strengthening their practical application.

88. While efforts should be made to ensure compatibility between regional and national assessment frameworks, to the extent possible, it should be recognized that these frameworks cannot be fully aligned. Regional assessment frameworks need to provide a common and representative basis for assessment across the Mediterranean and its sub-regions, whereas national frameworks need to accommodate specific national and local characteristics.

89. The Secretariat further addressed the key differences between the CHASE+ and NEAT assessment methodologies. In response to the question raised, it clarified that the term “habitat”, as used in the adapted application of the NEAT software for pollution assessment, refers to the assessed environmental matrix (i.e. sediment or biota), rather than to habitat types present within the ecosystem. This terminology derives from the original design of the NEAT tool, which was originally developed for broader ecosystem and biodiversity assessments.

National best practices

90. Within this segment, representatives of three Contracting Parties shared their national practices and experiences in assessing eutrophication and pollution as examples of good practice, with particular emphasis on supporting the synergistic implementation of the EU MSFD and UNEP/MAP IMAP at both national and regional levels.

91. Ms. Erika Magaletti, shared an experience on Italy`s eutrophication assessment under MSFD Descriptor 5 and IMAP Ecological Objective 5, covering the national monitoring network, water-type-specific threshold values for nutrients, chlorophyll-a and dissolved oxygen, and the integration *of in situ* observations with Copernicus remote-sensing and modelling products. It also presented the 2016 – 2021 assessment results, which indicated that almost all Italian marine waters achieved Good Environmental Status, together with chlorophyll-a trends and recommendations for strengthening monitoring design, data quality assurance, methodological standardization and cooperation with scientific institutions.

92. Mr. Víctor León, shared an experience on Spain’s marine contamination monitoring programme under IMAP Ecological Objective 9 and MSFD Descriptor 8, covering Common Indicators 17 and 18 through chemical and biomarker analyses in sediments, mussels, red mullet across coastal and, to a more limited extent, offshore waters (sediments and blackmouth catshark (*Galeus melastomus*)). It described the monitored contaminants, integrated assessment approach and QA/QC procedures, while highlighting the need to expand offshore coverage, addressing the decline of natural mussel populations, identifying alternative target species, and developing Mediterranean-specific BAC and EAC values.

93. Ms. Hacer Selamoğlu Çağlayan, shared an experience on Türkiye’s Integrated National Marine Monitoring Programme (DEN-İZ), with particular emphasis on eutrophication monitoring under IMAP Ecological Objective 5 and Common Indicators 13 and 14 across its four seas. It presented the monitoring framework, quality-assurance arrangements, approaches for establishing reference conditions and conducting integrated assessments, and the use of in situ, modelling and satellite data, while highlighting ongoing IMAP reporting, capacity-building and future priorities related to technological integration, long-term trend assessment and preparation of thematic assessment reports. She expressed appreciation to the representatives of MED POL and INFO/RAC for the support provided through the MARDA project in further strengthening national capacities for IMAP implementation.

Findings from the 5th Cycle of National Baseline Budgets (NBBs)

94. Within this segment, the Secretariat presented the key findings of the Land Based Sources (LBS) Sector-Specific Concise Report, as provided in Meeting document UNEP/MED WG.647/Inf.18.

95. The presentation introduced the preliminary analysis of the fifth cycle of the National Baseline Budget of Pollutants, combining NBB and e-PRTR data to assess sectoral trends and land-based releases of Biochemical Oxygen Demand (BOD)/ Total Organic Carbon (TOC), total nitrogen and total phosphorus into the Mediterranean. It highlighted wastewater as the dominant pollution sector, alongside persistent gaps in collection, treatment efficiency, institutional capacity and reporting, while identifying progress in several countries and outlining further analysis of solid waste management, plastic recycling and desalination before submission of the report to the MED POL Focal Points in 2027.

96. The Meeting took note of the findings of the fifth cycle of National Baseline Budgets (NBBs) and acknowledged their value as a source of information for policymakers and environmental authorities, including their relevance in providing evidence on drivers and pressures to support assessments of marine environmental status.

Agenda item 9: IMAP Marine Litter Best Practices

97. The Meeting welcomed the presentations on best practices for marine litter monitoring delivered by Israel, Lebanon, Montenegro, and Morocco. The presentations highlighted valuable national experiences, methodologies, and lessons learned in the monitoring of marine litter common indicators, providing practical examples of implementation and contributing to a better understanding of current monitoring efforts across the region.

98. The Meeting engaged in a constructive discussion on the applicability of these best practices and emerging innovative monitoring techniques within the framework of IMAP EO10 (Marine Litter). Participants exchanged views on opportunities to further support and integrate such approaches into region-wide monitoring programmes, while also addressing existing technical, operational, and resource-related challenges. The Meeting recognized the added value of these exchanges in promoting knowledge-sharing and strengthening regional cooperation and requested the Secretariat to continue organizing similar dedicated sessions at future meetings.

Agenda item 10: Any Other Business

99. Under this agenda item, no proposals were put forward for consideration by the Meeting.

Agenda item 11: Conclusions and Recommendations

100. The Meeting reviewed, commented on, and approved the draft Conclusions and Recommendations as attached to the present report as Annex III.

Agenda item 9: Closure of the Meeting

101. Following the customary exchange of courtesies, the Chair declared the Meeting closed at 18:10 on Friday, 24 July 2026.

Annex I

List of Participants

REPRESENTATIVES OF THE CONTRACTING PARTIES / REPRESENTANTS DES PARTIES CONTRACTANTES

BOSNIA AND HERZEGOVINA / BOSNIE ET HERZEGOVIENE	**Ms. Selma Čengić** Deputy Director Hydro Engineering Institute Sarajevo **Mr. Admir Aladžuz** Ecologist, biologist Hydro-Engineering Institute Sarajevo **Ms. Ana Sudar** Agency for Watershed of the Adriatic Sea Head of Water protection department
CROATIA/CROATIE	**Ms. Slavica Matijević** Ph.D., Institute of Oceanography and Fisheries Senior scientist **Ms. Jelena Lušić** Ph.D., Institute of Oceanography and Fisheries **Ms. Maja Fafanđel** Ph.D., Ruđer Bošković Institute – Centre for Marine Research **Ms. Mirta Smodlaka Tanković** Ph.D., Ruđer Bošković Institute – Centre for Marine Research **Mr. Pero Tutman** Ph.D., Institute of Oceanography and Fisheries
CYPRUS/CHYPRE	**Ms. Maria Rousou** Department of Fisheries and Marine Research (DFMR), Ministry of Agriculture, Rural Development and Environment, Cyprus
EGYPT/ÉGYPTE	**Mr. Sameh Ayoub** Water Pollution Expert MED POL National Focal Point Egyptian Environmental Affairs Agency (EEAA), Egypt

FRANCE/FRANCE	**Ms. Camille Lacroix** Head of the Aquatic Litter Monitoring and Studies Department Cedre (Centre of Documentation, Research and Experimentation on Accidental Water Pollution), France **Ms. Alexane Lovat** Chargée de mission "Pollutions et fonds marins" Bureau de la protection et de l'évaluation des milieux marins - ELM3 Direction de l'eau et de la biodiversité | Direction Générale de l'Aménagement, du Logement et de la Nature **Mr. Patrick Pouline** Office français de la biodiversité **Mr. Alexandre Girard** Muséum national d'Histoire naturelle **Ms. Sandrine Nougier** Chargée de mission - déchets marins et coopération internationale Bureau de la politique des écosystèmes marins / ELM1 Direction Générale de l'Aménagement, du Logement et de la Nature
GREECE/ GRÈCE	**Ms. Helen Kaberi** Researcher Hellenic Centre for Marine Research, Institute of Oceanography (HCMR) **Mr. Ioannis Chatzianestis** Hellenic Centre for Marine Research, Institute of Oceanography (HCMR) **Ms. Christina Zeri** Hellenic Centre for Marine Research, Institute of Oceanography (HCMR) **Ms. Catherine Tsangaris** Research Director Hellenic Centre for Marine Research, Institute of Oceanography (HCMR) **Ms. Kalliopi Pagkou**

	Biologist Oceanographer Research Associate Hellenic Centre for Marine Research, Institute of Oceanography (HCMR) **Ms. Alexandra Pavlidou** Research Director Hellenic Centre for Marine Research, Institute of Oceanography (HCMR)
ISRAEL/ISRAEL	**Dr. Yael Segal** Head of the National Monitoring program in Israel Marine Chemistry Department Israel Oceanographic & Limnological Research Ltd.
ITALY/ITALIE	**Ms. Erika Magaletti** MED POL Focal Point Marine Monitoring and Assessment Unit (Head) ISPRA - Italian Institute for Environmental Protection and Research **Ms Alessandra Nguyen Xuan** Technologist ISPRA - Italian Institute for Environmental Protection and Research **Ms. Paola Guarracino** Technologist ISPRA - Italian Institute for Environmental Protection and Research **Ms. Ginevra Moltedo** Biological effects expert ISPRA - Italian Institute for Environmental Protection and Research
LEBANON/LIBAN	**Mr. Milad Fakri** Director of the National Center for Marine Sciences **Ms. Myriam Ghsoub** Researcher, PhD National Center for Marine Sciences **Mr. Anthony Ouba** Researcher- CNRS-L

	Ms. Celine Mahfouz Research Associate, National Centre for Marine Sciences, CNRS-L **Ms. Jamila Al Hadi** Environmental Engineer Ministry of Environment
LIBYA/ LIBYE	**Mr. Salih Diryaq** MEDPOL National Focal Point, Libya Ministry of Environment **Mr. Ahmed Abugdera** Environmental Expert Ministry of Environment **Mr. Abdulmaula Hamza** University of Tripoli
MALTA/MALTE	**Ms. Annabelle Haber** Senior Officer Thematic Water & Marine Environment and Resources Authority **Ms. Juliane Baldacchino** Assistant Environment Protection Officer Environment and Resources Authority **Ms. Srna Stajić** Asst. Environment Protection Officer Biodiversity and Water Environment and Resources Authority
MONTENEGRO/ MONTENEGRO	**Ms. Ivana Mitrović** Advisor - Department of Nature Protection, Monitoring, Analysis and Reporting Environmental Protection Agency
MOROCCO/MAROC	**Mr. Abeslam Abid** LNESP/Département du Développement Durable IMAP EO10 (Marine Litter)

	Mr. Moulay Lahcen Ouahidi Head of Department: Quality Control National Laboratory for Pollution Studies and Monitoring (LNESP) **Mr. Mustapha Hasnaoui** University Professor **Mr. Kabriti Mohamed** Ministère de l'environnement
SLOVENIA / SLOVÉNIE	**Ms. Neža Sautet** Ministry for Environment and Spatial planning **Ms. Elizabeta Gabrijelčič** Slovenian Environment Agency **Mr. Štefan Trdan** Institute for Water of the Republic of Slovenia
SPAIN /ESPAGNE	**Ms. Concepción Martínez-Gómez** Marine Ecotoxicology Expert Spanish Institute of Oceanography, IEO-CSIC **Mr. Juan Antonio Campillo González** Chemistry and Biological Effects Expert Spanish Institute of Oceanography, IEO-CSIC **Mr. Victor León** Research Professor Spanish Institute of Oceanography, IEO-CSIC **Dr. Candela García Gómez** Scientific Technician – Eutrophication Expert Spanish Institute of Oceanography, IEO-CSIC **Dr. Nerea Valcarcel-Perez** Scientific Technician – Eutrophication Expert Spanish Institute of Oceanography, IEO-CSIC **Dr. Carme Alomar** Scientific Technician – Eutrophication Expert Spanish Institute of Oceanography, IEO-CSIC

TUNISIA/TUNISIE	**Mr. Afef Fathalli** National Institute of Marine Sciences and Technologies **Mr. Noureddine Zaaboub** National Institute of Marine Sciences and Technologies **Mr. Lassaad Chouba** Professeur Enseignant Chercheur Biogéochimie et Écotoxicologie Marine Directeur Scientifique du programme MEDPOLTunisie National Institute of Marine Sciences and Technologies
TURKIYE/TURKIYE	**Ms. Sevil Öksüz** Branch Manager Ministry of Environment, Urbanisation and Climate Change **Ms. Hacer Selamoğlu Cağlayan** Environmental Expert Minisrty of Environment, Urbanization and Climate Change

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME - COORDINATING UNIT AND COMPONENTS OF THE MEDITERRANEAN ACTION PLAN
PROGRAMME DES NATIONS UNIES POUR L'ENVIRONNEMENT - UNITÉ DE COORDINATION ET COMPOSANTES DU PLAN D'ACTION POUR LA MÉDITERRANÉE

UNEP/MAP COORDINATING UNIT PNUE/PAM UNITÉ DE COORDINATION	**Mr. Atila Uras** Senior Programme Management Officer (Scientific and Technical) **Ms. Jelena Knezevic** Monitoring and Assessment Programme Management Officer (MED POL) **Mr. Christos Ioakeimidis** Quality Status Report (QSR) Programme Management Officer **Mr. Erol Cavus** Pollution Control Programme Management Officer (MED POL) **Ms. Samar Kilani** Programme Management Officer (EcAp MED PLUS Project) **Ms. Khouloud Athimen** UNV ***Consultants:*** **Ms. Nurit Kress** MED POL Scientific Expert **Mr. Robert Precali** MED POL Scientific Expert **Mr. Fabrizio Bonatesta** MED POL Scientific Expert

REGIONAL ACTIVITY CENTRES / CENTRES D'ACTIVITÉS RÉGIONALES

THE REGIONAL ACTIVITY CENTRE FOR INFORMATION AND COMMUNICATION (INFO/ RAC) **CENTRE D'ACTIVITES REGIONAL POUR L'INFORMATION ET LA COMMUNICATION (INFO/RAC)**	**Mr. Arthur Pasquale** INFO/RAC Deputy Director **Mr. Alessandro Lotti** INFO/RAC Officer
REGIONAL ACTIVITY CENTER FOR SPECIALLY PROTECTED AREAS (SPA/RAC) / **CENTRE D'ACTIVITÉS RÉGIONALES POUR LES AIRES SPECIALEMENT PROTÉGÉES (CAR/ASP)**	**Mr. Imen Zribi** Associate Programme Officer **Ms. Lobna Ben Nakhla** Programme Officer
PRIORITY ACTIONS PROGRAMME REGIONAL ACTIVITY CENTER (PAP/RAC) **CENTRE REGIONAL D'ACTIVITES DU PROGRAMME D'ACTIONS PRIORITAIRES (CAR/PAP)**	**Mr. Ivan Sekovski** Programme Officer
REGIONAL MARINE POLLUTION EMERGENCY RESPONSE CENTRE FOR THE MEDITERRANEAN SEA (REMPEC) **CENTRE RÉGIONAL MEDITERRANÉEN POUR L'INTERVENTION D'URGENCE CONTRE LA POLLUTION MARINE ACCIDENTELLE (REMPEC)**	**Ms. Elisa Giangrasso** Programme Officer

MAP PARTNERS, UN SPECIALIZED AGENCIES AND INTERNATIONAL ORGANIZATIONS /

PARTENAIRES DU PAM, INSTITUTIONS SPÉCIALISÉES DES NATIONS UNIES ET ORGANISATIONS INTERNATIONALES

ACCOBAMS	**Ms. Maÿlis Salivas,** Executive Secretary
ASSOCIATION OF CONTINUITY OF GENERATION **(ACG)**	**Ms. Sana Taktak Keskes** President of ACG
ALL FOR BLUE	**Ms. Katerina Topouzoglou** Founder
ANKARA UNIVERSITY NATIONAL CENTER FOR THE SEA AND MARITIME LAW **(DEHUKAM)**	**Ms. Büşra Deniz** Researcher
ASSOCIATION FOR PROTECTION OF ENVIRONMENT AND SUSTAINABLE DEVELOPMENT OF BIZERTE **(APEDDUB)**	**Ms. Najoua Bouraoui** Head of APEDDUB
ASSOCIATION FOR NATURE, ENVIRONMENT AND SUSTAINABLE DEVELOPMENT-SUNCE	**Ms. Tea Kuzmičić Rosandić** Head of the Environmental Protection and Sustainable Development Department
BENGUELA CURRENT CONVENTION	**Mr. Paulus Kainge** Manager: Ecosystem Advisory Services **Dr. Thato Mtshali** DFFE **Ms. Priskilla Nghaangulwa** Ecosystem Officer
BASEL, ROTTERDAM AND STOCKHOLM CONVENTIONS **(BRS)**	**Kei Ohno Woodall** Senior Programme Management Officer
CENTRE FOR ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT FOR THE ARAB REGION AND EUROPE **(CEDARE)**	**Mr. Mahmoud Fouad** Environmental Principal Consultant and Co-Managing Director, Mawael Environmental Consultancy_CEDARE
EUROPEAN MARINE OBSERVATION AND DATA	**Ms. Marina Lipizer**

NETWORK – CHEMISTRY (EMODnet Chemistry)	Senior Scientist - Independent Expert – EMODnet Chemistry Data Quality Control **Ms. Maria Eugenia Molina Jack** Independent Expert – EMODnet Chemistry Marine Litter Data Management
EUROPEAN PUBLIC LAW ORGANIZATION **(EPLO)**	**Ms. Garyfallia Selimi** Deputy Director of the Circular Economy and Climate Institute EPLO
FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION **(FAO)**	**Mr. Anis Zarrouk** Fisheries Ecosystems Officer General Fisheries Commission for the Mediterranean (GFCM)
INTERNATIONAL FEDERATION FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT AND FIGHT TO POVERTY IN THE MEDITERRANEAN-BLACK SEA **(FISPMED)**	**Ms. Margherita Poles** Project Manager
GAIA FIRST	**Mr. Gianni Valenti** President **Ms. Johanna Auguin** Director
HELMEPA-HELLENIC MARINE ENVIRONMENT PROTECTION ASSOCIATION	**Mr. Stathis Kostakopoulos** Head of Environmental Affairs & Initiatives **Mr. Stelios Stefos** Junior Project Manager
INTERNAL ATOMIC ENERGY AGENCY **(IAEA)**	**Mr. Philippe Bersuder** Laboratory Head Marine Environmental Studies Laboratory IAEA Marine Environment Laboratories Department of Nuclear Sciences and Applications

INTERNATIONAL CENTRE OF COMPARATIVE ENVIRONMENTAL LAW **(CIDCE)**	**Ms. Maud Simbor** Intern **Ms. Romane Marty** Intern **Ms. Anna Gicquel** Intern **Ms. Elisa Le Yondre** Legal Researcher
ENALEIA	**Ms. Fani Sakellariou** Partnerships and Impact Coordinator
MEDITERRANEAN ASSOCIATION TO SAVE THE SEA TURTLES **(MEDASSET)**	**Mr. Georgios Sampson** Director **Dr. Saverio Civili** President
MEDITERRANEAN YOUTH FOUNDATION FOR DEVELOPMENT	**Mr. Mohammad Juma** Intern
MEDITERRANEAN INFORMATION OFFICE FOR ENVIRONMENT, CULTURE AND SUSTAINABLE DEVELOPMENT **(MIO-ECSDE)**	**Ms. Thomais Vlachogianni** Head of Science, Policy and Research **Mr. Haris Paliogiannis** Position, Senior Policy and Programme Officer
MOHAMMED VI FOUNDATION FOR ENVIRONMENTAL PROTECTION	**Mr. Ayoub Achbaro** Project Manager
PELAGOS AGREEMENT - AGREEMENT ON CREATION OF MARINE MAMMAL SANCTUARY IN THE MEDITERRANEAN SEA	**Ms. Maria Betti** Executive Secretary **Ms. Aurélie Fernandez** Deputy Executive Secretary Permanent Secretariat of the Pelagos Agreement
ARAB NETWORK FOR ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT	**Ms. Rehab Abdulfattah** Project coordinator

(RAED)	
SYRIAN ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY (SEPS)	**Mr. Ghassan Shahin** Chairman
YOUTH LOVE EGYPT	**Ms. Rawda AbuBakr Mahrous** Monitoring and Evaluation Specialist

Annex II

Agenda of the Meeting

Provisional Agenda

I. Opening of the Meeting

Agenda item 1: Opening of the Joint Meeting of CORMONs on Monitoring Pollution and Marine Litter

Agenda item 2: Organizational Matters

II. The CORMON on Monitoring Pollution

Agenda item 3: Assessment Criteria Upgrade for IMAP Pollution Common Indicators13 and14; 17 and 18

Agenda item 4: Strengthening Monitoring and Assessment under IMAP Pollution Cluster

Agenda item 5: Overview of the Capacities of IMAP Pollution Competent Laboratories

III. The CORMON on Monitoring Marine Litter

Agenda Item 8: Update of Guidance Factsheets for Ecological Objective 10 (Common Indicators 22, 23, and 24) and Introducing Elements of Guidance Factsheets for Common Indicator 28

IV. Joint Session of the of the CORMONs on Monitoring Pollution and Marine Litter

Agenda Item 9: Initial Elements for the 2031 Quality Status Report (QSR) Roadmap

Agenda Item 10: IMAP Pollution Best Practices

Agenda Item 11: IMAP Marine Litter Best Practices

Agenda Item 12: Any Other Business

Agenda Item 13: Conclusions and Recommendations

Agenda Item 14: Closure of the Meeting

Annex III

Conclusions and Recommendations

Adopted Conclusions and Recommendations

On 22-24 July 2026, the Joint Meeting of the Ecosystem Approach Correspondence Groups on Pollution and Marine Litter Monitoring was held online. The Meeting was organized by UNEP/MAP Secretariat (MED POL Programme).

Further to its deliberations, the Meeting reached the following conclusions:

Agenda item 4: Strengthening Monitoring and Assessment under IMAP Pollution Cluster

1. The Meeting thanked the Secretariat for organizing the Meeting and preparing the Working Documents. It expressed its appreciation to the Secretariat, its Scientific Experts, and the members of the Online Working Groups (OWGs) on Contaminants, Biomarkers, and Eutrophication - Nutrients for their valuable scientific contributions.

2. The Meeting considered the proposed new elements for strengthening pollution monitoring and assessment under IMAP Common Indicators 17 and 18, as outlined in Appendix 1 to these Conclusions and Recommendations, and found them sufficiently mature to be submitted for consideration at the 2027 CORMON Pollution Meeting. These elements, introduced through the Progress Report (UNEP/MED WG.647/8) and supported by information documents UNEP/MED WG.647/Inf.13–Inf.16, include proposals on adding new mandatory area-specific monitoring species and new alternative biomarkers; the inclusion of new Contaminants of Emerging Concern (CECs), Mediterranean-relevant Persistent Organic Pollutants (POPs) and Trace Metals (TMs), including its comparison with the new list of the contaminants proposed under the EU Water Framework Directive (WFD); the application of an Environmental Risk Index for integrated chemical and biological assessment. The Meeting recommended undertaking an additional cross-comparison of the proposed new contaminant list with the revised MSFD priority contaminants list currently under finalization, particularly regarding contaminants in sediment and water.

3. The Meeting took note of the updated reporting thresholds for acute pollution events, as introduced through the Progress Report (UNEP/MED WG.647/8) and supported by information document UNEP/MED WG.647/Inf.17. It welcomed their integration into the ongoing revision of the CI 19 Guidance Factsheet, as well as the update of the CI 19 Data Standards and Data Dictionaries, for consideration by the 2027 CORMON Pollution, REMPEC Focal Points and EcAp Coordination Group meetings, as appropriate.

4. The Meeting reviewed Working Document UNEP/MED WG.647/7, Elements for the Update of Data Dictionaries for IMAP Pollution Common Indicators 13 & 14 and 17 & 18. It considered the proposed quality flagging categories to support the scientific and technical evaluation of data across the IMAP Pollution Common Indicators, technical corrections identified through the operational use of the IMAP Info System (IMAP IS) and the preparation of the 2031 Mediterranean Quality Status Report (MED QSR), as well as updates to align the Data Standards and Data Dictionaries with the revised IMAP Pollution Guidance Factsheets adopted in 2025. The Meeting agreed on these elements for integration into the IMAP IS Data Dictionaries and Standards for CIs 13&14, 17 and 18, including a few refinements agreed during the Meeting, as all reflected in Appendix 2 to the present Conclusions and Recommendations.

Agenda item 3: Assessment Criteria Upgrade for IMAP Pollution Common Indicators 13, 14; 17 and 18

5. The Meeting reviewed the progress achieved to date in the derivation of the proposed updated assessment criteria for IMAP Common Indicators 13 and 14, and 17 and 18, developed in collaboration with the OWG on Contaminants, Biological Effects, and Eutrophication - Nutrients, as presented in the following working documents:

- UNEP/MED WG.647/3 – *Further Development of Environmental Assessment Criteria (EAC) under IMAP Common Indicator 17*;
- UNEP/MED WG.647/4 – *Further Development of Updated Background Assessment*

Concentrations (BAC) and Environmental Assessment Criteria (EAC) for Biomarkers under IMAP Common Indicator 18;

- UNEP/MED WG.647/5 – *Further Development of Reference and Boundary Values for Chlorophyll-a (Chl-a), Dissolved Inorganic Nitrogen (DIN) and Total Phosphorus (TP) in the Aegean, Levantine and Northern Western Mediterranean Sea Sub-divisions.*

6. The Meeting welcomed Working Document UNEP/MED WG.647/3, as outlined in Appendix 3 to the present Conclusions and Recommendations, and requested the Secretariat, in collaboration with the OWG on Contaminants, to further evaluate the Environmental Assessment Criteria (EACs) values currently calculated on interim basis, and for testing purpose, using additional data expected to be made available by the CPs for CI 17, with a view to submitting refined EAC values for consideration at the 2027 CORMON Pollution Meeting.

7. In this regard, the Meeting agreed with the methodology developed for EACs in coordination with OWG on Contaminants, which is currently being tested as outlined in Appendix 3, and requested that the following elements be further evaluated:

i. the application of national expert judgement for classifying monitoring stations as affected or non-affected, including assessing the influence of such filtering on the EACs derived using the 50th and 10th percentile based empirical approach;

ii. the effect of restricting the list of effect-causing contaminants to those exceeding the established Background Assessment Concentrations (BACs), including the use of the current EAC values as a basis for filtering data used to determine a station's affected status;

iii. regression analyses between contaminant concentrations and biomarker responses using all available datasets;

iv. the application of Hazard Quotients (HQs) or Risk Quotients (RQs) as complementary approaches to support the derivation of updated assessment criteria;

v. consideration of the forthcoming EU Environmental Quality Standards (EQS), as appropriate;

vi. testing the use of data from controlled laboratory exposure studies conducted on Mediterranean species under Mediterranean environmental conditions, subject to the relevant information being made available by the Contracting Parties (CPs), in addition to the currently proposed field-based methodology, with a view to strengthening the scientific basis for regression analyses and the derivation of assessment criteria;

vii. the Meeting acknowledged that progress on the latter element will depend on the provision of experimental datasets by the Contracting Parties, through the OWG on Contaminants.

8. The Meeting welcomed Working Document UNEP/MED WG.647/4, as reflected in Appendix 4 to the present Conclusions and Recommendations, including the reference-based refinements agreed during the Meeting. Accordingly, it requested the Secretariat, in collaboration with the OWG on Biomarkers, to further evaluate the BACs and EACs currently calculated on interim basis, and for testing purpose, using additional data expected to be made available by the CPs for Common Indicator 18, with a view to submitting refined BACs and EAC values for consideration at the 2027 CORMON Pollution Meeting.

9. In this regard, the Meeting agreed with the methodology developed for BACs and EACs in coordination with OWG on Biomarkers, which is currently being tested as outlined in Appendix 4, and requested that the following elements should be further evaluated:

i. The inclusion of Gonadosomatic Index (GSI) data testing as to reduce potential variability in the dataset;

ii. Uncertainties regarding approach for SoS as calculated BAC seems to be relatively small to be environmental relevant (further refinement the use of all sites and the median-based approach).

iii. Uncertainties regarding the use of MT as a reliable biomarker of contaminant exposure in fish and limited reliability as a biomarker in mussels, since Hot Spot MT levels don't differ from Reference Site values.

10. The Meeting further invited the Secretariat to consider, in future methodological developments, the influence of climate change and environmental variables on biomarker responses, as additional scientific evidence becomes available.

11. The Meeting welcomed Working Document UNEP/MED WG.647/5, as outlined in Appendix 5 to the present Conclusions and Recommendations, and requested the Secretariat, in collaboration with the Online Working Group on Eutrophication – Nutrients, to further evaluate reference conditions and boundary values for Chl-a, DIN and TP currently calculated on interim basis, and for testing purpose, using additional data expected to be made available by the CPs in the Aegean, Levantine and Northern Western Mediterranean Seas Sub-divisions, with a view to submitting the refined values for consideration at the 2027 CORMON Pollution Meeting.

12. In this regard, the Meeting agreed with the methodology based on MED GIG approach for reference and boundary values for Chl-a, Din and TP values, which is currently being tested for the Aegean Sea and Levantine Sea Sub-divisions, as outlined in Appendix 5, and requested that the following elements be further evaluated:

i. Further refinement of the proposed assessment criteria as additional data and scientific evidence become available through the OWG on Eutrophication – Nutrients;

ii. Recalibration of the NTRIX scaling using the expanded Aegean dataset to further validate the relationships between DIN and TP pressure–effect relationships;

iii. Clarification of delineation in coastal and offshore stations distribution;

iv. Further clarification of the stepwise multiple linear regression modelling approach, which resulted in DIN boundary values that are currently not considered sufficiently robust for operational application;

v. Further strengthening of the MED GIG-based methodology through sensitivity analyses and expert review within the OWG, with a view to refining the proposed assessment criteria prior to their operational application.

13. For the Northern Western Mediterranean Seas, the Meeting supported the continuation of work through the further evaluation of the methodology applied for deriving the initial reference and boundary values for nutrients. This work will be carried out through the coordinated efforts of experts from Spain, France and Italy under the OWG on Eutrophication - Nutrients, with advisory support from the Secretariat, following a 6–8-month roadmap. The objective is to further evaluate the compatibility of national assessment methodologies within the common IMAP framework. This work will include, *inter alia*, addressing identified methodological weaknesses, concerns related to the proposed water typology, and the application of the statistical methods.

Agenda item 5: Overview of the Capacities of IMAP Pollution Competent Laboratories

14. The Meeting reviewed the progress achieved during the 2024–2025 biennium in strengthening quality assurance and quality control (QA/QC) for the implementation of IMAP Pollution through the integrated capacity-building programme implemented jointly by UNEP/MAP and IAEA/MESL. The programme included the organization of proficiency testing (PTs), good laboratory practice training courses, and targeted technical support for CI 17, and was expanded to include pilot activities such as the initial PTs and training activities conducted for CIs 13 and 14 under Ecological Objective 5 (Eutrophication) and CI 20 (Contaminants in Seafood). The Meeting welcomed the comprehensive activities implemented through the collaboration between UNEP/MAP and IAEA/MESL, with the participation of MED POL Focal Points and national IMAP-designated laboratories, as presented in Appendix 6 to the present Conclusions and Recommendations. The Meeting recognized that these activities have significantly strengthened the analytical performance, quality assurance, and quality control capacities of national IMAP-designated laboratories, particularly with regard to the analysis of inorganic contaminants under CIs 17 and 20, thereby improving the quality, comparability, and

reliability of monitoring data reported to the IMAP Info System.

15. The Meeting further reviewed the results of the 2024–2025 assessment of the capacities of IMAP Pollution competent laboratories, which confirmed that several national laboratories possess strong analytical capabilities, particularly for trace elements under CI17, while significant disparities remain across Contracting Parties in terms of analytical capacity and implementation of QA/QC procedures. The Meeting noted that participation in the biannual laboratories' capacity assessment had declined compared with previous biennia, limiting the robustness of the assessment.

16. The Meeting also took note of the present gaps that require continued efforts to be addressed. Accordingly, the Meeting emphasized the importance of addressing the identified gaps to further improve quality and comparability of data reported to the IMAP Info System, with particular focus on the following priorities:

i. Maintaining regular proficiency testing for CI 17 and continuing the pilot proficiency testing programme for CIs 13 and 14, and CI20.

ii. Strengthening the participation of national food safety laboratories in proficiency testing for CI 20, particularly for dioxins and dioxin-like compounds in seafood.

iii. Continuing and expanding good laboratory practice training, including advanced analytical modules for CI 13 and 14;

iv. Increasing the number of participants in training courses, building on the demonstrated positive impact of this modality in strengthening national analytical capacities and facilitating knowledge transfer;

v. Strengthening QA/QC reporting and follow-up at the national level, based on the findings of proficiency testing and national reports;

vi. Continuing targeted technical support and laboratory missions to address identified national capacity gaps and support implementation of IMAP Pollution monitoring.

Agenda item 6: Update of Guidance Factsheets for Ecological Objective 10 (Common Indicators 22, 23, and 24) and Introducing Elements of Guidance Factsheets for Common Indicator 28

17. The Meeting reviewed the updated versions of the Guidance Factsheets for Common Indicators 22, 23 and 24 under IMAP EO10, as presented under Working Document UNEP/MED WG.647/9; provided a number of comments and revision proposals as outlined in Appendix 7 to the present Conclusions and Recommendations; and recommended the subsequent submission of the revised version of this document to the 2027 Meeting of the CORMON on Marine Litter.

18. The Meeting welcomed the elements presented by the Secretariat for the preparation of the Guidance Factsheet for the new Common Indicator 28 (GFS-CI28) under IMAP EO10, and requested the Secretariat to prepare the first version of GFS-CI28. The Meeting also requested the activation of the Online Working Group on Marine Litter (OWG-ML), that will be assigned with the task of reviewing GFS-CI28 for its submission to the 2027 Meeting of the CORMON on Marine Litter. In response, the Secretariat committed to prepare the first version of GFS-CI28 and to initiate correspondence after this meeting, for the establishment of the OWG-ML through an express of interest for participation by the Contracting Parties to the Barcelona Convention.

Agenda item 7: Initial Elements for the 2031 Quality Status Report (QSR) Roadmap

19. The Meeting welcomed the presentation of the initial elements of the roadmap to guide the preparation of the 2031 Mediterranean Quality Status Report (2031 MED QSR), and was informed that the roadmap will be submitted to the 13th Meeting of the Ecosystem Approach Coordination Group (EcAp CG), to be held online on 25-26 November 2026.

Agenda item 8: IMAP Pollution Best Practices

20. The Meeting expressed its appreciation to the European Union for its continuous support to the implementation of the UNEP/MAP Integrated Monitoring and Assessment Programme (IMAP), and for strengthening synergies between IMAP and the EU Marine Strategy Framework Directive (MSFD), including through the ongoing implementation of EU-funded EcAp MED PLUS Project. In this regard, the support provided through the GEF-funded MedProgramme was also noted and welcomed.

21. The Meeting welcomed the presentations delivered by the MED POL scientific experts on regional assessment methodologies and best practices aimed at supporting the application of harmonized chemical and biological effects assessments at the national level. The Meeting recognized the relevance of these presentations as practical demonstration tools to support future application of the three assessment manuals, developed with the support of the EU-funded EcAp MED PLUS Project, thereby facilitating national-level assessments. These include the Chemical Status Assessment Tool (CHASE+) methodology for CI 17; the Nested Environmental Status Assessment Tool (NEAT) for CIs 13, 14 and 17, originally developed and applied under the 2023 MED QSR; and the newly developed Environmental Risk Index (ERI) for the integrated assessment of biological effects (biomarkers – CI 18) and chemical contamination (contaminants – CI 17) monitoring data.

22. The Meeting welcomed the national best practices on assessment of eutrophication, contaminants, and biological effects presented by Italy, Spain and Türkiye, recognizing their relevance in supporting the synergistic implementation of the EU Marine Strategy Framework Directive (MSFD) and IMAP at both national and regional levels.

23. The Meeting took note of the findings from the Fifth Cycle of National Baseline Budgets (NBBs), as presented in the LBS Sector-Specific Concise Report (UNEP/MED WG.647/Inf.18), shared for the information of the Meeting. The Meeting acknowledged the value of the report's findings on sectoral trends, pollutant loads and sector-specific assessments as a source of information for policymakers and environmental authorities, including its relevance as evidence on drivers and pressures supporting marine environmental status assessments.

Agenda item 9: IMAP Marine Litter Best Practices

24. The Meeting welcomed the presentation of the best practices for monitoring of marine litter as presented by Israel, Lebanon, Montenegro and Morocco.

25. The Meeting discussed how these best practices and new innovative techniques can be further supported and integrated into region-wide monitoring under IMAP EO10 (Marine Litter).

Conclusions et recommandations adoptées

Du 22 au 24 juillet 2026, la réunion conjointe des groupes de correspondance sur l'approche écosystémique consacrés à la surveillance de la pollution et des déchets marins. La réunion a été organisée par le Secrétariat du PNUE/PAM (programme MED POL).

À l'issue de ses délibérations, la réunion est parvenue aux conclusions suivantes :

Point 4 de l'ordre du jour : Renforcement de la surveillance et de l'évaluation dans le cadre du volet « Pollution » de l'IMAP

1. La réunion a remercié le Secrétariat d'avoir organisé la réunion et préparé les documents de travail. Ils ont tenu à remercier le Secrétariat, ses experts scientifiques et les membres des groupes de travail en ligne (OWG) sur les contaminants, les biomarqueurs et l'eutrophisation – nutriments pour leurs précieuses contributions scientifiques.

2. La réunion a examiné les nouveaux éléments proposés pour renforcer la surveillance et l'évaluation de la pollution dans le cadre des indicateurs communs 17 et 18 de l'IMAP, tels que présentés à l'appendice I des présentes conclusions et recommandations, et a estimé qu'ils étaient suffisamment aboutis pour être soumis à l'examen de la réunion CORMON sur la pollution de 2027. Ces éléments, présentés dans le rapport d'étape (PNUE/MED WG.647/8) et étayés par les documents d'information PNUE/MED WG.647/Inf.13 à Inf.16, comprennent des propositions visant à ajouter de nouvelles espèces de surveillance obligatoirement dans certaines zones spécifiques et de nouveaux biomarqueurs alternatifs ; l'inclusion de nouveaux contaminants émergents préoccupants (CEC), de polluants organiques persistants (POP) pertinents pour la Méditerranée et de métaux traces (TM) ; y compris sa comparaison avec la nouvelle liste des contaminants proposée dans le cadre de la Directive-cadre sur l'eau (DCE) de l'Union européenne; l'application d'un indice de risque environnemental pour une évaluation intégrée chimique et biologique. La réunion a recommandé de procéder à une comparaison croisée supplémentaire entre la nouvelle liste de contaminants proposée et la liste révisée des contaminants prioritaires de la MSFD, actuellement en cours de finalisation, notamment en ce qui concerne les contaminants présents dans les sédiments et l'eau.

3. La réunion a pris note des seuils de déclaration actualisés applicables aux épisodes de pollution aiguë, tels qu'ils ont été présentés dans le rapport d'étape (PNUE/MED WG.647/8) et étayés par le document d'information PNUE/MED WG.647/Inf.17. Il s'est félicité de leur intégration dans la révision en cours de la fiche d'orientation CI 19, ainsi que de la mise à jour des normes de données et des dictionnaires de données CI 19, qui seront examinées, le cas échéant, lors des réunions de 2027 du CORMON Pollution, des points focaux du REMPEC et du groupe de coordination de l'EcAp.

4. La réunion a examiné le document de travail PNUE/MED WG.647/7 – Éléments pour la mise à jour des dictionnaires de données des indicateurs communs de pollution 13 et 14, ainsi que 17 et 18 de l'IMAP. Elle a examiné les catégories de qualification de la qualité des données proposées afin de faciliter l'évaluation scientifique et technique des données relatives aux indicateurs communs de pollution de l'IMAP, les corrections techniques identifiées lors de l'utilisation opérationnelle du système d'information de l'IMAP (IMAP IS) et la préparation du rapport 2031 sur l'état de la qualité de la Méditerranée (MED QSR), ainsi que les mises à jour visant à aligner les normes et les dictionnaires de données sur les fiches d'orientation révisées de l'IMAP en matière de pollution, adoptées en 2025. La réunion s'est mis d'accord sur ces éléments à intégrer dans les dictionnaires de données et les normes du système d'information IMAP (IMAP IS) pour les CI 13, 14, 17 et 18, y compris quelques précisions convenues au cours de la réunion, le tout figurant à l'appendice 2 des présentes conclusions et recommandations.

Point 3 de l'ordre du jour : Mise à niveau des critères d'évaluation des indicateurs communs de pollution de l'IMAP 13, 14 ; 17 et 18

5. La réunion a examiné les progrès réalisés à ce jour dans l'élaboration des critères d'évaluation actualisés proposés pour les indicateurs communs 13 et 14, ainsi que 17 et 18 de l'IMAP, élaborés en

collaboration avec le Groupe de travail en ligne (OWG) sur les contaminants, les effets biologiques et l'eutrophisation – nutriments, tels que présentés dans les documents de travail suivants :

- PNUE/MED WG.647/3 – Poursuite de l'élaboration des critères d'évaluation environnementale (EAC) dans le cadre de l'indicateur commun 17 de l'IMAP ;
- PNUE/MED WG.647/4 – Poursuite de l'élaboration des concentrations de référence actualisées pour l'évaluation (BAC) et des critères d'évaluation environnementale (EAC) applicables aux biomarqueurs dans le cadre de l'indicateur commun 18 de l'IMAP ;
- PNUE/MED WG.647/5 – Poursuite de l'élaboration des valeurs de référence et des valeurs limites pour la chlorophylle *a* (Chl-*a*), l'azote inorganique dissous (DIN) et le phosphore total (PT) dans les sous-divisions de la mer Égée, du Levant et de la Méditerranée nord occidental.

6. La réunion a approuvé le document de travail PNUE/MED WG.647/3, tel que présenté à l'appendice 3 des présentes conclusions et recommandations, et a demandé au Secrétariat, en collaboration avec le groupe de travail ouvert sur les contaminants, de poursuivre l'évaluation des valeurs des critères d'évaluation environnementale (EAC), actuellement calculées à titre provisoire et à des fins d'essai, en utilisant les données supplémentaires que les parties contractantes devraient mettre à disposition pour l'IC 17, en vue de soumettre des valeurs des critères d'évaluation environnementale (EAC), affinées pour examen lors de la réunion CORMON sur la pollution de 2027.

7. À cet égard, la réunion a approuvé la méthodologie élaborée pour les critères d'évaluation environnementale (EAC) en coordination avec le groupe de travail ouvert sur les contaminants, laquelle est actuellement mise à l'essai, comme indiqué à l'appendice 3, et ont demandé que les éléments suivants fassent l'objet d'une évaluation plus approfondie.

i. le recours à l'expertise nationale pour classer les stations de surveillance en deux catégories (concernées ou non concernées), y compris l'évaluation de l'influence de ce filtrage sur les des critères d'évaluation environnementale (EAC) calculées à l'aide de l'approche empirique fondée sur les 50^{e} et 10^{e} centiles ;

ii. l'impact de la limitation de la liste des contaminants responsables d'effets à ceux dont les concentrations dépassent les concentrations de référence établies (BAC), y compris l'utilisation des valeurs des critères d'évaluation environnementale (EAC) actuelles comme base pour filtrer les données servant à déterminer le statut « affecté » d'une station ;

iii. des analyses de régression entre les concentrations de contaminants et les réponses des biomarqueurs, à partir de l'ensemble des données disponibles ;

iv. l'utilisation des quotients de danger (HQ) ou des quotients de risque (RQ) en tant qu'approches complémentaires pour faciliter l'élaboration de critères d'évaluation actualisés ;

v. la prise en compte des futures normes de qualité environnementale (NQE) de l'UE, le cas échéant ;

vi. tester l'utilisation des données issues d' études d'exposition contrôlées en laboratoire, menées sur des espèces méditerranéennes dans des conditions environnementales méditerranéennes, sous réserve que les informations pertinentes soient mises à disposition par les Parties contractantes (PC), en complément de la méthodologie de terrain actuellement proposée, afin de renforcer la base scientifique des analyses de régression et de l'élaboration des critères d'évaluation ;

vii. la réunion a reconnu que les progrès réalisés sur ce dernier point dépendront de la mise à disposition de séries de données expérimentales par les Parties contractantes, par l'intermédiaire du Groupe de travail ouvert sur les contaminants.

8. La réunion a approuvé le document de travail PNUE/MED WG.647/4, tel qu'il figure à l'appendice 4 des présentes conclusions et recommandations, y compris les précisions fondées sur des références convenues au cours de la réunion. En conséquence, la Réunion a demandé au Secrétariat, en

collaboration avec le groupe de travail en ligne (OWG) sur les biomarqueurs de poursuivre l'évaluation des concentrations de référence pour l'évaluation (BAC) et des critères d'évaluation environnementale (EAC) actuellement calculés à titre provisoire et à des fins d'essai, en utilisant des données supplémentaires que les parties contractantes devraient mettre à disposition pour l'indicateur commun 18, en vue de soumettre des valeurs affinées des BAC et des EAC pour examen lors de la réunion CORMON sur la pollution de 2027.

9. À cet égard, la réunion a approuvé la méthodologie élaborée pour les concentrations de référence pour l'évaluation (BAC) et pour les critères d'évaluation environnementale (EAC) en coordination avec le groupe de travail en ligne (OWG) sur les contaminants, laquelle est actuellement mise à l'essai, comme indiqué à l'appendice 3, et a convenu que les éléments suivants devaient faire l'objet d'une évaluation plus approfondie:

i. L'intégration des données relatives à l'indice gonadosomatique (GSI) vise à réduire la variabilité potentielle de l'ensemble de données ;

ii. Les incertitudes liées à la méthode utilisée pour le SoS, notamment le fait que les concentrations de référence établies semblent relativement faibles pour avoir une incidence environnementale (il convient d'affiner davantage l'utilisation de l'ensemble des sites et l'approche fondée sur la médiane)

dont les concentrations de référence établies calculé semble relativement faible pour avoir une incidence sur l'environnement (il convient d'affiner davantage l'utilisation de l'ensemble des sites et l'approche fondée sur la médiane).

iii. Des incertitudes subsistent quant à l'utilisation de la métallothionéine (MT) comme biomarqueur fiable de l'exposition aux contaminants chez les poissons, et sa fiabilité en tant que biomarqueur chez les moules est limitée, car les niveaux de MT mesurés dans les « points chauds » ne diffèrent pas des valeurs enregistrées sur les sites de référence.

10. La réunion a en outre invité le Secrétariat à prendre en compte, dans le cadre des futurs développements méthodologiques, l'influence du changement climatique et des variables environnementales sur les réponses des biomarqueurs, à mesure que de nouvelles données scientifiques seront disponibles.

11. La réunion a pris acte du document de travail PNUE/MED WG.647/5, tel que figurant à l'appendice 5 des présentes conclusions et recommandations, et a demandé au Secrétariat, en collaboration avec le Groupe de travail en ligne (OWG) sur l'eutrophisation – Nutriments, d'appuyer la poursuite de l'évaluation des conditions de référence et des valeurs limites de la chlorophylle a (Chla), de l'azote inorganique dissous (DIN) et du phosphore total (TP), actuellement calculées à titre provisoire et à des fins d'essai, en utilisant des données supplémentaires que les parties contractantes devraient mettre à disposition pour les sous-divisions des mers Égée, Levantine et du nord-ouest de la Méditerranée, en vue de soumettre les valeurs affinées pour examen lors de la réunion CORMON sur la pollution de 2027.

12. À cet égard, la réunion a approuvé la méthodologie fondée sur l'approche du MED GIG pour l'établissement des conditions de référence et des valeurs limites de la chlorophylle a (Chla), de l'azote inorganique dissous (DIN) et du phosphore total (TP), actuellement mise à l'essai pour les sous-divisions de la mer Égée et de la mer Levantine, telle que présentée à l'appendice 5, et ont demandé que les éléments suivants fassent l'objet d'une évaluation plus approfondie.

i. affiner davantage les critères d'évaluation proposés à mesure que de nouvelles données et preuves scientifiques seront mises à disposition par le groupe de travail en ligne (OWG) sur l'eutrophisation – Nutriments ;

ii. réétalonnage de l'échelle NTRIX à l'aide de l'ensemble de données élargi de la mer Égée afin de mieux valider les relations entre la DIN et les relations pression–effet liées à la TP ;

iii. précisions concernant la délimitation de la répartition des stations côtières et au large ;

iv. clarification plus approfondie de l'approche de modélisation par régression linéaire multiple

par étapes, qui a abouti à des valeurs limites DIN qui ne sont actuellement pas jugées suffisamment fiables pour une application opérationnelle ;

v. renforcement de la méthodologie fondée sur le MED GIG par le biais d'analyses de sensibilité et d'un examen par des experts au sein du groupe de travail en ligne (OWG), en vue d'affiner les critères d'évaluation proposés avant leur mise en œuvre opérationnelle.

13. En ce qui concerne la sous-division de la Méditerranée nord-occidentale, la réunion a approuvé la poursuite des travaux, au moyen d'une évaluation plus approfondie de la méthodologie appliquée pour établir les valeurs initiales de référence et les valeurs limites pour les nutriments. Ces travaux seront menés grâce à grâce aux efforts coordonnés d'experts espagnols, français et italiens dans le cadre du groupe de travail en ligne (OWG) sur l'eutrophisation-nutriments, avec le soutien consultatif du Secrétariat, selon un calendrier prévisionnel de 6 à 8 mois. L'objectif est d'évaluer plus en détail la compatibilité des méthodologies d'évaluation nationales au sein du cadre commun IMAP. Ces travaux consisteront notamment à remédier aux faiblesses méthodologiques identifiées, à répondre aux préoccupations liées à la typologie des eaux proposée et à examiner l'application de la méthode statistique.

Point 5 de l'ordre du jour : Vue d'ensemble des capacités des laboratoires compétents pour la surveillance de la pollution dans le cadre de l'IMAP

14. La réunion a examiné les progrès réalisés au cours de l'exercice biennal 2024-2025 en matière de renforcement de l'assurance qualité et du contrôle qualité (AQ/CQ) pour la mise en œuvre d'IMAP pollution, dans le cadre du programme intégré de renforcement des capacités mis en œuvre conjointement par le PNUE/PAM et l'AIEA/MESL. Ce programme comprenait l'organisation d'essais d'aptitude (PT), des formations aux bonnes pratiques de laboratoire, ainsi qu'un appui technique ciblé pour l'IC 17. Il a également été étendu afin d'inclure des activités pilotes, notamment les premiers essais d'aptitude et activités de formation réalisés pour les IC 13 et 14 relevant de l'Objectif écologique 5 (Eutrophisation) ainsi que pour l'IC 20 (Contaminants dans les produits de la mer). La réunion a salué l'ensemble des activités menées dans le cadre de la collaboration entre le PNUE/PAM et l'AIEA/MESL, avec la participation des Points focaux MED POL et des laboratoires nationaux désignés pour l'IMAP, telles que présentées à l'Appendice 6 des présentes Conclusions et Recommandations. La réunion a reconnu que ces activités ont considérablement renforcé les performances analytiques, ainsi que les capacités d'assurance et de contrôle qualité des laboratoires nationaux désignés pour l'IMAP, en particulier en ce qui concerne l'analyse des contaminants inorganiques au titre des IC 17 et 20, améliorant ainsi la qualité, la comparabilité et la fiabilité des données de surveillance communiquées au Système d'information IMAP.

15. La réunion a en outre examiné les résultats de l'évaluation 2024-2025 des capacités des laboratoires compétents IMAP pollution, qui ont confirmé que plusieurs laboratoires nationaux disposent de solides capacités analytiques, notamment pour les éléments traces relevant de l'IC 17. Toutefois, des disparités importantes subsistent entre les Parties contractantes en ce qui concerne les capacités analytiques etla mise en œuvre des procédures d'AQ/CQ. La réunion a noté que la participation à cette évaluation biennale des capacités des laboratoires avait diminué par rapport aux exercices biennaux précédents, limitant ainsi la robustesse de l'évaluation.

16. La réunion a également pris note des lacunes actuelles qui nécessitent la poursuite des efforts afin d'y remédier. En conséquence, la réunion a souligné l'importance de remédier aux lacunes identifiées afin d'améliorer davantage la qualité et la comparabilité des données communiquées au Système d'information IMAP, en mettant particulièrement l'accent sur les priorités suivantes :

i. maintenir des essais d'aptitude réguliers pour l'IC 17 et poursuivre le programme pilote complémentaire d'essais d'aptitude pour les IC 13 et 14 ainsi que pour l'IC 20;

ii. renforcer la participation des laboratoires nationaux de sécurité alimentaire aux essais d'aptitude relatifs à l'IC 20, en particulier pour les dioxines et les composés de type dioxine dans les produits de la mer;

iii. poursuivre et élargir les formations aux bonnes pratiques de laboratoire, y compris des modules analytiques avancés pour les IC 13 et 14;

iv. accroître le nombre de participants aux formations, en s'appuyant sur les effets positifs démontrés de cette approche pour le renforcement des capacités analytiques nationales et le transfert des connaissances;

v. renforcer l'établissement de rapports et le suivi en matière d'AQ/CQ au niveau national, sur la base des résultats des essais d'aptitude et des rapports nationaux;

vi. poursuivre l'appui technique ciblé et les missions de laboratoire afin de remédier aux lacunes nationales identifiées en matière de capacités et de soutenir la mise en œuvre de la surveillance IMAP Pollution.

Point 6 de l'ordre du jour: Mise à jour des fiches techniques d'orientation relatives à l'Objectif écologique 10 (indicateurs communs 22, 23 et 24) et introduction d'éléments pour la fiche d'orientation de l'indicateur commun 28

17. La réunion a examiné les versions mises à jour des fiches techniques d'orientation relatives aux indicateurs communs 22, 23 et 24 de l'Objectif écologique 10 de l'IMAP, telles que présentées dans le document de travail PNUE/MED WG.647/9 ; a formulé au cours de la réunion un certain nombre d'observations et de propositions de révision, telles qu'elles figurent à l'appendice 7 des présentes conclusions et recommandations ; et a recommandé que la version révisée de ce document soit ensuite soumise à la réunion CORMON sur les déchets marins de 2027.

18. La réunion a accueilli favorablement les éléments présentés par le Secrétariat en vue de l'élaboration de la fiche technique d'orientation relative au nouvel indicateur commun 28 (FTO-IC28) de l'OE10 de l'IMAP et a demandé au Secrétariat de préparer la première version de la FTO-IC28. La réunion a également demandé la mise en place du groupe de travail en ligne sur les déchets marins (OWG-ML), qui sera chargé d'examiner la FTO-IC28 en vue de sa présentation lors de la réunion de 2027 du CORMON sur les déchets marins. En réponse, le Secrétariat s'est engagé à élaborer la première version de la FTO-IC28 et à entamer, à l'issue de cette réunion, une série de démarches visant à mettre en place le OWG-ML par le biais d'un appel à manifestation d'intérêt destiné aux Parties contractantes à la Convention de Barcelone.

Point 7 de l'ordre du jour: Éléments initiaux de la feuille de route pour le Rapport sur la qualité de l'environnement (QSR) 2031

19. La réunion a salué la présentation des premiers éléments de la feuille de route destinée à orienter la préparation du rapport sur l'état de la qualité de la Méditerranée 2031 (MED QSR 2031) et a été informée que cette feuille de route sera soumise à la 13e réunion du Groupe de coordination de l'approche écosystémique (EcAp CG), qui se tiendra en ligne les 25 et 26 novembre 2026.

Point 8 de l'ordre du jour: Bonnes pratiques en matière de pollution dans le cadre de l'IMAP

20. La Réunion a exprimé sa reconnaissance à l'Union européenne pour son soutien constant à la mise en œuvre du Programme intégré de suivi et d'évaluation (IMAP) du PNUE/PAM, ainsi que pour le renforcement des synergies entre l'IMAP et la directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » (DCSMM) de l'UE, notamment grâce à la mise en œuvre en cours du projet EcAp MED PLUS financé par l'Union européenne. À cet égard, le soutien apporté dans le cadre du MedProgramme financé par le FEM a également été noté et salué.

21. La réunion a salué les présentations présentées par les experts scientifiques du MED POL sur les méthodologies d'évaluation régionales et les meilleures pratiques visant à soutenir la mise en œuvre d' évaluations harmonisées des effets chimiques et biologiques au niveau national. La réunion a reconnu l'intérêt de ces présentations en tant qu' outils pratiques de démonstration destinés à faciliter la mise

en œuvre future des trois manuels d'évaluation, élaborés avec le soutien du projet EcAp MED PLUS financé par l'Union européenne, et à faciliter ainsi les évaluations au niveau national. Il s'agit notamment de la méthodologie de l'outil d'évaluation de l'état chimique (CHASE+) pour le CI 17 ; outil d'évaluation de l'état environnemental à niveaux imbriqués (NEAT) pour les CI 13, 14 et 17, initialement développé et appliqué dans le cadre du r apport sur l'état de la qualité de la Méditerranée 2023 (MED QSR 2023) ; et l'indice de risque environnemental (ERI) récemment mis au point pour l'évaluation intégrée des données de surveillance des effets biologiques (biomarqueurs – CI 18) et de la contamination chimique (contaminants – CI 17).

22. La réunion a salué les bonnes pratiques nationales en matière d'évaluation de l'eutrophisation, des contaminants et des effets biologiques présentées par l'Italie, l'Espagne et la Türkiye, reconnaissant leur pertinence pour soutenir la mise en œuvre synergique de la directive-cadre Stratégie pour le milieu marin (DCSMM) de l'UE et de l'IMAP, tant au niveau national que régional.

23. La Réunion a pris note des conclusions du cinquième cycle des budgets nationaux de référence (BNR), telles que présentées dans le rapport succinct sectoriel du LBS (PNUE/MED WG.647/Inf.18), communiqué à titre d'information à la réunion. La réunion a reconnu la valeur des conclusions du rapport concernant les tendances sectorielles, les charges polluantes et les évaluations spécifiques à chaque secteur, en tant que source d'information pour les décideurs publics et les autorités environnementales, notamment sa pertinence en tant qu'élément probant sur les facteurs déterminants et les pressions qui sous-tendent les évaluations de l'état de l'environnement marin.

Point 9 de l'ordre du jour : Bonnes pratiques relatives aux déchets marins dans le cadre de l'IMAP

24. La réunion a salué la présentation des bonnes pratiques en matière de suivi des déchets marins, exposées par Israël, le Liban, le Monténégro et le Maroc.

25. La réunion a examiné comment ces bonnes pratiques et ces nouvelles techniques novatrices pouvaient être davantage encouragées et intégrées dans le système de surveillance à l'échelle régionale dans le cadre de l'IMAP OE10 (déchets marins).

Appendix 1

Progress Report on the Implementation of the IMAP Pollution Cluster

Table of Contents

1 Introduction 1

2 Progress in the Implementation of the IMAP Pollution Monitoring and Assessment Framework 2

2.1 Further progress in the development, upgrading, and strengthening of assessment criteria 2

2.2 Delivery of new elements aimed at enhancing the IMAP Pollution monitoring and assessment framework 2

2.3 Enhancement of good laboratory practices 5

3 Next Steps 5

List of Abbreviations / Acronyms

AC	Assessment Criteria
BV	Baseline Value
DIN	Dissolved Inorganic Nitrogen
CAT	Catalase
CEC	Chemical of emerging concern
CI	Common Indicator
COP	Conference of the Parties
CORMON	Correspondence Group on Monitoring
CP	Contracting Party
EAC	Environmental Assessment Criteria
EcAp	Ecosystem Approach
ERI	Environmental Risk Index
GES	Good Environmental Status
GPx	Glutathione Peroxidase
GR	Glutathione Reductase
GST	Glutathione S-Transferase
IAEA	International Atomic Energy Agency
IMAP	Integrated Monitoring and Assessment Programme of the Mediterranean Sea and Coast and Related Assessment Criteria
IMO	International Maritime Organization
IS	Information System
LPO	Lipid Peroxidation
MAP	Mediterranean Action Plan
MED POL	Programme for the Assessment and Control of Marine Pollution in the Mediterranean Sea
MED QSR	Mediterranean Quality Status Report
MESL	Marine Environment Studies Laboratory of the IAEA
MSFD	Marine Strategy Framework Directive
MTS	Medium-Term Strategy
OWG	Online Working Group
POP	Persistent organic pollutant
POW	Programme of Work
QC/QA	Quality Assurance/Quality Control
RC	Reference conditions
REMPEC	Regional Marine Pollution Emergency Response Centre for the Mediterranean Sea
RSC	Regional Seas Conventions
SOD	Superoxide Dismutase
TM	Trace Metal
TP	Total Phosphorous
UNEP	United Nations Environmental Program

1 Introduction

1. In line with Decision IG.25/1 (COP 22, 2021) on the United Nations Environment Programme/Mediterranean Action Plan (UNEP/MAP) Medium-Term Strategy 2022–2027, and Decision IG.27/14 on the Programme of Work and Budget for 2026–2027 (COP 24, 2025), MED POL is mandated to implement pollution-related tasks under the following activities:

- *6.2.1. Strengthen the implementation of national IMAP-based monitoring programmes for all clusters and deliver quality assured data (in-house expertise, consultancy, IMAP TF, CORMONs);*
- *6.2.2. Upgrade the assessment component of IMAP, including possible integrated assessment for all IMAP clusters, with a focus on assessment criteria and thresholds (CI 1, 2, 6, 13, 14, 16, 17, 18, 21, 22, 23 and CCI 25);*
- *6.3.1 Strengthen national capacities to apply harmonized and standardized monitoring and assessment practices related to pollution and marine litter in line with IMAP (Consultancies, UN-UN Agreement).*

2. Within this framework, MED POL has organized several technical workflows through: (i) extensive in-house technical work, supported by scientific expertise provided under three consultancy contracts and complemented by consultations and technical guidance delivered through the Online Working Groups (OWGs) on Contaminants, Biomarkers, and Eutrophication - Nutrients; and (ii) the implementation of the UN-to-UN transfer agreement between UNEP/MAP and the Marine Environmental Studies Laboratory (MESL) of the International Atomic Energy Agency (IAEA).

3. These collaborative efforts have generated a range of technical outputs that are submitted for the consideration of the present Meeting. These outputs are presented for feedback with a view to further refining and finalizing the related proposals for submission to the 2027 CORMON Pollution Meeting and their possible consideration by the 2027 Meetings of MED POL Focal Points and the Ecosystem Approach Coordination Group (EcAp CG), as appropriate, within the implementation of the current Programme of Work.

4. The outputs are clustered under three main pillars:

(i) further progress in the development, upgrading, and strengthening of assessment criteria;

(ii) delivery of new elements aimed at enhancing the IMAP Pollution monitoring and assessment framework; and,

(iii) enhancement of good laboratory practices through proficiency testing exercises and training courses, with an expanded scope and improved performance achieved through the collaboration between the UNEP/MAP and MESL/IAEA.

5. The outcomes of work under (i) and (ii) are delivered in close collaboration with the three OWGs on Contaminants, Biomarkers and Eutrophication - Nutrients. They were established at the request of the CORMON Pollution and MED POL Focal Points Meetings held in 2025. This is in line with Decision IG.27/6 on the Ecosystem Approach (EcAp) Policy and Roadmap 2026–2035 and the Integrated Monitoring and Assessment Programme for the Mediterranean Sea and Coast (IMAP).

6. From their establishment in October 2025 until the end of March 2026, four sessions of each OWG were organized with the aim of establishing a database for criteria calculations and facilitating scientific exchange on methodologies for the further elaboration of assessment criteria, the upgrading of assessment methodologies, and the development of new elements relevant to IMAP pollution monitoring and assessment. All documents submitted to the present CORMON Pollution Meeting reflect, to the extent possible, the recommendations provided by OWG members, while also identifying additional steps to be undertaken ahead of the 2027 CORMON Pollution Meeting and over the longer term.

2 Progress in the Implementation of the IMAP Pollution Monitoring and Assessment Framework

2.1 Further progress in the development, upgrading, and strengthening of assessment criteria

7. Considering the evolving nature of the assessment criteria approved for use in the preparation of the 2023 Mediterranean Quality Status Report (2023 MED QSR), three working documents (UNEP/MED WG. 647/3; 647/4 and 647/5) have been prepared for consideration by the present CORMON Meeting. These documents present the methodological approaches tested for the derivation of Environmental Assessment Criteria (EACs) for Common Indicator 17 (CI-17), Background Assessment Concentrations (BACs) and Environmental Assessment Criteria (EACs) for Common Indicator 18 (CI 18), as well as reference and boundary values for nutrients, namely Total Phosphorus (TP) and Dissolved Inorganic Nitrogen (DIN), in the Aegean, Levantine and Northern Western Mediterranean Seas Sub-divisions, for Common Indicators 13 and 14 (CIs 13 and 14).

8. It should be noted that the assessment criteria values presented herein are preliminary and have been derived from the datasets currently available and considered sufficiently quality-assured for the purposes of the present work. All related activities were undertaken in close collaboration with the respective Online Working Groups (OWGs).

9. The present CORMON Meeting is invited to provide guidance on the proposed next steps, taking into account the recommendations of the OWGs and the activities considered feasible by the Secretariat – MED POL for implementation in the period between the 2026 and 2027 CORMON Pollution Meetings.

10. Additional work to be undertaken during 2026 includes several methodological steps that should be tested using the available data and resources, in close collaboration with the OWG members. The objective is to evaluate how these methodological refinements affect the preliminary derived assessment criteria and, accordingly, to finalize proposals for consideration by the 2027 Meetings of CORMON Pollution, the MED POL Focal Points and the EcAp CG, as appropriate. This work will also provide an important basis for the preparation of the Programme of Work for the upcoming biennium, as well as for the development of the roadmap towards the 2031 MED QSR.

11. Regarding the work related to the establishment of assessment criteria for nutrients in the Northern Western Mediterranean Seas Sub-division (NWMS), activities proceed in line with the written positions submitted by Spain, France, and Italy, which are annexed to UNEP/MED WG.647/5. This approach is intended to ensure that national scientific considerations raised by the concerned Contracting Parties are considered throughout the methodological development process.

2.2 Delivery of new elements aimed at enhancing the IMAP Pollution monitoring and assessment framework

12. The new elements proposed for strengthening monitoring and assessment under the IMAP Pollution Cluster are based on requests made by the 2025 CORMON Pollution and MED POL Focal Points Meetings and are aligned with Activity 6.2.2 of the Programme of Work 2026-2027.

13. These elements are presented to the current meeting (UNEP/MED WG.647/Inf.13 to UNEP/MED WG.647/Inf.17) for initial feedback, which will guide their further refinement and submission to the 2027 CORMON Pollution Meeting.

14. **The proposal on Area-Specific Species for Strengthening Pollution Monitoring and Assessment in the Mediterranean** (UNEP/MED WG. 647/Inf.13) has been reviewed and confirmed by the OWG on Contaminants. The mussel *M. galloprovincialis* and the fish *M. barbatus* are agreed as mandatory IMAP CI 17 species. However, these species are not consistently present across all Mediterranean areas. To support ecosystem-specific and scientifically robust environmental assessments, CORMON meetings (2022, 2025) recommended considering additional area-specific species in monitoring programmes.

15. Accordingly, five additional mandatory species are proposed for inclusion under CI 17 - two mollusc species and three fish species - occurring in more than one Mediterranean sub-region and representing different trophic levels. This proposal aims to enhance the harmonization of monitoring

data and the integration of assessment results, while accounting for species - specific differences in contaminant bioaccumulation. Further scientific consultation is also proposed regarding two additional fish species before finalizing the present proposal.

16. At this stage, feedback from CORMON is particularly welcomed on any aspects requiring further elaboration in consultation with the OWG on Contaminants before its submission for consideration by the 2027 Meetings of CORMON Pollution, the MED POL Focal Points and the EcAp CG, as appropriate, within the framework of the current Programme of Work.

17. The proposal on **the Inclusion of Emerging Contaminants, Mediterranean-Relevant Persistent Organic Pollutants (POPs), and Trace Metals (TMs)** (UNEP/MED WG. 647/Inf.14) identifies additional contaminants for inclusion among the non-mandatory contaminants monitored under IMAP Pollution. New elements focus on the inclusion of chemicals of emerging concern (CECs), including selected substances classified as persistent organic pollutants (POPs), as well as trace metals (TMs) that have been comprehensively investigated in the Mediterranean region. They are proposed for the revision of the list of priority contaminants in the Mediterranean region, with the aim of enhancing the confidence, robustness, and reliability of IMAP– Pollution assessments.

18. The present proposal builds upon the initial proposal for revision of the IMAP Pollution priority contaminants list undertaken in 2019 (UNEP/MED WG.463/Inf.4; UNEP(DEPI)/MED WG.439/Inf.11) and responds to requests made during the 2025 Meetings of CORMON Pollution and MED POL Focal Points to further review and update the list of priority contaminants for the Mediterranean region, including the consideration of CECs within the framework of IMAP.

19. Aa a result, the proposal provides an initial list of 32 substances proposed for inclusion in the IMAP Pollution non-mandatory contaminants list. The selection is based on confirmed contaminants occurrence in Mediterranean coastal environmental matrices and on evidence reported by multiple reliable sources.

20. A broad range of information sources was reviewed through a stepwise approach developed in consultation with the OWG on Contaminants to support the update of the Mediterranean priority contaminants list and the identification of relevant CECs, POPs, and TMs for potential inclusion under IMAP. These sources include reports and assessments produced by international organizations and regulatory frameworks, relevant European Union legislation, scientific literature on measured environmental concentrations and environmental risk assessments, as well as contaminant monitoring data generated by the Contracting Parties, in addition to information derived from the mandatory contaminants currently monitored under IMAP.

21. Subject to the feedback from the current CORMON Meeting and any subsequent consultations with the OWG on Contaminants, the revised proposal is envisaged for submission to the 2027 Meetings of CORMON Pollution, the MED POL Focal Points and the EcAp CG, as appropriate, within the framework of the current Programme of Work.

22. The new developments also include the proposed **Environmental Risk Index (ERI) assessment methodology** (UNEP/MED WG. 647/Inf.15), developed and tested to support the integrated monitoring and assessment of contaminants and biological effects under IMAP CIs 17 and 18. Given the absence of CI 18 assessment methodologies under the 2023 MED QSR based on the use of monitoring data and BACs/EACs, and considering that the initial assessments relied primarily on the evaluation of biological responses reported in the scientific literature, the ERI is proposed as an integrated chemical and biological assessment approach. This document aims to support the testing and potential future application of the ERI within the framework of the 2031 MED QSR. In addition, several alternative assessment approaches are presented in cases where data availability may not support the optimal implementation of the ERI.

23. The development of the ERI, together with the related alternative assessment approaches, was carried out through consultations within the OWG on Biomarkers.

24. Following feedback received at the present meeting, and any additional recommendations from the OWGs on Biomarkers and Contaminants, the proposal will be further refined, as appropriate, before being submitted for consideration by the 2027 Meetings of CORMON Pollution, the MED POL Focal Points and the EcAp CG, as appropriate, within the framework of the current Programme of Work.

25. New developments also include the proposal on **New Alternative Biomarkers for Enhancing Biological Effects Monitoring and Assessment (**UNEP/MED WG. 647/Inf.16**)**. These elements are intended to further strengthen monitoring under IMAP CI 18 and support the interpretation of monitoring results, particularly in view of the future application of the Environmental Risk Index as an integrated chemical and biological assessment approach for the 2031 Mediterranean QSR.

26. The present proposal provides an analysis of the full range of biomarkers included as sub-indicators in the Updated Guidance Factsheet for IMAP CI 18 (UNEP/MED WG.630/11, Annex III, p. 187) and identifies GST, CAT, LPO, GPx, GR, and SOD as biomarkers recommended for initial testing and potential application as additional non-mandatory sub-indicators under IMAP CI 18. The proposal is based on available scientific knowledge, existing Mediterranean monitoring experience, and the complementary value of these biomarkers in assessing oxidative stress responses and oxidative damage associated with contaminant exposure. Following feedback received at the present meeting, and any additional recommendations from the OWGs on Biomarkers, the proposal will be further refined, as appropriate, before being submitted for consideration by the 2027 Meetings of CORMON Pollution, the MED POL Focal Points and the EcAp CG, as appropriate, within the framework of the current Programme of Work.

27. A significant new development is the preparation of a **comprehensive analysis of the key findings from the 5th Cycle of National Baseline Budgets (NBB)**: The LBS Sector Specific Concise Report (UNEP/MED WG. 647/Inf.18), with a focus on sectoral trends, pollutant loads, and sector-specific assessments. The report is structured to provide decision-relevant information for national and regional environmental management, targeting policymakers, environmental authorities, and technical experts operating within the framework of the Barcelona Convention.

28. The report is brought to the attention of the present CORMON Meeting with a view to fostering synergies between the monitoring of land-based pollution loads and the monitoring and assessment of marine environmental status under IMAP. It provides an important basis for strengthening the integrated assessment of pressures and impacts, thereby supporting a more comprehensive understanding of the linkages between pollution sources and the state of the marine environment.

29. Regarding **CI 19**, new developments include **updated thresholds for reporting under Barcelona Convention** (UNEP/MED WG. 647/Inf.17). Initially, Contracting Parties were encouraged to report oil spills exceeding 100 m^3, as per the Guidelines for Co-operation in Combating Marine Oil Pollution in the Mediterranean (1987). This threshold was later revised in 2018 with the adoption of the Mediterranean Guide on Cooperation and Mutual Assistance in Responding to Marine Pollution Incidents, which lowered the reporting threshold to 50 m^3, aligning more closely with international practices such as those under MARPOL.

30. In the context of the implementation of Decision IG.26/3 (COP 23) on the 2023 MED QSR, REMPEC has undertaken analytical work to improve the definition and reporting of acute pollution events under CI 19. This work included cooperation with relevant regional and international organizations and an analysis of reporting practices under other Regional Sea Conventions and frameworks such as the Marine Strategy Framework Directive.

31. During the 16th Meeting of Focal Points of REMPEC (Malta, May 2025), Contracting Parties agreed on the need to further lower the reporting threshold to 10 t/m^3 and to make this threshold mandatory for the reporting under the Barcelona Convention system. This recommendation, as well as a proposal on training activities to support the monitoring of accidental spills under CI 19, was subsequently shared with the 2025 CORMON Pollution Meeting for information.

32. The information reported to the present CORMON Pollution Meeting is intended to support the next steps of the process in line with the EcAp governance mechanism, namely the work to be undertaken during the current biennium on the revision of the CI 19 Guidance Factsheet and the related Data Standards and Data Dictionaries.

2.3 Enhancement of good laboratory practices

33. In line with Activity 6.3.1 of the PoWs, UNEP/MAP - MED POL is mandated to strengthen national capacities for the implementation of harmonized pollution monitoring and assessment practices through the UN-to-UN Transfer Agreement between UNEP/MAP and IAEA/MESL, thereby further advancing the long-standing strategic partnership established between the two organizations in 1986.
34. Within this framework, UNEP/MAP - MED POL and MESL/IAEA continued implementing activities aimed at strengthening quality assurance and quality control (QA/QC) capacities of national laboratories designated under IMAP Pollution.
35. These activities included needs assessments, proficiency testing exercises, training courses, and expert support related to CIs 13 and 14, 17 and 20. As such, the work was further expanded through pilot proficiency testing and training activities supporting the implementation of CIs 13 and 14 related to eutrophication, and CI 20 related to contaminants in seafood.
36. The working document UNEP/MED WG. 647/6 (with the accompanying information documents UNEP/MED WG. 647/Inf.3 to UNEP/MED WG. 647/Inf.9) provides an overview of the activities implemented with the participation of MED POL Focal Points and IMAP-designated national laboratories. It highlights the achievements made in strengthening laboratory performance and QA/QC capacities, thereby improving the quality and reliability of data reported to the IMAP Info System. The document also identifies remaining gaps and capacity-building needs, particularly in relation to the newly piloted activities for Common Indicators 13, 14 and 20.
37. The results of the proficiency testing exercises, training courses and targeted laboratory assessments are submitted to the present CORMON Pollution Meeting for consideration and feedback, with a view to further strengthening the regional QA/QC and capacity-building programme

3 Next Steps

38. The present Progress Report summarizes the status of implementation of activities under IMAP Pollution Cluster of the current biennium Programme of Work. Together with the documentation package submitted to the present CORMON Pollution Meeting, it aims to strengthen consultations between UNEP/MAP - MED POL and national policy, technical, and scientific stakeholders, with a view to enhancing synergies between regional and national efforts.
39. Such collaboration constitutes a cornerstone for shaping the 2031 MED QSR – IMAP Pollution Cluster, ensuring the timely development and upgrading of assessment criteria and frameworks required for its preparation. At the same time, close and timely cooperation is essential to maintain pace with evolving scientific knowledge, methodological developments, and innovative monitoring and assessment approaches in the Mediterranean region, while providing the necessary support to competent national authorities in integrating and applying both existing and emerging developments.
40. The Meeting documents, together with this Progress Report, highlight a number of specific issues and proposals on which feedback from the present CORMON Pollution Meeting is particularly welcomed. Such feedback will guide the future work of UNEP/MAP–MED POL and the OWGs, supporting the successful delivery of outputs under Activities 6.2.2 and 6.3.1 of the current Programme of Work by March 2027.
41. As the first CORMON Pollution Meeting of the current biennium, this 2026 meeting aims to present the status of implementation and seek feedback from CORMON Pollution members to support the finalization of proposals for consideration by the 2027 meetings of CORMON Pollution, MED POL Focal Points, and the Ecosystem Approach Correspondence Group (EcAp CG), as appropriate.

Appendice 1
Rapport d'avancement sur la mise en œuvre du volet « Pollution » de l'IMAP

Table des matières

1 Introduction....1
2 Rapport d'avancement sur la mise en œuvre du volet Pollution du programme IMAP....2
2.1 Poursuite des progrès en matière d'élaboration, d'amélioration et de renforcement des critères d'évaluation....2
2.2 Mise en place de nouveaux éléments visant à renforcer le volet IMAP de surveillance et d'évaluation de la pollution....2
2.3 Renforcement des bonnes pratiques de laboratoire....5
3 Prochaines étapes....6

Liste des abréviations / acronymes

AIEA	Agence Internationale de l'Énergie Atomique
CE	Critère d'Évaluation
CAT	Catalase
CEC	Substance chimique suscitant des préoccupations émergentes
COP	Conférence des Parties
CORMON	Groupe de travail sur le suivi
CP	Partie contractante
DIN	Azote inorganique dissous
EAC	Critère d'évaluation environnementale
EcAp	Approche écosystémique
ERI	Indice de risque environnemental
GES	Bon état écologique
GPx	Glutathion Peroxidase
GR	Glutathion réductase
GPx	Glutathion-S-transférase
IC	Indicateur commun
IMAP	Programme intégré de surveillance et d'évaluation de la mer Méditerranée et du littoral, et critères d'évaluation correspondants
IS	Système d'information
LPO	Peroxydation lipidique
MAP	Plan d'Action pour la Méditerranée
MED POL	P Programme d'évaluation et de contrôle de la pollution marine en Méditerranée
MED QSR	Rapport sur la qualité en Méditerranée
MESL	Laboratoire d'études sur l'environnement marin de l'AIEA
MSFD	Directive-cadre Stratégie pour le milieu marin
MTS	Stratégie à moyen terme
OMI	OMI (Organisation Maritime Internationale
OWG	Groupe de travail en ligne
PNUE	Programme des Nations Unies pour l'Environnement
POP	Polluant organique persistant
POW	Programme de travail
QC/QA	Assurance qualité / Contrôle qualité
RC	Conditions de référence
REMPEC	Centre régional d'intervention d'urgence en cas de pollution marine en Méditerranée
RSC	Conventions sur les mers régionales
SOD	Superoxyde dismutase
TM	Élément-trace métallique
TP	Phosphore total
VR	Valeur de Référence

1 Introduction

1. Conformément à la décision IG.25/1 (COP 22, 2021) relative à la stratégie à moyen terme 2022-2027 du Programme des Nations unies pour l'Environnement/Plan d'action pour la Méditerranée (PNUE/PAM), et à la décision IG.27/14 relative au programme de travail et au budget pour 2026-2027 (COP 24, 2025), MED POL est chargé de mettre en œuvre les tâches liées à la pollution dans le cadre des activités suivantes :

- *6.2.1. SRenforcer la mise en œuvre des programmes nationaux de surveillance fondés sur l'IMAP pour tous les domaines d'intervention et fournir des données dont la qualité est garantie (expertise interne, services de conseil, groupe de travail IMAP, CORMON)tous les domaines d'intervention*
- *6.2.2.* Améliorer le volet évaluation de l'IMAP, y compris une éventuelle évaluation intégrée pour tous les groupes thématiques de l'IMAP, en mettant l'accent sur les critères et les seuils d'évaluation (CI 1, 2, 6, 13, 14, 16, 17, 18, 21, 22, 23 et CCI 25).
- *6.3.1 Renforcer les capacités nationales à mettre en œuvre des pratiques harmonisées et normalisées de suivi et d'évaluation en matière de pollution et de déchets marins, conformément à l'IMAP (missions d'expertise, accord ONU-ONU).*

2. Dans ce cadre, MED POL a mis en place plusieurs processus techniques grâce à : (i) un travail technique interne approfondi, soutenu par l'expertise scientifique fournie dans le cadre de trois contrats de consultation et complété par des consultations et des conseils techniques dispensés par les groupes de travail en ligne (OWG) sur les contaminants, les biomarqueurs et l'eutrophisation - nutriments ; et (ii) la mise en œuvre de l'accord de transfert entre organismes des Nations unies conclu entre le PNUE/PAM et le Laboratoire d'études sur l'environnement marin (MESL) de l'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA).

3. Ces efforts de collaboration ont donné lieu à une série de résultats techniques qui sont soumis à l'examen de la présente réunion. Ces résultats sont présentés pour recueillir des commentaires en vue d'affiner et de finaliser les propositions correspondantes qui seront soumises à la réunion CORMON sur la pollution de 2027 et qui pourraient être examinées, le cas échéant, lors des réunions de 2027 des points focaux MED POL et du groupe de coordination sur l'approche écosystémique (EcAp CG), dans le cadre de la mise en œuvre du programme de travail actuel..

4. Les résultats s'articulent autour de trois axes principaux :

(i) la poursuite des progrès en matière d'élaboration, d'amélioration et de renforcement des critères d'évaluation ;

(ii) la mise en place de nouveaux éléments visant à renforcer le cadre IMAP de surveillance et d'évaluation de la pollution ; et,

(iii) le renforcement des bonnes pratiques de laboratoire grâce à des exercices d'évaluation des compétences et à des formations, dont la portée a été élargie et les résultats améliorés grâce à la collaboration entre le PNUE/PAM et le MESL/AIEA.

5. Les résultats des travaux menés aux points (i) et (ii) sont présentés en étroite collaboration avecles trois groupes de travail ouverts (OWG) consacrés aux contaminants, aux biomarqueurs et à l'eutrophisation – nutriments. Cet OWG, ainsi que deux autres groupes de travail en ligne consacrés à l'eutrophisation – Nutriments et Contaminants –, a été créé à la demande des réunions du CORMON Pollution et des Points focaux MED POL tenues en 2025. Cela s'inscrit dans le droit fil de la décision IG.27/6 relative à la politique et à la feuille de route 2026-2035 concernant l'approche écosystémique (EcAp) ainsi qu'au Programme intégré de suivi et d'évaluation de la mer et du littoral méditerranéens (IMAP).

6. Depuis leur création en octobre 2025 jusqu'à fin mars 2026, quatre sessions de chaque OWG ont été organisées dans le but de constituer une base de données pour le calcul des critères et de faciliter les échanges scientifiques sur les méthodologies en vue de l'élaboration plus approfondie des critères d'évaluation, de l'amélioration des méthodologies d'évaluation et du développement de

nouveaux éléments pertinents pour le suivi et l'évaluation de la pollution dans le cadre de l'IMAP. Tous les documents soumis à la présente réunion CORMON sur la pollution reflètent, dans la mesure du possible, les recommandations formulées par les membres des OWG, tout en identifiant les mesures supplémentaires à prendre avant la réunion CorMon sur la pollution de 2027 et à plus long terme.

2 Progrès réalisés dans la mise en œuvre du cadre IMAP de surveillance et d'évaluation de la pollution

2.1 Poursuite des progrès en matière d'élaboration, d'amélioration et de renforcement des critères d'évaluation

7. Compte tenu de la nature évolutive des critères d'évaluation approuvés pour l'élaboration du Rapport sur l'état de la qualité de la Méditerranée 2023 (MED QSR 2023), trois documents de travail (PNUE/MED WG. 647/3 ; 647/4 et 647/5) ont été préparés en vue de leur examen lors de la présente réunion du CORMON. Ces documents présentent les approches méthodologiques testées pour l'élaboration des critères d'évaluation environnementale (EAC) relatifs à l'indicateur commun 17 (CI-17), les concentrations de référence (BAC) et les critères d'évaluation environnementale (EAC) pour l'indicateur commun 18 (CI 18), ainsi que les valeurs de référence et les valeurs limites pour les nutriments, à savoir le phosphore total (TP) et l'azote inorganique dissous (DIN), dans les sous-zones de la mer Égée, de la Méditerranée levantine et de la Méditerranée nord-occidentale, pour les indicateurs communs 13 et 14 (IC 13 et 14).

8. Il convient de noter que les valeurs des critères d'évaluation présentées ici sont préliminaires et ont été calculées à partir des ensembles de données actuellement disponibles, dont la qualité est jugée suffisamment garantie pour Toutes les activités connexes ont été menées en étroite collaboration avec les groupes de travail en ligne (OWG) concernés.

9. La présente réunion du CORMON est invitée à formuler des orientations concernant les prochaines étapes proposées, en tenant compte des recommandations des groupes de travail ouverts (OWG) et des activités jugées réalisables par le Secrétariat – MED POL – en vue de leur mise en œuvre au cours de la période comprise entre les réunions du CORMON sur la pollution de 2026 et 2027.

10. Les travaux supplémentaires qui seront menés au cours de l'année 2026 comprennent plusieurs étapes méthodologiques qui devront être testées à l'aide des données et des ressources disponibles, en étroite collaboration avec les membres du Groupe de travail ouvert. L'objectif est d'évaluer dans quelle mesure ces améliorations méthodologiques influent sur les critères d'évaluation préliminaires qui en découlent et, par conséquent, de finaliser les propositions qui seront soumises à l'examen, le cas échéant, lors des réunions de 2027 du CORMON Pollution, des points focaux MED POL et du groupe de coordination EcAp. Ces travaux constitueront également une base importante pour l'élaboration du programme de travail de la prochaine période biennale, ainsi que pour la mise au point de la feuille de route en vue du rapport de suivi qualitatif MED de 2031.

11. En ce qui concerne les travaux relatifs à l'établissement de critères d'évaluation des nutriments dans la sous-division Nord-Ouest de la Méditerranée (NWMS), les activités se poursuivent conformément aux prises de position écrites présentées par l'Espagne, la France et l'Italie, qui figurent en annexe du document PNUE/MED WG.647/5. Cette approche vise à garantir que les considérations scientifiques nationales soulevées par les Parties contractantes concernées soient prises en compte tout au long du processus d'élaboration méthodologique.

2.2 Mise en place de nouveaux éléments visant à renforcer le cadre IMAP de surveillance et d'évaluation de la pollution

12. Les nouveaux éléments proposés pour renforcer le suivi et l'évaluation dans le cadre du pôle « Pollution » de l'IMAP s'appuient sur les demandes formulées lors des réunions des points focaux CORMON Pollution et MED POL de 2025 et s'inscrivent dans le cadre de l'activité 6.2.2 du programme de travail 2026-2027.

13. Ces éléments sont présentés à la présente réunion (documents PNUE/MED WG.647/Inf.13 à PNUE/MED WG.647/Inf.17) afin de recueillir des premiers commentaires, qui serviront de base à leur mise au point ultérieure et à leur soumission à la réunion CORMON sur la pollution de 2027.

14. **La proposition relative aux espèces spécifiques à certaines zones pour renforcer la surveillance et l'évaluation de la pollution en Méditerranée** (Groupe de travail PNUE/MED. 647/Inf.13) a été examiné et validé par le Groupe de travail ouvert sur les contaminants. La moule *M. galloprovincialis* et le poisson *M. barbatus* sont reconnus comme des espèces obligatoires au titre de la CI 17 de l'IMAP. Cependant, ces espèces ne sont pas présentes de manière systématique dans toutes les zones méditerranéennes. Afin de favoriser la réalisation d'évaluations environnementales adaptées à chaque écosystème et scientifiquement rigoureuses, les réunions du CORMON (2022, 2025) ont recommandé d'inclure des espèces supplémentaires propres à chaque zone dans les programmes de surveillance.

15. En conséquence, il est proposé d'ajouter cinq espèces obligatoires supplémentaires à la liste CI 17 — deux espèces de mollusques et trois espèces de poissons — présentes dans plusieurs sous-régions méditerranéennes et représentant différents niveaux trophiques. Cette proposition vise à renforcer l'harmonisation des données de surveillance et l'intégration des résultats d'évaluation, tout en tenant compte des différences spécifiques à chaque espèce en matière de bioaccumulation des contaminants. Il est également proposé de mener des consultations scientifiques supplémentaires concernant deux autres espèces de poissons avant de finaliser la présente proposition.

16. À ce stade, les commentaires du CORMON sont particulièrement les bienvenus sur tout aspect nécessitant un approfondissement en concertation avec le Groupe de travail ouvert (OWG) sur les contaminants, avant que le document ne soit soumis pour examen lors des réunions de 2027 du CORMON Pollution, des points focaux MED POL et du groupe de coordination EcAp, selon le cas, dans le cadre du programme de travail actuel.

17. La proposition relative à **l'intégration des contaminants émergents, des polluants organiques persistants (POP) pertinents pour la Méditerranée et des métaux traces (TM)** (PNUE/MED WG. La décision 647/Inf.14 identifie des contaminants supplémentaires à inclure parmi les contaminants non obligatoires faisant l'objet d'une surveillance dans le cadre du programme IMAP Pollution. Les nouveaux éléments mettent l'accent sur la prise en compte des substances chimiques suscitant des préoccupations émergentes (CEC), notamment certaines substances classées comme polluants organiques persistants (POP), ainsi que les métaux traces (TM) qui ont fait l'objet d'études approfondies dans la région méditerranéenne. Ils sont proposés pour la révision de la liste des polluants prioritaires dans la région méditerranéenne, dans le but de renforcer la confiance, la solidité et la fiabilité des évaluations de pollution réalisées dans le cadre de l'IMAP.

18. La présente proposition s’appuie sur la proposition initiale de révision de la liste des contaminants prioritaires de l’IMAP élaborée en 2019 (PNUE/MED WG.463/Inf.4 ; PNUE(DEPI)/MED WG.439/Inf.11) et répond aux demandes formulées lors des réunions de 2025 des points focaux CORMON Pollution et MED POL visant à réexaminer et à mettre à jour la liste des contaminants prioritaires pour la région méditerranéenne, y compris la prise en compte des CEC dans le cadre de l’IMAP.

19. En conséquence, la proposition présente une première liste de 32 substances dont l'ajout à la liste non contraignante des contaminants de l'IMAP est proposé. La sélection repose sur la présence confirmée de ces contaminants dans les matrices environnementales du littoral méditerranéen et sur des données rapportées par de multiples sources fiables.

20. Un large éventail de sources d'information a été examiné selon une approche par étapes élaborée en concertation avec le Groupe de travail ouvert sur les contaminants (OWG), afin de contribuer à la mise à jour de la liste des contaminants prioritaires en Méditerranée et à l'identification des CEC, POP et TM pertinents en vue de leur inclusion éventuelle dans le cadre de l'IMAP. Ces sources comprennent les rapports et les évaluations élaborés par des organisations internationales et des instances de réglementation, la législation pertinente de l'Union européenne, la littérature scientifique relative aux concentrations environnementales mesurées et aux évaluations des risques

environnementaux, ainsi que les données de surveillance des contaminants fournies par les Parties contractantes, en plus des informations issues des contaminants obligatoires actuellement surveillés dans le cadre de l'IMAP.

21. Sous réserve des commentaires formulés lors de la réunion actuelle du CORMON et de toute consultation ultérieure avec le Groupe de travail ouvert (OWG) sur les contaminants, il est prévu de soumettre la proposition révisée aux réunions de 2027 du CORMON « Pollution », des points focaux MED POL et du groupe de coordination EcAp, selon le cas, dans le cadre du programme de travail actuel.

22. Les nouveaux développements comprennent également **la méthodologie** proposée **pour l'évaluation de l'indice de risque environnemental (ERI)** (Groupe de travail du PNUE/MED 647/Inf.15), élaboré et testé pour faciliter la surveillance et l'évaluation intégrées des contaminants et des effets biologiques dans le cadre des CI 17 et 18 de l'IMAP. Compte tenu de l'absence, dans le cadre du rapport de surveillance qualitative (QSR) MED 2023, de méthodologies d'évaluation de l'impact sur la biodiversité (CI 18) fondées sur l'utilisation de données de surveillance et de critères d'évaluation des effets (BAC/EAC), et étant donné que les évaluations initiales s'appuyaient principalement sur l'analyse des réponses biologiques rapportées dans la littérature scientifique, l'ERI est proposé comme une approche intégrée d'évaluation chimique et biologique. Le présent document a pour objectif d'accompagner la mise à l'essai et l'éventuelle application future de l'ERI dans le cadre du MED QSR 2031. De plus, plusieurs autres méthodes d'évaluation sont présentées pour les cas où les données disponibles ne permettraient pas une mise en œuvre optimale de l'ERI.

23. L'élaboration de l'ERI, ainsi que des méthodes d'évaluation alternatives associées, s'est déroulée dans le cadre de consultations au sein du Groupe de travail ouvert sur les biomarqueurs.

24. Suite aux commentaires reçus lors de la présente réunion, ainsi qu'aux recommandations supplémentaires éventuelles des groupes de travail ouverts (OWG) sur les biomarqueurs et les contaminants, la proposition sera affinée, le cas échéant, avant d'être soumise pour examen lors des réunions de 2027 du CORMON Pollution, des points focaux MED POL et du groupe de coordination EcAp, selon le cas, dans le cadre du programme de travail actuel.

25. Les nouveaux développements comprennent également la proposition relative à de **nouveaux biomarqueurs alternatifs destinés à améliorer le suivi et l'évaluation des effets biologiques** (Groupe de travail du PNUE/MED). 647/Inf.16**)**. Ces éléments visent à renforcer encore davantage la surveillance dans le cadre de l'IMAP CI 18 et à faciliter l'interprétation des résultats de cette surveillance, notamment dans la perspective de la future mise en œuvre de l'indice de risque environnemental en tant qu'approche intégrée d'évaluation chimique et biologique pour le rapport sur l'état de la Méditerranée (QSR) de 2031.

26. La présente proposition propose une analyse de l'ensemble des biomarqueurs inclus en tant que sous-indicateurs dans la fiche d'orientation mise à jour relative à l'IMAP CI 18 (PNUE/MED WG.630/11, annexe III, p. 187) et identifie la GST, la CAT, la LPO, la GPx, la GR et la SOD comme biomarqueurs recommandés pour les tests initiaux et pouvant éventuellement servir de sous-indicateurs supplémentaires non obligatoires dans le cadre de l'IMAP Ci 18 Cette proposition s'appuie sur les connaissances scientifiques disponibles, l'expérience acquise en matière de surveillance en Méditerranée et la valeur complémentaire de ces biomarqueurs pour évaluer les réponses au stress oxydatif et les dommages oxydatifs associés à l'exposition aux contaminants. Suite aux commentaires formulés lors de la présente réunion, ainsi qu'aux éventuelles recommandations supplémentaires des groupes de travail ouverts (OWG) sur les biomarqueurs, la proposition sera affinée, le cas échéant, avant d'être soumise pour examen lors des réunions de 2027 du CORMON Pollution, des points focaux MED POL et du groupe de coordination EcAp, selon le cas, dans le cadre du programme de travail actuel.

27. Un développement important est la préparation d'une **analyse exhaustive des principales conclusions du 5e cycle des budgets de référence nationaux (NBB) :** Rapport concis sectoriel sur les LBS (Groupe de travail PNUE/MED. 647/Inf.18), mettant l'accent sur les tendances sectorielles, les charges polluantes et les évaluations spécifiques à chaque secteur. Le rapport est conçu pour

fournir des informations utiles à la prise de décision en matière de gestion environnementale aux niveaux national et régional ; il s'adresse aux décideurs politiques, aux autorités environnementales et aux experts techniques intervenant dans le cadre de la Convention de Barcelone.

28. Le rapport est porté à l'attention de la présente réunion du CORMON dans le but de favoriser les synergies entre la surveillance des charges polluantes d'origine terrestre et la surveillance et l'évaluation de l'état de l'environnement marin dans le cadre de l'IMAP. Il constitue une base importante pour renforcer l'évaluation intégrée des pressions et des impacts, contribuant ainsi à une compréhension plus complète des liens entre les sources de pollution et l'état du milieu marin.

29. En ce qui concerne la **CI 19**, les dernières évolutions comprennent la **mise à jour des seuils de notification prévus par la Convention de Barcelone** (PNUE/MED WG. 647/Inf.17). Dans un premier temps, les Parties contractantes ont été invitées à signaler les déversements d'hydrocarbures dépassant 100 m^3, conformément aux Lignes directrices relatives à la coopération en matière de lutte contre la pollution marine par les hydrocarbures en Méditerranée (1987). Ce seuil a ensuite été révisé en 2018 avec l'adoption du Guide méditerranéen sur la coopération et l'assistance mutuelle en matière de réponse aux incidents de pollution marine, qui a abaissé le seuil de déclaration à 50 m^3, en s'alignant davantage sur les pratiques internationales, telles que celles prévues par la convention MARPOL.

30. Dans le cadre de la mise en œuvre de la décision IG.26/3 (COP 23) relative au rapport de suivi et d'évaluation de la région méditerranéenne (MED QSR) de 2023, le REMPEC a mené des travaux d'analyse visant à améliorer la définition et la notification des incidents de pollution aigus au titre de l'indicateur de performance 19. Ces travaux comprenaient une coopération avec les organisations régionales et internationales concernées, ainsi qu'une analyse des pratiques en matière de rapports dans le cadre d'autres conventions et cadres régionaux relatifs aux mers, tels que la directive-cadre Stratégie pour le milieu marin.

31. Lors de la 16e réunion des points focaux du REMPEC (Malte, mai 2025), les Parties contractantes ont convenu de la nécessité d'abaisser encore le seuil de déclaration à 10 t/m^3 et de rendre ce seuil obligatoire pour les déclarations effectuées dans le cadre du système de la Convention de Barcelone. Cette recommandation, ainsi qu'une proposition concernant des actions de formation destinées à faciliter le suivi des déversements accidentels dans le cadre de la CI 19, ont ensuite été transmises, à titre d'information, à la réunion CORMON 2025 consacrée à la pollution.

32. Les informations présentées lors de la présente réunion CORMON sur la pollution ont pour objectif d'accompagner les prochaines étapes du processus, conformément au mécanisme de gouvernance de l'EcAp, à savoir les travaux qui seront menés au cours de l'exercice biennal actuel concernant la révision de la fiche d'orientation CI 19 ainsi que des normes et des dictionnaires de données associés.

2.3 Renforcement des bonnes pratiques de laboratoire

33. Conformément à l'activité 6.3.1 du programme de travail, le PNUE/PAM - MED POL a pour mandat de renforcer les capacités nationales en vue de la mise en œuvre de pratiques harmonisées de surveillance et d'évaluation de la pollution, dans le cadre de l'accord de transfert entre organisations des Nations unies conclu entre le PNUE/PAM et l'AIEA/MESL, consolidant ainsi le partenariat stratégique de longue date établi entre les deux organisations en 1986.

34. Dans ce cadre, le PNUE/PAM – MED POL et le MESL/AIEA ont poursuivi la mise en œuvre d'activités visant à renforcer les capacités d'assurance qualité et de contrôle qualité (AQ/CQ) des laboratoires nationaux désignés au titre du volet « Pollution » du Programme IMAP.

35. Ces activités comprenaient des évaluations des besoins, des exercices de vérification des compétences, des formations et un accompagnement par des experts concernant les CI 13 et 14, 17 et 20. C'est ainsi que ces travaux ont été approfondis grâce à des essais pilotes de compétence et à des activités de formation visant à soutenir la mise en œuvre des indicateurs de performance clés (IPC) 13 et 14 relatifs à l'eutrophisation, ainsi que de l'IPC 20 relatif aux contaminants présents dans les produits de la mer.

36. Le document de travail PNUE/MED WG. 647/6 (accompagné des documents d'information correspondants PNUE/MED WG. 647/Inf.3 au groupe de travail PNUE/MED. 647/Inf.9 présente un aperçu des activités mises en œuvre avec la participation des points focaux MED POL et des laboratoires nationaux désignés dans le cadre de l'IMAP. Il met en avant les progrès réalisés dans le renforcement des performances des laboratoires et des capacités en matière d'assurance qualité et de contrôle qualité, ce qui a permis d'améliorer la qualité et la fiabilité des données transmises au système d'information IMAP. Le document identifie également les lacunes qui subsistent et les besoins en matière de renforcement des capacités, notamment en ce qui concerne les activités récemment mises en œuvre à titre expérimental pour les indicateurs communs 13, 14 et 20.
37. Les résultats des exercices d'évaluation des compétences, des formations et des évaluations ciblées des laboratoires sont soumis à la présente réunion CORMON sur la pollution afin d'être examinés et de faire l'objet de commentaires, dans le but de renforcer davantage le programme régional d'assurance qualité et de contrôle qualité ainsi que de renforcement des capacités.

3 Prochaines étapes

38. Le présent rapport d'étape résume l'état d'avancement de la mise en œuvre des activités relevant du volet « Pollution » de l'IMAP, dans le cadre du programme de travail de l'exercice biennal en cours. Conjointement avec le dossier de documentation soumis à la présente réunion CORMON sur la pollution, il vise à renforcer les consultations entre le PNUE/PAM – MED POL et les acteurs nationaux des domaines politique, technique et scientifique, dans le but de renforcer les synergies entre les efforts régionaux et nationaux.
39. Une telle collaboration constitue un élément essentiel pour la mise en place du pôle « Pollution » du MED QSR – IMAP 2031, en garantissant l'élaboration et la mise à jour en temps opportun des critères et des cadres d'évaluation nécessaires à sa préparation. Parallèlement, une coopération étroite et opportune est essentielle pour suivre le rythme de l'évolution des connaissances scientifiques, des avancées méthodologiques et des approches innovantes en matière de surveillance et d'évaluation dans la région méditerranéenne, tout en apportant le soutien nécessaire aux autorités nationales compétentes pour qu'elles puissent intégrer et mettre en œuvre les avancées existantes et émergentes.
40. Les documents de la réunion, ainsi que le présent rapport d'étape, mettent en évidence un certain nombre de questions et de propositions spécifiques pour lesquelles les commentaires issus de la présente réunion CORMON sur la pollution sont particulièrement les bienvenus. Ce retour d'expérience orientera les travaux futurs du PNUE/PAM-MED POL et des groupes de travail ouverts (OWG), contribuant ainsi à la mise en œuvre réussie des résultats attendus au titre des activités 6.2.2 et 6.3.1 du programme de travail actuel d'ici mars 2027.
41. En tant que première réunion du groupe « Pollution » du CORMON de l'exercice biennal en cours, cette réunion de 2026 a pour objectif de faire le point sur l'état d'avancement de la mise en œuvre et de recueillir les commentaires des membres du groupe « Pollution » du CORMON afin de faciliter la finalisation des propositions qui seront examinées, le cas échéant, lors des réunions de 2027 du groupe « Pollution » du CORMON, des points focaux du MED POL et du groupe de correspondance sur l'approche écosystémique (EcAp CG).

Appendix 2

Elements for the Update of Data Dictionaries for IMAP Pollution Common Indicators 13&14; 17 and 18

Table of Contents

1 Background 1
2 Proposed Updates to the DSs and DDs for IMAP Common Indicators 13 and 14 1
3 Proposed Updates to the DSs and DDs IMAP Common Indicator 17 3
4 Proposed Updates to the DSs and DDs IMAP Common Indicator 18 4
5 Next steps 7

Annex I: References

List of Abbreviations / Acronyms

BC/BAC	Background Concentrations and Background Assessment Concentrations
BDL	Below Detection Limit
CI	Common Indicator
CORMON	Correspondence Group on Monitoring
DDs	Data Dictionaries
DSs	Data Standards
EAC	Environmental Assessment Criteria
EcAp	Ecosystem Approach
ERL	Effects Range Low
ICES	International Council for the Exploration of the Sea
IMAP	Integrated Monitoring and Assessment Programme of the Mediterranean Sea and Coast
INFO/RAC	Regional Activity Centre for Information and Communication
LOD	Limit of Detection
LOQ	Limit of Quantification
MAP	Mediterranean Action Plan
MED POL	Programme for Assessment and Control of Marine Pollution in the Mediterranean Sea
MED QSR	Mediterranean Quality Status Report
OSPAR	Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic
PoW	Programme of Work
PAHs	Polycyclic Aromatic Hydrocarbons
POPs	Persistent Organic Pollutants
SAP MED	Strategic Action Programme to Address Pollution from Land-Based Activities
TMs	Trace Metals
QA	Quality Assurance
QC	Quality Control
UNEP	United Nations Environment Programme
US EPA	United States Environmental Protection Agency

1 Background

1. Data Standards (DSs) are Excel spreadsheets in which each column represents a field to be completed by IMAP users as data providers. Data Dictionaries (DDs) are prepared as Excel spreadsheets in which each row contains guidance and definitions for the corresponding data fields. DSs and DDs are included in the same Excel workbook, which can be downloaded from the IMAP Info System (IMAP IS). Data submitted through the DSs are structured for direct upload into the database.

2. The proposed DSs and DDs include a broader range of data fields and associated dictionaries than those required as mandatory under the relevant IMAP Guidance Factsheets. In DSs, mandatory fields are shown in **black** and non-mandatory fields in **red**. The inclusion of non-mandatory fields enables the Contracting Parties (CPs) with more comprehensive monitoring programmes to report additional data already collected through their national systems. While reporting of non-mandatory data remains at the discretion of the CPs, it is strongly encouraged to reduce knowledge gaps between IMAP reporting and other national data flows.

3. Since the operational deployment of the IMAP IS, substantial practical experience has been gained in the collection, management, and reporting of IMAP data. This experience has identified opportunities to improve the clarity, consistency, and completeness of reporting requirements. Accordingly, the present document proposes updates to DSs and DDs for IMAP Common Indicators 13 &14, and 17, approved by the 2019 CORMON Pollution Meeting for operational use in the IMAP IS, as well as for IMAP Common Indicator 18, approved by the 2022 CORMON Pollution Meeting.

4. The present document addresses the following aspects:

a. **New proposal for quality flagging categories** to support the scientific and technical evaluation of data across IMAP Pollution Common Indicators, while contributing to greater harmonization among diverse international data management systems, as recommended by the 2025 CORMON Pollution Meeting.
b. **Technical corrections** identified through their operational use of IMAP IS by the Contracting Parties since 2020, as reflected in the Data Dictionary for CI 17.
c. Developments in the Data Dictionaries for CIs 17 and 18 resulting from:

i. the preparation of assessments for the 2023 Mediterranean Quality Status Report (MED QSR);

ii. the preparation of the Updated IMAP Guidance Factsheets adopted by the 12th Ecosystem Coordination Group Meeting; and the revision of IMAP adopted through Decision IG.27/6 on the *Ecosystem Approach (EcAp) Policy and Roadmap 2026–2035 and the Integrated Monitoring and Assessment Programme for the Mediterranean Sea and Coast (IMAP)*.

5. In addition, INFO/RAC is currently developing new functionalities for IMAP Pollution Cluster datasets aimed at enhancing the data validation process, including monitoring frequency verification. Once finalized, these functionalities will be brought to the attention of the 2027 CORMON Pollution Meeting for consideration and guidance.

2 Proposed Updates to the DSs and DDs for IMAP Common Indicators 13 and 14

6. The current DSs and DDs, under Module E1, comprise five worksheets: **Stations**, **DD_Stations**, **Physicochemical**, **DD_Physicochemical**, and **List_Physicochemical**. The present proposal for their updates is provided by worksheet, focusing on the relevant sheet-specific fields, together with the related explanations and justification.

7. The introduction of a standardized quality-flagging system would improve the traceability, transparency, and interpretation of reported measurements. Accordingly, for the **Physicochemical** worksheet, it is proposed to add a new variable, **QF – Quality Flag**, immediately after the **Concentration** field. The field should be one character long and support the harmonization of data used across different databases. The proposed Quality Flag Classification Scheme, presented in Table 1, has been proposed with reference to the SeaDataNet/EMODnet quality-flagging system. It provides additional supplementary information for the reported data, reflecting IMAP users` assessment of the quality of the various steps of the analytical procedure that resulted in the values reported under the

"Concentration" fields. This information is intended to facilitate the optimal interpretation and use of the data.

8. Accordingly, for the **DD_Physicochemical** worksheet, as explained above regarding standards under *Physicochemical* worksheet, a new variable entitled **QF** should also be inserted immediately after the **Concentration** field, with the description **Quality Flag**. This addition is proposed to support the scientific and technical evaluation of data quality reported through the system. The numeric and descriptive values shown in Table 1 should therefore be assigned to the QF variable by IMAP users/data providers.

Table 1. Quality Flag Classification Scheme proposed for integration into IMAP IS

QF Value	Description
0	Quality Not Evaluated: The data has not undergone any quality control (QC) checks. ~~Good value – data accepted, but not quality checked~~
1	Good Data / Accepted: Passed all documented QC tests and is reliable for analysis. ~~Good value – data accepted, and quality checked~~
2	Questionable / Suspect: Failed a non-critical test, fell outside expected ranges, or needs further manual inspection before use ~~Probably good value~~
3	Likely non – satisfactory value –value reported to fulfil reporting obligations; however, quality control has not yet confirmed its reliability.
4	Non – satisfactory value – data reported to fulfil reporting obligations; however, quality control identified specific or unknown issues affecting certain reported data points. Therefore, even the remaining data that passed quality control should be interpreted with caution. A high number of entries reported with value 4 may indicate a broader systematic problem.
5	Data point value changed from the measured value – additional information should be provided in the Remarks field.
6	Below detection limit; this flagging should be consistently aligned with the LOQ and LOD flagging already included under the related DD fields.
7	Outside the admissible range
8	Interpolated value, where applicable
9	Missing value – data not reported, e.g. for a monitoring station that has been subject to continuous monitoring. In such cases, additional information explaining the reason for the missing value should be provided in the Remarks field.
O	Outlier – an explanation should be provided, e.g. the data point is analytically correct but remains high due to specific conditions (such as localized high pollution). If needed, a more detailed explanation may be included in the Remarks field.

9. Currently, the IMAP IS verifies the format and completeness of submitted data. However, scientifically based quality-control categories are not yet operationally available in IMAP IS. As a result, substantive IMAP pollution data quality control must be undertaken separately by UNEP/MAP - MED POL, often without the supporting information that should accompany reported data from IMAP users, including details of the analytical methods applied throughout the full analytical chain.

10. In this context, the admissible minimum and maximum ranges for the selected parameters have already been established by UNEP/MAP - MED POL based on statistical analysis of monitoring data available in the IMAP IS up to 2022. These ranges cover several physical and chemical parameters under IMAP CIs 13 and 14, 17 and 20, and take into account relevant scientific literature.

They were introduced to control the upload of monitoring data that may not scientifically comply with IMAP requirements, in the absence of an IMAP IS function for substantive data-quality control.

11. These range-based quality controls were operationalized in IMAP IS in 2024. However, considering the high variability of data ranges across the Mediterranean, the present proposal recommends modifying these quality-control checks into flagging fields, together with the **QF** values as proposed in Table 1.

3 Proposed Updates to the DSs and DDs IMAP Common Indicator 17

12. The current DSs and DDs under **Module P1** comprise six worksheets: **Stations, DD_Stations, Contaminants, DD_Contaminants, List_Contaminants, and List_Species**. The present proposal for their updates is provided by worksheet and focus on the relevant fields, together with the related explanations and justification.

13. The update of the DSs and DDs for CI 17 should also incorporate the same standardized quality-flagging system introduced above for CIs 13&14. Accordingly, a new variable, **"QF" (Quality Flag),** should be inserted immediately after the Concentration field in the **Contaminants and DD_Contaminants** worksheet. The relevant numeric and descriptive values presented in Table 1 should likewise be assigned to the QF variable in the CI 17 DSs and DDs.

14. Along with this amendment, the current proposal to revise the DSs and DDs for CI 17 concerns mainly the *List_Contaminants* worksheet. Further amendments may be further introduced to the List_Species worksheet, subject to feedback from the present CORMON meeting regarding the proposal for new species, as elaborated in UNEP/MED WG.647/Inf. 13~~8~~. Also, further updates to the List_Contaminants worksheet under CI 17 may follow, subject to feedback from the present meeting regarding the proposal for inclusion of Emerging Contaminants, Mediterranean-relevant Persistent Organic Pollutants (POPs), and Trace Metals (TMs) to strengthen IMAP Pollution monitoring, as outlined in UNEP/MED WG.647/Inf.14~~5~~.

15. The present proposal addresses several inconsistencies identified during the preparation of the 2023 Mediterranean QSR Pollution Assessments and the update of the CI 17 Guidance Fact Sheet, in relation to the list of mandatory contaminants agreed at the 2017 MED POL Focal Points Meeting and subsequently adopted through the IMAP CI 17 DDs and DSs in 2019.

16. Regarding Trace/Heavy Metals (TMs), the Updated Guidance Fact Sheet for CI 17 identifies the following mandatory parameters: Mercury and its compounds (Hg), Cadmium and its compounds (Cd), Lead and its compounds (Pb), and Copper and its compounds (Cu). Copper was added as mandatory parameter in IMAP IS during the 2025 IMAP update process, following the identification of an omission, as it had initially been listed as both mandatory and non-mandatory parameter.

17. Regarding Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs), the Updated Guidance Fact Sheet identifies all 16 priority PAHs as mandatory contaminants: Acenaphthene, Acenaphthylene, Anthracene, Benzo(a)anthracene, Benzo(a)pyrene, Benzo(b)fluoranthene, Benzo(g,h,i)perylene, Benzo(k)fluoranthene, Chrysene, Dibenz[a,h]anthracene, Fluoranthene, Fluorene, Indeno(1,2,3-cd)pyrene, Naphthalene, Phenanthrene, Pyrene, together with total Σ16 PAHs.

18. The current *List_Contaminants* worksheet includes all 16 PAHs, but without their classification as mandatory/non-mandatory. Considering the 2017 MED POL Focal Points metadata templates, as well as previously agreed SAP MED (2000–2025) targets and related Decisions adopted in 2011, 2012 and 2013, mandatory contaminants under CI 17 should include all 16 individual PAHs together with total Σ16 PAHs, as reflected in the 2025 Updated Guidance Fact Sheet.

19. Accordingly, the present proposal recommends classifying all 16 individual PAHs as mandatory in the *List_Contaminants* worksheet. It also proposes inclusion of total Σ16 PAHs as a mandatory parameter, replacing the currently included sums of 4 and 5 PAHs, namely: (i) EEA_33-62-5: Total PAHs (4 PAHs: Benzo(a)pyrene, Benzo(b)fluoranthene, Benzo(k)fluoranthene, Indeno(1,2,3-cd)pyrene); and (ii) EEA_33-56-7: Total PAHs (Benzo(a)pyrene, Benzo(b)fluoranthene, Benzo(k)fluoranthene, Benzo(g,h,i)perylene, Indeno(1,2,3-cd)pyrene).

20. The list of 16 PAHs was established by the United States Environmental Protection Agency (US EPA) and is internationally recognized as comprising priority pollutants due to their persistence and toxicity to humans and wildlife.

21. It should be noted that Environmental Assessment Criteria (EACs) are currently available for total Σ16 PAHs in sediments, based on ERL values established by Long et al. (1995). However, EACs for total Σ16 PAHs in biota are not currently available; only Background Concentrations (BCs) and Background Assessment Concentrations (BACs) can presently be proposed.

22. The Updated Guidance Fact Sheet for CI 17 identifies PCB congeners 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180, 105 and 156 as mandatory contaminants, together with Σ7 PCBs (28, 52, 101, 118, 138, 153, 180).

23. However, the current *List_Contaminants* worksheet includes only sum of 7 PCBs i.e. EEA_33-38-5, Polychlorinated biphenyls (Σ7 PCBs: 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180), as a mandatory parameter. Accordingly, the present proposal recommends updating the *List_Contaminants* worksheet to include the seven individual PCB congeners 28, 52, 101, 118, 138, 153 and 180, in line with the already mandatory Σ7 PCBs parameter.

24. The seven PCB congeners 28, 52, 101, 118, 138, 153 and 180, commonly referred to as the "ICES 7", were selected for monitoring in sediment and biota by the ICES and the OSPAR.

25. Although dioxin-like PCBs are generally considered more toxic, they are usually present at much lower concentrations than non-dioxin-like PCBs. Six of the "ICES 7" are non-dioxin-like PCBs and were selected based on their high occurrence in industrial mixtures and their broad chlorination range (3–7 chlorine atoms). PCB-118 is the only dioxin-like PCBs among the "ICES 7" and is considered one of the most toxic PCB congeners.

26. PCB congeners 105 and 156 are dioxin-like congeners; however, they are not specifically targeted for monitoring under the ICES/OSPAR framework. Accordingly, these two PCB congeners should be removed from the Guidance Fact Sheet during its next revision.

27. Regarding the admissible minimum and maximum ranges initially calculated for selected contaminant parameters, the same proposal applies as presented above under Common Indicators 13 and 14.

4 Proposed Updates to the DSs and DDs IMAP Common Indicator 18

28. The current DDs and DSs, under Module PMO1, comprise six worksheets: **Stations**, **DD_Stations**, **Biomarkers**, **DD_Biomarkers**, **List_Species and List_Biomarkers**. The present proposal for their updates is provided by worksheet, focusing on the relevant sheet-specific fields, together with the related explanations and justification. The proposed updates introduce new developments based on the experience gained during the preparation of assessments for the 2023 Mediterranean Quality Status Report (MED QSR), as well as during the development of the Updated IMAP Guidance Factsheets.

29. For **DD_Stations**, two modifications are proposed.

30. First, inclusion of an additional PressureType category "Others (O)" would improve flexibility when reporting pressures are not currently represented in the list of values.

31. Second, clarification of the *SeaDepth* description is proposed to specify whether the field refers to bottom depth or the maximum depth at the sampling site in meters, thereby removing ambiguity and ensuring consistent interpretation (see below).

32. Several amendments are proposed for the **DD_Biomarkers** worksheet. The current sheet does not include the fields required to capture information specific to caged samples. Therefore, additional metadata fields are required to support reporting of caged-organism studies, including "total caging time", as a unique field YYYY-MMM-DD. The sampling date does not need to be added, as it is already included in the data dictionary. These additions would improve documentation of exposure conditions and facilitate interpretation of biomarker responses.

33. *SampleDepth* - The description should clearly specify what the reported depth represents, namely whether it refers to the actual sampling depth or to the maximum water depth at the sampling

site. For example, the description could be revised to read: *"Water column depth (m) at which the sample was collected."* The current wording is ambiguous, as it does not distinguish between the sample collection depth and the total site depth. Such clarification is necessary to ensure harmonized reporting and the accurate interpretation of environmental monitoring data.

34. *Speciment_lenght* and *Specimen_weight* - It is recommended to increase the measurement precision by one decimal place. For example, instead of recording values to the nearest **0.1 cm** and **0.1 g**, measurements should be recorded to the nearest **0.01 cm** and **0.01 g**, respectively. This increased precision would enhance measurement accuracy, reduce uncertainty associated with rounding, and improve the sensitivity of size- and weight-related analyses, particularly when assessing small organisms or specimens.

35. Suggest adding two additional fields to report the corresponding SD and/or SE values when measurements are derived from pooled specimens: **"***Liver_weight_SD_SE***"** and **"***Gonad_weight_SD_SE***"**. These fields are necessary to capture the variability associated with pooled specimens, where individual-level variation cannot be directly observed. Reporting SD and/or SE alongside mean tissue weights enhances data transparency and interpretability, facilitates the evaluation of measurement uncertainty, and supports more robust comparisons and assessments.

36. *Tissue* – The list of values should be expanded as detailed below:

- The following tissue categories should be added: **Digestive Gland (DG), Brain (BR), and Whole Organism (WO)**. These tissues are already used in biomarker analyses under the current CI 18 framework and should therefore be available as selectable options. Specifically, **DG** is used for the analysis of **Metallothionein (MT)** levels and **Lysosomal Membrane Stability (LMS)** in mussels, **WO** is used for the **Stress on Stress (SoS)** assay, and **BR** is used for the assessment of **Acetylcholinesterase (AChE)** enzymatic activity in fish.
- The term **"Blood"** is overly generic and should be subdivided into the following categories: **Erythrocytes (EC), Haemocytes (HC), Serum (SE), and Plasma (PS)**. This distinction is necessary because different blood fractions are used for specific biomarker analyses under the CI 18 framework. For example, **EC** and **HC** are used for the assessment of **Micronuclei (MN)** frequency and **Lysosomal Membrane Stability (LMS)**. Introducing these categories will improve consistency between biomarker applications and tissue specification, thereby enhancing data clarity, comparability, and interpretability.
- For entries classified as **"Other,"** it is recommended to introduce an additional field adjacent to *"Tissue"* rather than requiring users to provide details in the *"Remarks"* field, where such information may be omitted. A dedicated field, *"OtherTissue"* is proposed to enable users to specify the analyzed tissue directly. The table below illustrates the proposed location of this new field within the **"Biomarkers"** sheet.

Table 2: List of values proposed for addition to the current *Tissue* field

Liver_weight	Gonad_weight	Tissue	**OtherTissue**	Tissue_weight	Tissue_weight_SD_SE
-	-	-	-	-	-

37. *AnalyticalMethod* – The description should specify that any methodological deviation from the procedures outlined in the IMAP Guidance Factsheet and Monitoring Protocols for CI 18 must be reported in *'Remarks'* field. Furthermore, where an alternative analytical protocol has been applied, a complete scientific reference to the adopted methodology should also be provided in the *'Remarks'* field. For EROD analyses, the *AnalyticalMethod* description should also specify the protein assay method used for protein quantification (e.g. Lowry et al., 1951 or Bradford, 1976).

38. *Biomarker_Unit* – The list of biomarkers requires updating:

- The only additional unit to be included is for EROD (**pmol/min/mg protein = EROD activity**).
- For MN, it is recommended to replace "**number of cases/1000 cells**" with **"‰**" and adjust the description accordingly. This notation reflects the standard unit commonly used in cytogenetic

and ecotoxicological literature for reporting micronucleus frequency. In addition to enhancing consistency and comparability across datasets, the use of "‰" provides a more compact notation, reducing text length and improving clarity in data tables and reporting formats. Accordingly, under the '*List of values*', the entry should read: **"‰ = number of cases per 1,000 cells (micronuclei frequency)**".

- For AChE, the specific wording "in gills (bivalves)" should be removed, as AChE activity is not restricted to gill tissue and is also commonly measured in brain and muscle tissues depending on the species and study design. Therefore, in the '*List of values*', it should read as "**nmol/min/mg protein = Acetylcholinesterase (AChE) activity**". This modification is needed to avoid unnecessary tissue-specific restriction, ensure consistency with current biomarker monitoring practices across taxa, and improve the flexibility and correctness of data entry within the CI 18 framework.

39. For the **List_Species** worksheet, the two fields in this sheet, '*ID-Species'* and '*Label*', should be translated into French to ensure consistency with the rest of the file.

40. Several updates are proposed for **List_Biomarkers**.

41. The fields in this sheet should be translated into French, in line with the rest of the file, where all corresponding fields have already been translated.

42. *MN* – For consistency, this biomarker should be consolidated for the two species into a single entry for both species. It should be presented as shown in the table below.

Table 3: List of MN values proposed for addition to the current DSs and DDs

Biomarker	Description (EN)	Organism	Tissue	Mandatory	Additional	Biomarker_Unit
MN	Micronuclei (MN) frequency	Fish/Mussel	Erythrocytes/ Haemocytes, Gill Cells	Y		‰

43. *AChE* - The **Tissue** field should also include **brain** for fish and should therefore read **"Gills/Muscle, Brain"**, as presented in the table below. This update is justified by the CI 18 Guidance Factsheet, which explicitly identifies brain tissue in *Mullus barbatus* as an additional matrix for the assessment of AChE activity. Including brain as an option ensures alignment with the current guidance, supports the correct tissue-specific interpretation of AChE activity, and enhances consistency and comparability across datasets. In addition, the *Biomarker_Unit* field should be provided in English. It is currently available only in French.

Table 4: List of *AChE* values proposed for addition to the current DSs and DDs

Biomarker	Description (EN)	Organism	Tissue	Mandatory	Additional	Biomarker_Unit
AChE	Acetylcholinesterase activity - enzymatic determination	Mussel/ Fish	Gills / Muscle, Brain	Y		nmol/min/mg protein

44. *MT* – This biomarker is currently assessed only in mussels and not in fish; therefore. Therefore, the corresponding entry should be revised accordingly, as shown below.

Table 5: List of *MT* values proposed for addition to the current DSs and DDs

Biomarker	Description (EN)	Organism	Tissue	Mandatory	Additional	Biomarker_Unit
MT	Metallothionein (MT) level	Mussel	Digestive gland		Y	µg/g

45. *SoS* – The description should include **LT50**. The tissue should be specified as "**Whole Organism**". This is necessary because SoS is directly associated with organism-level survival outcomes, with LT50 (lethal time for 50% mortality, expressed in days) representing a standard endpoint for quantifying acute toxicity and survival responses. Specifying "Whole Organism" appropriately reflects the integrative nature of this endpoint, which is not tissue-specific but represents systemic organismal effects. Therefore, the corresponding entry should read, as shown below.**Table 6**: List of *SoS* values proposed for addition to the current DSs and DDs

Biomarker	Description (EN)	Organism	Tissue	Mandatory	Additional	Biomarker_Unit
SoS	Stress on Stress (LT50)	Mussel	Whole Organism		Y	LT50 (in days)

46. *EROD* –It should be added to this sheet, as shown below.

Table 7: List of *EROD* values proposed for addition to the current DSs and DDs

Biomarker	Description (EN)	Organism	Tissue	Mandatory	Additional	Biomarker_Unit
EROD - Microsomal	Ethoxyresorufin-O-deethylase (EROD) ~~microsomal~~ activity – microsomal fraction	Fish	Liver		Y	pmol/min/mg protein
EROD - Cytosolic	Ethoxyresorufin-O-deethylase (EROD) activity – cytosolic fraction	Fish	Liver		Y	pmol/min/mg protein

5 Next steps

47. Further to the feedback provided during the present Meeting on the proposed elements for the update of the Data Standards (DSs) and Data Dictionaries (DDs) for IMAP Common Indicators 13 and 14, 17, and 18, INFO/RAC in collaboration with UNEP/MAP – MED POL, will update the related modules within the IMAP Information System.

48. The DSs and DDs for this group of IMAP Pollution Common Indicators are expected to undergo further updates, subject to i) the feedback from the present Meeting on the proposed new elements for IMAP Pollution Monitoring; and ii) the integration of new functionalities for the IMAP Pollution Cluster currently under development by INFO/RAC.

Annex I:

References

ICES Report (2013). Webster, L.; Roose, L.; Bersuder, P.; Kotterman, M.; Haarich, M.; Vorkamp, K. (2013). Determination of polychlorinated biphenyls (PCBs) in sediment and biota. ICES Techniques in Marine Environmental Science Report No. 53. https://doi.org/10.17895/ices.pub.5078

OSPAR (2023). Quality Status Reprt. https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/pcb-biota-sediment/

SeaDataNet/EMODnet quality-flagging system. https://www.seadatanet.org/Standards/Data-Quality-Control. https://emodnet.ec.europa.eu/en/chemistry

UNEP/MAP. Integaretd Monitoring and Assessment Data Standards and Dictionaries. https://imapinfosystem.info-rac.org/app/#/standard

UNEP/MAP (2025). UNEP/MED WG.630/1. Updated IMAP Guidance Fact Sheets , Appendix 3.

UNEP/MAP (2025). Decision IG.27/6 on the Ecosystem Approach (EcAp) Policy and Roadmap 2026–2035 and the Integrated Monitoring and Assessment Programme for the Mediterranean Sea and Coast

IAEA-Marine Environmental Studies Laboratory / UNEP/MAP MED POL. (2022). Integrated Monitoring and Assessment Programme (IMAP) Monitoring Guidelines. https://www.iaea.org/about/organizational-structure/department-of-nuclear-sciences-and-applications/division-of-iaea-environment-laboratories/marine-environmental-studies-laboratory/unep-map-med-pol-integrated-monitoring-and-assessment-programme-imap-monitoring-guidelines

UNEP/MAP (2019). UNEP/MED WG.462/Inf.4 (2019). Updated List of Priority Contaminants under MAP/Barcelona Convention.

UNEP/MAP (2017). UNEP(DEPI)/MED WG.439/14. Meta Data Templates for Pollution and Marine Litter IMAP Indicators.

UNEP/MAP (2017). UNEP(DEPI)/MED WG.439/Inf.11. Emerging Chemicals in the Mediterranean Sea.

Appendice 2

Éléments relatifs à la mise à jour des dictionnaires de données pour les indicateurs communs de pollution 13, 14, 17 et 18 de l'IMAP

Table des matières

1 Contexte 1
2 Propositions de mise à jour des DS et DD pour les indicateurs communs IMAP 13 et 14.....1
3 Mises à jour proposées concernant l'indicateur commun 17 de l'IMAP pour les DS et les DD 3
4 Propositions de mise à jour de l'indicateur commun 18 de l'IMAP pour les DS et les DD 54
5 Prochaines étapes 8

Annexe I : Références

Liste des abréviations / acronymes

BC/BAC	Concentrations de base et concentrations de référence pour l'évaluation
BDL	En dessous de la limite de détection
CI	Indicateur commun
CORMON	Groupe de correspondance sur la surveillance
DDs	Dictionnaires de données
DSs	Normes des données
EAC	Critères d'évaluation environnementale
EcAp	Approche écosystémique
ERL	Plage d'effets faible
ICES.	Conseil international pour l'exploration de la mer
IMAP	Programme intégré de surveillance et d'évaluation de la mer et du littoral méditerranéen
INFO/RAC	Centre régional d'activités pour l'information et la communication
LOD	Seuil de détection
LOQ	Limite de quantification
MAP	Plan d'action pour la Méditerranée
MED POL	Programme d'évaluation et de contrôle de la pollution marine en mer Méditerranée
MED QSR	Rapport sur l'état de la qualité en Méditerranée
OSPAR	Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique Nord-Est
PoW	Programme de travail
PAHs	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
PNUE	Programme des Nations Unies pour l'Environnement
POPs	Polluant organique persistant
SAP MED	Programme d'action stratégique pour lutter contre la pollution liée aux activités terrestres
TMs	Métaux traces
QA	Assurance qualité
QC	Contrôle qualité
US EPA	Agence américaine de protection de l'environnement

1 Contexte

1. Les normes de données (DS) sont des feuilles de calcul Excel dans lesquelles chaque colonne correspond à un champ que les utilisateurs IMAP, en tant que fournisseurs de données, doivent remplir. Les dictionnaires de données (DD) sont présentés sous forme de feuilles de calcul Excel dans lesquelles chaque ligne contient des instructions et des définitions relatives aux champs de données correspondants. Les fichiers DS et DD sont inclus dans le même classeur Excel, qui peut être téléchargé depuis le système d'information IMAP (IMAP IS). Les données transmises via les DS sont structurées de manière à pouvoir être directement importées dans la base de données.

2. Les DS et DD proposés comprennent un éventail plus large de champs de données et de dictionnaires associés que ceux qui sont obligatoires en vertu des fiches d'orientation IMAP pertinentes. Dans les DS, les champs obligatoires apparaissent en **noir** et les champs facultatifs en **rouge**. L'ajout de champs facultatifs permet aux Parties contractantes (PC) disposant de programmes de surveillance plus complets de communiquer des données supplémentaires déjà collectées dans le cadre de leurs systèmes nationaux. Bien que la communication des données non obligatoires reste laissée à la discrétion des CP, celle-ci est vivement encouragée afin de réduire les lacunes entre les données communiquées dans le cadre de l'IMAP et les autres flux de données nationaux.lacunes

3. Depuis la mise en service opérationnelle du système IMAP, une expérience pratique considérable a été acquise en matière de collecte, de gestion et de communication des données IMAP. Cette expérience a permis d'identifier des possibilités d'améliorer la clarté, la cohérence et l'exhaustivité des obligations en matière de rapports. En conséquence, le présent document propose des mises à jour des DS et des DD relatifs aux indicateurs communs IMAP 13, 14 et 17, approuvés par la réunion CORMON sur la pollution de 2019 pour leur utilisation opérationnelle au sein du système d'information IMAP (IMAP IS), ainsi que pour l'indicateur commun IMAP 18, approuvé par la réunion CORMON sur la pollution de 2022.

4. Le présent document aborde les aspects suivants :

   a. **Nouvelle proposition de catégories de signalement de la qualité** afin de faciliter l'évaluation scientifique et technique des données à travers les indicateurs communs de pollution de l'IMAP, tout en contribuant à une meilleure harmonisation entre les différents systèmes internationaux de gestion des données, conformément aux recommandations de la réunion CORMON 2025 sur la pollution
   b. **Corrections techniques** identifiées dans le cadre de l'utilisation opérationnelle de l'IMAP IS par les parties contractantes depuis 2020, telles qu'elles figurent dans le dictionnaire de données pour le CI 17.
   c. Évolutions apportées aux dictionnaires de données pour les CI 17 et 18 résultant de :

      i. la préparation des évaluations pour le rapport 2023 sur l'état de la qualité de la Méditerranée (MED QSR) ;

      ii. l'élaboration des fiches d'orientation actualisées de l'IMAP adoptées lors de la 12e réunion du Groupe de coordination sur les écosystèmes ; et la révision de l'IMAP adoptée par la décision IG.27/6 relative à la politique et à la feuille de route 2026-2035 concernant *l'approche par écosystème (EcAp) et au Programme intégré de surveillance et d'évaluation de la mer et du littoral méditerranéens (IMAP).*

5. Par ailleurs, INFO/RAC développe actuellement de nouvelles fonctionnalités pour les ensembles de données du groupe pollution de l'IMAP, destinées à améliorer le processus de validation des données, notamment la vérification de la fréquence de surveillance. Une fois finalisées, ces fonctionnalités seront présentées lors de la réunion CORMON sur la pollution de 2027 pour examen et avis.

2 Propositions de mise à jour des DS et DD pour les indicateurs communs IMAP 13 et 14

6. Les DS et DD actuels, relevant du module E1, comprennent cinq feuilles de travail : **Stations, DD_Stations, Physico-chimiques, DD_Physico-chimiques et Liste_Physico-chimiques.** La présente proposition de mise à jour est présentée sous forme de feuille de calcul, en mettant l'accent sur les champs spécifiques à chaque feuille, accompagnée des explications et justifications correspondantes.

7. La mise en place d'un système normalisé de signalement des problèmes de qualité améliorerait la traçabilité, la transparence et l'interprétation des mesures rapportées. En conséquence, pour la fiche de données **physico-chimiques**, il est proposé d'ajouter une nouvelle variable, **QF (indicateur de qualité)**, immédiatement après le champ **Concentration**. Le champ doit comporter un seul caractère et permettre l'harmonisation des données utilisées dans différentes bases de données. Le système de classification par indicateurs de qualité proposé, présenté dans le tableau 1, s'inspire du système d'indicateurs de qualité SeaDataNet/EMODnet. Il fournit des informations complémentaires sur les données communiquées, reflétant l'évaluation par les utilisateurs de l'IMAP de la qualité des différentes étapes de la procédure d'analyse qui a abouti aux valeurs indiquées dans les champs Concentration. Ces informations ont pour but de faciliter l'interprétation et l'utilisation optimales des données.

8. En conséquence, pour la fiche **DD** de données **Physico-chimiques,** comme expliqué ci-dessus concernant les normes de la *fiche Physico-chimique*, une nouvelle variable intitulée **QF** doit également être insérée immédiatement après le champ Concentration, avec la description **Indicateur de qualité**. Cet ajout est proposé afin de faciliter l'évaluation scientifique et technique de la qualité des données transmises via le système. Les valeurs numériques et descriptives figurant dans le tableau 1 doivent donc être attribuées à la variable QF par les utilisateurs/fournisseurs de données de l'IMAP.

Tableau 1. Système de classification par indicateurs de qualité proposé pour intégration dans l'IMAP IS

Valeur QF	Description
0	Qualité non évaluée : les données n'ont fait l'objet d'aucun contrôle qualité (CQ).~~Bonne valeur – données acceptées, mais non vérifiées quant à leur qualité~~
1	Bonnes données / Acceptées : ont passé avec succès tous les contrôles qualité (CQ) documentés et sont considérées comme fiables pour les analyses.~~Bonne valeur – données acceptées et vérifiées quant à leur qualité~~
2	Données douteuses / Suspectes : ont échoué à un contrôle qualité (CQ) non critique, se situent en dehors des plages de valeurs attendues ou nécessitent une inspection manuelle supplémentaire avant utilisation.~~Probable bonne valeur~~
3	Valeur probablement non satisfaisante – valeur déclarée afin de respecter les obligations de déclaration ; toutefois, le contrôle qualité n'a pas encore confirmé sa fiabilité.
4	Valeur non satisfaisante – données déclarées afin de respecter les obligations de déclaration ; toutefois, le contrôle qualité a mis en évidence des problèmes spécifiques ou inconnus affectant certaines données déclarées. Par conséquent, même les données restantes qui ont passé le contrôle qualité doivent être interprétées avec prudence. Un nombre élevé d'entrées dont la valeur est 4 peut indiquer un problème systématique plus général.
5	La valeur du point de données a changé par rapport à la valeur mesurée – des informations supplémentaires doivent être fournies dans le champ Remarques.
6	En dessous de la limite de détection ; ce marquage doit être cohérent avec les marquages LOQ et LOD déjà inclus dans les champs DD correspondants.
7	En dehors de la plage acceptable
8	Valeur interpolée, le cas échéant
9	Valeur manquante – données non communiquées, par exemple pour une station de surveillance ayant fait l'objet d'une surveillance continue. Dans ce cas, il convient de fournir des informations supplémentaires expliquant la raison de cette valeur manquante dans le champ Remarques.
O	Valeur atypique – une explication doit être fournie, par exemple : la valeur est correcte d'un point de vue analytique, mais reste élevée en raison de conditions spécifiques (telles qu'une forte pollution localisée). Si nécessaire, une explication plus détaillée peut être ajoutée dans le champ Remarques.

9. Actuellement, l'IMAP IS vérifie le format et l'exhaustivité des données transmises. Toutefois, les catégories de contrôle qualité fondées sur des données scientifiques ne sont pas encore disponibles de manière opérationnelle dans le système d'information IMAP. En conséquence, le contrôle de qualité approfondi des données relatives à la pollution fournies par l'IMAP doit être effectué séparément par le PNUE/PAM – MED POL, souvent sans disposer des informations complémentaires qui devraient accompagner les données communiquées par les utilisateurs de l'IMAP, notamment les détails des méthodes d'analyse appliquées tout au long de la chaîne d'analyse.

10. Dans ce contexte, les plages minimales et maximales admissibles pour les paramètres sélectionnés ont déjà été établies par le PNUE/PAM - MED POL sur la base d'une analyse statistique des données de surveillance disponibles dans le système d'information IMAP jusqu'en 2022. Ces plages couvrent plusieurs paramètres physiques et chimiques relevant des critères d'évaluation (CI) 13 et 14, 17 et 20 de l'IMAP, et tiennent compte de la littérature scientifique pertinente. Ces mesures ont été mises en place pour contrôler le téléchargement de données de surveillance susceptibles de ne pas répondre scientifiquement aux exigences de l'IMAP, en l'absence d'une fonction IS de l'IMAP pour le contrôle de fond de la qualité des données.

11. Ces contrôles de qualité basés sur des plages ont été mis en œuvre dans le système IMAP IS en 2024. Toutefois, compte tenu de la grande variabilité des plages de données à travers la Méditerranée, la présente proposition recommande de transformer ces contrôles de qualité en champs de signalement, accompagnés des valeurs QF proposées dans le tableau 1.

3 Mises à jour proposées concernant l'indicateur commun 17 de l'IMAP pour les DS et les DD

12. Les DS et DD actuels du module P1 comprennent six fiches de travail : **Stations, DD_Stations, Contaminants, DD_Contaminants, Liste_Contaminants et Liste_Espèces.** La présente proposition de mise à jour est présentée sous forme de feuille de calcul et met l'accent sur les champs concernés, avec les explications et justifications correspondantes.

13. La mise à jour des DS et des DD pour le CI 17 devrait également intégrer le même système normalisé de signalement des problèmes de qualité que celui présenté ci-dessus pour les CI 13 et 14. En conséquence, une nouvelle variable, **« QF » (indicateur de qualité),** doit être insérée immédiatement après le champ Concentration dans les feuilles de calcul **Contaminants et DD_Contaminants.** Les valeurs numériques et descriptives correspondantes présentées dans le tableau 1 doivent également être attribuées à la variable QF dans les DS et DD du CI 17.

14. Parallèlement à cet amendement, la proposition actuelle de révision des DS et DD pour la CI 17 concerne principalement la feuille de calcul *Liste_Contaminants* D'autres modifications pourraient être apportées à la feuille de calcul « List_Species », sous réserve des commentaires formulés lors de la présente réunion du CORMON concernant la proposition relative à de nouvelles espèces, telle qu'elle est détaillée dans le document PNUE~~UNEP~~/MED WG.647/8. Par ailleurs, d'autres mises à jour de la feuille de calcul Liste_Contaminants » relevant de la CI 17 pourraient suivre, sous réserve des commentaires formulés lors de la présente réunion concernant la proposition d'inclure les contaminants émergents, les polluants organiques persistants (POP) pertinents pour la Méditerranée et les métaux traces (TM), afin de renforcer la surveillance de la pollution dans le cadre de l'IMAP, comme indiqué dans le document PNUE~~UNEP~~/MED WG.647/5.

15. La présente proposition relève plusieurs incohérences identifiées lors de la préparation des évaluations de la pollution dans le cadre du QSR 2023 pour la Méditerranée et de la mise à jour de la fiche d'orientation CI 17, relatives à la liste des contaminants obligatoires convenue lors de la réunion des points focaux MED POL de 2017 et adoptée par la suite à travers les documents de décision (DD) et les documents de synthèse (DS) de l'IMAP CI 17 en 2019.

16. En ce qui concerne les traces/métaux lourds (ML), la fiche d'information actualisée relative à la norme CI 17 définit les paramètres obligatoires suivants : Le mercure et ses composés (Hg), le cadmium et ses composés (Cd), le plomb et ses composés (Pb) et le cuivre et ses composés (Cu). Le cuivre a été ajouté en tant que paramètre obligatoire dans l'IMAP IS lors du processus de mise à jour de l'IMAP de 2025, à la suite de la constatation d'une omission, car il avait initialement été répertorié à la fois comme paramètre obligatoire et non obligatoire.

17. En ce qui concerne les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), la fiche d'information actualisée identifie l'ensemble des 16 HAP prioritaires comme des contaminants obligatoires : Acénaphtène, acénaphtylène, anthracène, benzo(a)anthracène, benzo(a)pyrène, benzo(b)fluoranthène, benzo(g,h,i)pérylène, benzo(k)fluoranthène, chrysène, dibenz[a,h]anthracène, fluoranthène, fluorène, indéno(1,2,3-cd)pyrène, naphtalène, phénanthrène, pyrène, ainsi que le total Σ16 des HAP.

18. La feuille de calcul « List_Contaminants » actuelle répertorie l'ensemble des 16 HAP, mais sans leur classification en obligatoires/non obligatoires. Compte tenu des modèles de métadonnées des points focaux MED POL de 2017, ainsi que des objectifs SAP MED (2000–2025) ainsi que les décisions connexes adoptées en 2011, 2012 et 2013, les contaminants obligatoires relevant de l'indicateur de performance 17 devraient inclure l'ensemble des 16 HAP individuels ainsi que le total Σ16 des HAP, comme indiqué dans la fiche d'orientation mise à jour pour 2025.

19. En conséquence, la présente proposition recommande de classer l'ensemble des 16 HAP individuels comme obligatoires dans la feuille de calcul Liste_Contaminants. Elle propose également d'inclure la somme totale des 16 HAP (Σ16) en tant que paramètre obligatoire, en remplacement des sommes des 4 et 5 HAP actuellement prises en compte, à savoir : (i) EEA_33-62-5 : Total des HAP (4 HAP : Benzo(a)pyrène, benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, indéno(1,2,3-cd)pyrène) ; et (ii) EEA_33-56-7 : HAP totaux (benzo(a)pyrène, benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, benzo(g,h,i)pérylène, indéno(1,2,3-cd)pyrène).

20. La liste des 16 HAP a été établie par l'Agence américaine de protection de l'environnement (US EPA) et est reconnue à l'échelle internationale comme regroupant des polluants prioritaires en raison de leur persistance et de leur toxicité pour l'homme et la faune.

21. Il convient de noter que des critères d'évaluation environnementale (EAC) sont actuellement disponibles pour la teneur totale en HAP Σ16 dans les sédiments, sur la base des valeurs ERL établies par Long et al. (1995). Toutefois, aucun EAC n'est actuellement disponible pour la somme totale des HAP Σ16 dans le biote ; seules les concentrations de fond (BC) et les concentrations d'évaluation de fond (BAC) peuvent être proposées à l'heure actuelle.

22. La fiche d'information actualisée relative à la directive CI 17 identifie les congénères de PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180, 105 et 156 comme contaminants obligatoires, ainsi que les PCB Σ7 (28, 52, 101, 118, 138, 153 et 180).

23. Toutefois, la feuille de calcul *Liste_Contaminants* actuelle ne comprend comme paramètre obligatoire que la somme de 7 PCB, à savoir l'EEA_33-38-5, « Biphényles polychlorés » (Σ7 PCB : 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180). En conséquence, la présente proposition recommande de mettre à jour la feuille de calcul *Liste_Contaminants* afin d'y inclure les sept congénères individuels de PCB (28, 52, 101, 118, 138, 153 et 180), conformément au paramètre « Σ7 PCB » déjà obligatoire.

24. Les sept congénères de PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 et 180, communément appelés les « 7 de l'ICES », ont été sélectionnés par l'ICES et l'OSPAR pour faire l'objet d'une surveillance dans les sédiments et le biote.

25. Bien que les PCB de type dioxine soient généralement considérés comme plus toxiques, ils sont le plus souvent présents à des concentrations bien inférieures à celles des PCB de type non dioxine. Six des « ICES 7 » sont des PCB non dioxinoïdes ; ils ont été sélectionnés en raison de leur forte présence dans les mélanges industriels et de leur large gamme de chloration (3-7 atomes de chlore). Le PCB-118 est le seul PCB de type dioxine parmi les « 7 de l'ICES » et est considéré comme l'un des congénères de PCB les plus toxiques.

26. Les congénères 105 et 156 des PCB sont des congénères de type dioxine ; toutefois, ils ne font pas l'objet d'une surveillance spécifique dans le cadre du CIEM/OSPAR. En conséquence, ces deux congénères du PCB devraient être supprimés de la fiche d'orientation lors de sa prochaine révision.

27. En ce qui concerne les plages minimales et maximales admissibles initialement calculées pour certains paramètres de contamination, la proposition présentée ci-dessus aux points 13 et 14 des indicateurs communs s'applique également.

4 Propositions de mise à jour de l'indicateur commun 18 de l'IMAP pour les DS et les DD

28. Les DD et DS actuels, relevant du module PMO1, comprennent six feuilles de calcul : **Stations, DD_Stations, Biomarqueurs, DD_Biomarqueurs, Liste_Espèces et Liste_Biomarqueurs.** La présente proposition de mise à jour est présentée sous forme de feuille de calcul, en mettant l'accent sur les champs spécifiques à chaque feuille, accompagnée des explications et justifications correspondantes. Les mises à jour proposées intègrent de nouveaux développements basés sur l'expérience acquise lors de la préparation des évaluations pour le Rapport sur l'état de la qualité de la Méditerranée (MED QSR) de 2023, ainsi que lors de l'élaboration des fiches d'orientation actualisées de l'IMAP.

29. Pour **stations DD**, deux modifications sont proposées.

30. Tout d'abord, l'ajout d'une catégorie « Autres (O) » dans le champ « Type de pression » améliorerait la flexibilité lorsque les pressions à déclarer ne figurent pas actuellement dans la liste des valeurs.

31. Deuxièmement, il est proposé de clarifier la description du champ « SeaDepth » afin de préciser si celui-ci fait référence à la profondeur du fond ou à la profondeur maximale au point d'échantillonnage, exprimée en mètres, ce qui permettrait de lever toute ambiguïté et de garantir une interprétation cohérente (voir ci-dessous).

32. Plusieurs amendements sont proposés pour la feuille de calcul **DD_Biomarkers**. La fiche actuelle ne comporte pas les champs nécessaires pour saisir les informations spécifiques aux échantillons en cage. Par conséquent, des champs de métadonnées supplémentaires sont nécessaires pour permettre la déclaration des études sur les organismes en captivité, notamment le « temps total de captivité », sous la forme d'un champ unique au format AAAA-MMM-JJ. Il n'est pas nécessaire d'ajouter la date d'échantillonnage, car elle figure déjà dans le dictionnaire de données. Ces ajouts amélioreraient la documentation relative aux conditions d'exposition et faciliteraient l'interprétation des réponses des biomarqueurs.

33. Profondeur d'échantillonnage - La description doit préciser clairement ce que représente la profondeur indiquée, à savoir s'il s'agit de la profondeur réelle d'échantillonnage ou de la profondeur maximale de l'eau sur le site d'échantillonnage. Par exemple, la description pourrait être reformulée comme suit : *« Profondeur de la colonne d'eau (en mètres) à laquelle l'échantillon a été prélevé. »* La formulation actuelle est ambiguë, car elle ne fait pas la distinction entre la profondeur de prélèvement des échantillons et la profondeur totale du site. Une telle clarification est nécessaire pour garantir l'harmonisation des rapports et l'interprétation correcte des données de surveillance environnementale.

34. *Longueur_de_l'échantillon et Poids_de_l'échantillon* - Il est recommandé d'augmenter la précision de la mesure d'une décimale. Par exemple, au lieu d'enregistrer les valeurs arrondies au **0,1 cm** et au **0,1 g** près, les mesures doivent être enregistrées arrondies au **0,01 cm** et au **0,01 g** près, respectivement. Cette précision accrue permettrait d'améliorer la fiabilité des mesures, de réduire l'incertitude liée aux arrondis et d'améliorer la sensibilité des analyses portant sur la taille et le poids, en particulier lors de l'évaluation de petits organismes ou spécimens.

35. Il est suggéré d'ajouter deux champs supplémentaires afin d'indiquer les valeurs correspondantes SD et/ou SE lorsque les mesures sont obtenues à partir d'échantillons groupés : *« Liver_weight_SD_SE » et « Gonad_weight_SD_SE ».* Ces champs sont nécessaires pour rendre compte de la variabilité associée aux échantillons groupés, pour lesquels les variations au niveau individuel ne peuvent pas être observées directement. La communication des SD et/ou SE parallèlement aux poids moyens des tissus améliore la transparence et l'interprétabilité des données, facilite l'évaluation de l'incertitude de mesure et permet des comparaisons et des évaluations plus fiables.

36. *Tissu* – La liste des valeurs doit être complétée comme indiqué ci-dessous :

- Il convient d'ajouter les catégories de tissus suivantes : **Glande digestive (DG), cerveau (BR) et organisme entier (WO).** Ces tissus sont déjà utilisés dans les analyses de biomarqueurs dans le cadre actuel de la directive CI 18 et devraient donc figurer parmi les options disponibles. Plus précisément, **DG** est utilisée pour analyser les taux de **métallothionéine**

(MT) et la **stabilité de la membrane lysosomale (LMS**) chez les moules, la méthode **WO** est utilisée pour le test Stress on Stress (SoS), et **BR** sert à évaluer l'activité enzymatique de **l'acétylcholinestérase (AChE)** chez les poissons.

- Le terme **« sang »** est trop générique et devrait être subdivisé en catégories suivantes : **Érythrocytes (EC), hémocytes (HC), sérum (SE) et plasma (PS).** Cette distinction est nécessaire car différentes fractions sanguines sont utilisées pour des analyses spécifiques de biomarqueurs dans le cadre de la directive CI 18. Par exemple, les méthodes **EC** et **HC** sont utilisées pour évaluer la fréquence des **micronoyaux (MN)** et la **stabilité de la membrane lysosomale (LMS).** La mise en place de ces catégories améliorera la cohérence entre les applications des biomarqueurs et la spécification des tissus, ce qui renforcera la clarté, la comparabilité et l'interprétabilité des données.
- Pour les entrées classées dans la catégorie « Autre », il est recommandé d'ajouter un champ supplémentaire à côté du champ *« Tissu »*, plutôt que d'obliger les utilisateurs à fournir des précisions dans le champ *« Remarques »*, où ces informations risquent d'être omises. Un champ dédié, *« Autre tissu »*, est proposé afin de permettre aux utilisateurs de préciser directement le tissu analysé. Le tableau ci-dessous présente l'emplacement proposé pour ce nouveau champ dans la feuille **« Biomarqueurs ».**

Tableau 2 : Liste des valeurs proposées pour compléter le champ *Tissu* actuel

Poids du foie	Poids des gonades	Tissu	**Autre tissu**	Poids du tissu	Poids_du_tissus_SD_SE
-	-	-	-	-	-

37. *Méthode d'analyse* – La description doit préciser que tout écart méthodologique par rapport aux procédures décrites dans la fiche d'orientation IMAP et dans les protocoles de surveillance pour le CI 18 doit être signalé dans le champ « Remarques ». Par ailleurs, lorsqu'un protocole d'analyse alternatif a été appliqué, une référence scientifique complète à la méthodologie adoptée doit également être fournie dans le champ « Remarques Pour les analyses EROD, la description de la méthode analytique doit également préciser la méthode de dosage des protéines utilisée pour la quantification des protéines (par exemple, la méthode de Lowry et al., 1951, ou celle de Bradford, 1976).

38. *Unité_biomarqueurs* – La liste des biomarqueurs doit être mise à jour :

- La seule unité supplémentaire à indiquer est celle de l'EROD **(pmol/min/mg protéine = activité EROD).**
- Pour MN, il est recommandé de remplacer **« nombre de cas/1 000 cellules »** par **« ‰ »** et d'adapter la description en conséquence. Cette notation correspond à l'unité standard couramment utilisée dans la littérature cytogénétique et écotoxicologique pour exprimer la fréquence des micronoyaux. En plus d'améliorer la cohérence et la comparabilité entre les ensembles de données, l'utilisation du symbole « ‰ » permet d'adopter une notation plus concise, ce qui réduit la longueur du texte et améliore la clarté des tableaux de données et des formats de rapport. En conséquence, dans la « Liste des valeurs », la mention doit être libellée comme suit : **« ‰ = nombre de cas pour 1 000 cellules (fréquence des micronoyaux) ».**
- En ce qui concerne l'AChE, la mention spécifique « dans les branchies (bivalves) » devrait être supprimée, car l'activité de l'AChE ne se limite pas au tissu branchial et est également couramment mesurée dans les tissus cérébraux et musculaires, selon l'espèce et le protocole de l'étude. Par conséquent, dans la *« Liste des valeurs »*, il convient d'indiquer « **nmol/min/mg de protéine = activité de l'acétylcholinestérase (AChE) ».** Cette modification est nécessaire pour éviter toute restriction inutile liée à un tissu spécifique, garantir la cohérence avec les pratiques actuelles de suivi des biomarqueurs pour l'ensemble des taxons, et améliorer la souplesse et l'exactitude de la saisie des données dans le cadre du CI 18.

39. Pour la feuille de calcul **Liste_Espèces**, les deux champs qu'elle contient, « ID-Espèces » et « Étiquette » , doivent être traduits en français afin d'assurer la cohérence avec le reste du fichier.

40. Plusieurs mises à jour sont proposées pour l**iste_biomarqueurs.**

41. Les champs de cette feuille doivent être traduits en français, conformément au reste du fichier, dans lequel tous les champs correspondants ont déjà été traduits.

42. *MN* – Par souci de cohérence, ce biomarqueur devrait être regroupé pour les deux espèces.en une seule entrée pour les deux espèces. Il doit être présenté comme indiqué dans le tableau ci-dessous.

Tableau 3 : Liste des valeurs MN proposées pour être ajoutées aux DS et DD actuels

Biomarqueur	Description (EN)	Organisme	Tissu	Obligatoire	Complémentaire	Unité biomarqueur
MN	Fréquence des micronoyaux (MN)	Poisson/Mollusque	Érythrocytes / hémocytes, cellules branchiales	Y		‰

43. AChE - Le champ **Tissu** devrait également inclure le cerveau chez les poissons et devrait donc se lire **« Branchies/Muscles, Cerveau »**, comme indiqué dans le tableau ci-dessous Cette mise à jour s'appuie sur la fiche d'orientation CI 18, qui identifie explicitement le tissu cérébral de *Mullus barbatus* comme une matrice supplémentaire pour l'évaluation de l'activité de l'AChE. L'inclusion du cerveau parmi les options permet de se conformer aux recommandations actuelles, favorise une interprétation correcte de l'activité de l'AChE en fonction du tissu concerné et renforce la cohérence et la comparabilité entre les ensembles de données. De plus, le champ *« Biomarker_Unit »* doit être renseigné en anglais Il n'est actuellement disponible qu'en français.

Tableau 4 : Liste des valeurs d'AChE dont l'ajout aux DS et DD actuels est proposé

Biomarqueur	Description (EN)	Organisme	Tissu	Obligatoire	Complémentaire	Unité biomarqueur
AChE	Activité de l'acétylcholinestérase - dosage enzymatique	Moules / Poisson	Branches / Muscles, Cerveau	Y		nmol/mines/mg de protéin

44. *MT* – This biomarker is currently assessed only in mussels and not in fish; therefore. Par conséquent, l'entrée correspondante doit être modifiée en conséquence, comme indiqué ci-dessous.

Tableau 5 : Liste des valeurs MT proposées pour être ajoutées aux DS et DD actuels

Biomarqueur	Description (EN)	Organisme	Tissu	Obligatoire	Complémentaire	Unité biomarqueur
MT	Taux de métallothionéine (MT)	Moule	Glande digestive		Y	µg/g

45. SoS – La description doit inclure **LT50**. Le tissu doit être désigné comme « **organisme entier** ». Cela est nécessaire car la SoS est directement liée aux résultats de survie de l'organisme, la LT50 (temps létal correspondant à une mortalité de 50 %, exprimé en jours) constituant un critère d'évaluation standard permettant de quantifier la toxicité aiguë et les réponses en matière de survie. La mention « organisme entier » reflète bien la nature intégrative de ce critère d'évaluation, qui n'est pas spécifique à un tissu mais représente des effets systémiques sur l'organisme. Par conséquent, l'entrée correspondante doit se présenter comme indiqué ci-dessous.

Tableau 6 : Liste des valeurs SoS proposées pour être ajoutées aux DS et DD actuels

Biomarqueur	Description (EN)	Organisme	Tissu	Obligatoire	Complémentaire	Unité biomarqueur
SoS	Stress on Stress (LT50)	Moule	Organisme entier		Y	LT50 (en jours)

46. EROD – Il convient de l'ajouter à cette fiche, comme indiqué ci-dessous.

Tableau 7 : Liste des valeurs EROD dont l'ajout aux DS et DD actuels est proposé

Biomarqueur	Description (EN)	Organisme	Tissu	Obligatoire	Complémentaire	Unité biomarqueur
EROD- Microsomale	Activité ~~microsomale~~ de l'éthoxyrésorufine-O-dééthylase (EROD) fraction microsomale	Poisson	Foie		Y	pmol/min/mg protéine
EROD - Cytosolique	Activité de l'éthoxyrésorufine-O-dééthylase (EROD) – fraction cytosolique	Poisson	Foie		Y	pmol/min/mg protéine

5 Prochaines étapes

47. Suite aux commentaires formulés lors de la présente réunion concernant les éléments proposés pour la mise à jour des normes de données (DS) et des dictionnaires de données (DD) relatifs aux indicateurs communs IMAP n° 13, 14, 17 et 18, INFO/RAC, en collaboration avec le PNUE/PAM – MED POL, procédera à la mise à jour des modules correspondants au sein du système d'information IMAP.

48. L'intégration de nouvelles fonctionnalités pour le « IMAP PolluLes DS et DD relatifs à ce groupe d'indicateurs communs de pollution de l'IMAP devraient faire l'objet de nouvelles mises à jour, sous réserve i) des commentaires formulés lors de la présente réunion concernant les nouveaux éléments proposés pour la surveillance de la pollution par l'IMAP ; et ii) l' intégration de nouvelles fonctionnalités pour le pôle « Pollution » de l'IMAP, actuellement en cours de développement par INFO/RAC.

Annexe I :

Références

ICES Report (2013). Webster, L.; Roose, L.; Bersuder, P.; Kotterman, M.; Haarich, M.; Vorkamp, K. (2013). Determination of polychlorinated biphenyls (PCBs) in sediment and biota. ICES Techniques in Marine Environmental Science Report No. 53. https://doi.org/10.17895/ices.pub.5078

OSPAR (2023). Quality Status Reprt. https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/pcb-biota-sediment/

SeaDataNet/EMODnet quality-flagging system. https://www.seadatanet.org/Standards/Data-Quality-Control. https://emodnet.ec.europa.eu/en/chemistry

UNEP/MAP. Integaretd Monitoring and Assessment Data Standards and Dictionaries. https://imapinfosystem.info-rac.org/app/#/standard

UNEP/MAP (2025). UNEP/MED WG.630/1. Updated IMAP Guidance Fact Sheets , Appendix 3.

UNEP/MAP (2025). Decision IG.27/6 on the Ecosystem Approach (EcAp) Policy and Roadmap 2026–2035 and the Integrated Monitoring and Assessment Programme for the Mediterranean Sea and Coast

IAEA-Marine Environmental Studies Laboratory / UNEP/MAP MED POL. (2022). Integrated Monitoring and Assessment Programme (IMAP) Monitoring Guidelines. https://www.iaea.org/about/organizational-structure/department-of-nuclear-sciences-and-applications/division-of-iaea-environment-laboratories/marine-environmental-studies-laboratory/unep-map-med-pol-integrated-monitoring-and-assessment-programme-imap-monitoring-guidelines

UNEP/MAP (2019). UNEP/MED WG.462/Inf.4 (2019). Updated List of Priority Contaminants under MAP/Barcelona Convention.

UNEP/MAP (2017). UNEP(DEPI)/MED WG.439/14. Meta Data Templates for Pollution and Marine Litter IMAP Indicators.

UNEP/MAP (2017). UNEP(DEPI)/MED WG.439/Inf.11. Emerging Chemicals in the Mediterranean Sea.

Appendix 3

Further Development of Environmental Assessment Criteria (EAC) under IMAP Common Indicator 17

Table of Contents

1 Introduction....1

2 A Review of Methodologies for Updating CI-17 EACs and Required Ddata....1

3 Detailed Account of the Steps Undertaken to Calculate and Propose Updated EAC Values for CI-17 Parameters: Review of Relevant Data, Selection of the Methodology, and Derivation of Updated EAC Values....2

3.1 Comprehensive Review and Examination of Relevant Data Available for the Update of CI-17 EACs Using the Empirical Approach....3

3.2 Data Management and the Basis for Compiling a Combined CI-17 and CI-18 Database....3

3.3 Assessment of Biological Effects (Assignment of an Effect/No-effect Descriptor)....5

3.4 Assessment of Corresponding Measured CI-17 Values at Stations Classified as Impacted Based onBiomarkers....7

3.5 Calculation of Proposed Updated EAC Values Using the Empirical Approach of Long et al. (1995)....8

3.6 Methodology Proposed for Upgrading the Assessment Criteria related to IMAP CI-17....9

3.7 Application of the Proposed Methodology based on CHASE+ to all CI-17 parameters and Calculation of Proposed Regional and Sub-regional EACs....11

3.8 Comparison of the Proposed EACs to Known and Relevant Environmental Quality Standards, Thresholds, and Criteria....14

3.9 Consultation with the Members of the Online Working Group (OWG) on Contaminants (CI-17) 16

3.10 Additional Approaches for Further Development and Testing of proposed EACs....18

4 Conclusions and Next Steps....19

Annex I: A Review of Methodologies for Updating CI-17 EACs and Required Data

Annex II: Data for CI-17 parameters Uploaded into IMAP Info System (IMAP IS) from January 2022 to April 2026 and Not Used in the 2023 MED QSR

Annex III: Literature Search to Identify Studies With Data on CI-17 Parameters Measured in Conjunction With Biological Effects. Particular Emphasis Was Given to Studies Published Since 2015 Focusing on the Mediterranean Sea and Biota

Annex IV: References

List of Abbreviations / Acronyms

ADR	Adriatic Sea Sub-region
AEL	Aegean and Levantine Seas Sub-region
AF	Assessment Factor
B	Biota
BAC	Background Assessment Criteria
BC	Background Concentration
BCF	Bioconcentrations Factor
BDL	Below Detection Limit
BMF	Biomagnification Factor
CEN	Central Mediterranean Sea Sub-region
CF	Contamination Factor
CHASE+	Chemical Status Assessment Tool
CI	Common Indicator
CorMon	Correspondence Group on Monitoring
CP	Contracting Party
CR	Contamination Ratio
CS	Contamination Score
dw	Dry Weight
EAC	Environmental Assessment Criteria
EBM	Effect-based monitoring
EC	European Commission
ECOTOX	ECOTOXicology Knowledgebase from the U.S. EPA
EDA	Effect-Directed Analysis
EqP	Equilibrium Partitioning
EQS	Environmental Quality Standard
ERI	Environmental Risk Index
ERL	Effects Range Low
ERM	Effects Range Medium
EU	European Union
fw	Fresh Water
GES	Good Environmental Status
HC	Hazard Concentration
HI	Hazard Index
HQ	Hazard Quotient
Igeo	Geo-accumulation Index
IMAP	Integrated Monitoring and Assessment Programme of the Mediterranean Sea and Coast and Related Assessment Criteria
IS	Information System
K	Partition Coefficient
Koc	Partition Coefficient Organic Carbon

Kow	Partition Coefficient Octanol-Water
Ksedwater	Partition Coefficient Sediment – Water
Ksusp-water	Partition Coefficient Suspended Particulate Matter – Water
LC	Lethal Concentration
LMS-HEXO	Lysosomal Membrane Stability on cryostat sections determination
LOD	Limit of Detection
LOQ	Limit of Quantitation
LRM	Logistic Regression Modelling
MAP	Mediterranean Action Plan
MB	*Mullus barbatus*
MED	Mediterranean
MED POL	Programme for the Assessment and Control of Marine Pollution in the Mediterranean Sea
MERMQ	Mean Effects Range Medium quotient
MG	*Mytilus galloprovincialis*
MPC	Maximum Permissible Concentrations
MSFD	Marine Strategy Framework Directive
MT	Metallothionein
NEAT	Nested Environmental Status Assessment Tool
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
NOEC	No Observed Effect Concentration
NRTT	Neutral Red Retention Time
NORMAN	Network of Reference Laboratories, Research Centres and Related Organisations for Monitoring of Emerging Environmental Substances
OSPAR	Convention for the Protection of the Marine Environment for the North- East Atlantic
OWG	Online Working Group
PAH	Polycyclic Aromatic Hydrocarbon
PCB	Polychlorinated biphenyl
PEL	Probable Effect Level
PLI	Pollution Load Index
PNEC	Predicted no Effect Concentration
QS	Quality Standard
QSAR	Quantitative Structure–Activity Relationships
QSPR	Quantitative Structure-Property Relationships
QSR	Quality Status Report
RI	Risk Index
RQ	Risk Quotient
S	Sediment
SoS	Stress on Stress
SLC	Screening Level Concentration
SSD	Species Sensitivity Distribution
TEL	Threshold Effect Level

TM	Trace Metals
TMF	Trophic Magnification Factor
TRI	Toxic Risk Index
UNEP	United Nations Environmental Program
US EPA	United States Environmental Protection Agency
WAC	Warning Assessment Criteria
WFD	Water Framework Directive
WHO	World Health Organization
WMS	Western Mediterranean Sub-region
WW	Wet Weight

1 Introduction

1. Environmental Assessment Criteria (EAC) are the concentrations above which significant adverse effects to the environment or to human health are most likely to occur. Conversely, EAC values are defined as the concentrations below which it is unlikely that unexpected or unacceptable biological effects will occur in exposed marine species. Ideally, the significance of the definition of EAC is that it is connected to biological effects and cannot be derived based only on measured environmental concentrations at background or polluted sites.

2. Since it was not possible to develop EAC for the Mediterranean (MED) at the time, it was agreed to use the criteria developed by OSPAR and NOAA/USEPA (Effects Range Low (ERL) values) (Long et al. 1995), as the EAC values for the Mediterranean. The EAC values agreed in Decisions IG.22/7; IG.23/6, IG. 26/3 and IG.27/6 are as follows: Trace metals (TM), PAHs and organochlorinated contaminants (PCBs and pesticides) in sediments; TM and organochlorinated contaminants in mussel and fish and PAHs in mussel (UNEP/MED WG.533/Inf.3). The values adopted were the ERLs and the ECs - the maximum levels for certain contaminants in foodstuffs based on EU legislation. The criteria may be too lenient if the goal is to achieve and maintain Good Environmental Status (GES) where the contaminants cause no significant impact on coastal and marine ecosystems. The limitations of the EACs adopted by UNEP/MAP and OSPAR have been recognized by both entities as well as the need for their update (e.g. UNEP/MED WG.533/Inf.3 and OSPAR (Larsen and Hjermann, 2022)).

3. EACs could not be updated prior to the MED QSR 2023, as explained in UNEP/MED WG.533/Inf.3, Section 4.2. The methodologies that could be used to update EACs for CI-17 (and CI-18), as well as the necessary data needed to support this work, are thoroughly described in the present document. It should be noted that field and laboratory results on the impact of pollutants on biomarkers (CI-18) are also important for the derivation of the EACs for CI-17 parameters.

4. Section 2 of this document provides a theoretical review on the methodologies for deriving and updating EACs for CI-17 contaminants, as well as the data requirements for applying each method. Scientific details related to the methodologies applied are provided in Annex I.

5. Section 3 of this document provides a detailed account of the steps undertaken to calculate the proposed updated EACs for CI-17 parameters. The steps include a comprehensive review and analysis of all relevant available data; compilation and management of a combined database for CI-17 and CI-18 to support the evaluation of possible biological effects; an attempt to update EACs using the empirical approach outlined by Long et al. (1995); and the currently feasible proposal and application of an alternative methodology to update CI-17 EACs, resulting from the ongoing work presented in this document. The process also includes an in-depth description of the scientific advice received during the Online Working Group (OWG) on Contaminants meetings.

6. Section 4 of this document outlines the next steps required to evaluate additional methodological approaches identified as potentially relevant during discussions within the OWG on Contaminants. The objective is to finalize the current proposal for the update of EACs with a view of supporting their future application in the Mediterranean, including their use in the preparation of the 2031 MED QSR assessments.

2 A Review of Methodologies for Updating CI-17 EACs and Required Data

7. This section provides key methodological steps for updating CI-17 EACs, while a detailed elaboration is presented in Annex 1.

8. Methodologies for the derivation of Environmental Quality Standards (EQS)[1] within the WFD and MSFD framework are thoroughly described in the EU Guidance 27 (2018) and in Tornero et al., (2022), while a more hands-on, empirical approach is presented by Long et al, (1995). The differences

[1] EQSs are usually legally binding, mandatory, maximum pollutant concentrations, while EACs are scientific thresholds used to assess environmental status. In this section we use EQS nomenclature and not EAC to be consistent with the EU Guidance, recalling that the derivation of EACs is very similar to the derivation of EQS. Moreover, the principles involved in EQS derivation have much in common with those used for risk assessment of chemicals

among the methodologies for EACs derivation were addressed in document UNEP/MED WG.533/Inf.3, Section 4.2.

9. The choice of methodology used to derive EQS is based on the availability of data: ecotoxicological data, mesocosm and field data; or in cases with lack of data, theoretical approaches.

- Using ecotoxicological data two main approaches can be applied for deriving EQSs: (i) the deterministic method that uses the lowest reliable toxicity values from key aquatic species, and applies an assessment factor (AF) to extrapolate to a QS; (ii) the probabilistic method that uses Species Sensitivity Distribution (SSD) modelling to derive EQS. SSD methods require extensive toxicity datasets to estimate hazard concentrations (HC) affecting a small percentage of species (typically HC_5). They are preferred when sufficient data are available.
- Using mesocosm, laboratory and/or field data i.e. the empirical approach as applied by Long et al., (1995) to derive ERLs, that were subsequently adopted by UNEP/MAP and OSPAR as the current EACs.
- Theoretical approaches that can be applied to overcome lack of data for criteria derivation. They include: (i) in silico methods, using data from modeling (such as QSAR[2]) to predict toxicity; (ii) Quality target modules under NORMAN network; (iii) Extrapolation of adopted EQS to other environmental matrices.

10. Annex I further elaborates on the types of data required for EQS derivation, including physicochemical properties, ecotoxicity data, bioaccumulation information, equilibrium partitioning data, and field or mesocosm observations. Additional notes address the limitations of laboratory sediment toxicity tests, the use of extrapolation methods to derive EQS, and various sediment contamination indices used in environmental assessments.

3 Detailed Account of the Steps Undertaken to Calculate and Propose Updated EAC Values for CI-17 Parameters: Review of Relevant Data, Selection of the Methodology, and Derivation of Updated EAC Values

11. Section 3 provides a detailed account of the steps undertaken to calculate the proposed updated EACs for CI-17 parameters. They include: a comprehensive review and analysis of all relevant available data (IMAP IS, scientific literature, reports, ecotoxicological databases, and monitoring data); the compilation and management of a combined database for CI-17 and CI-18, enabling the evaluation of possible biological effects; an attempt to update EACs using the empirical approach outlined by Long et al. (1995); the proposal and application of an alternative methodology to update CI-17 EACs; assessment of the results against established environmental quality criteria; and identification of additional approaches to be considered for further development and testing of the proposed EACs.

12. The possible methodologies to update EACs were described in Section 2. Based on the available data (shown below), the initial methodology chosen to update CI-17 EACs was *the empirical approach*. This approach is described at length by Long et al., (1995) and Long and Morgan (1991) who derived the ERL/ERM criteria which were adopted by UNEP/MAP. This approach is also addressed as the Weight of evidence approach and/or the Effect-based monitoring (EBMs)[3]. Therefore, to derive EACs, a database of combined chemical data in the environment (water, sediment and biota) together with markers of no effect/adverse biological effects, measured at the same site and time, needs to be compiled.

13. The steps followed to compile a combined database of CI-17 and concurrent CI-18 parameters, and to update EACs for CI-17, are presented here-below.

---

[2] See for example: https://www.epa.gov/tsca-screening-tools/ecological-structure-activity-relationships-ecosar-predictive-model; https://tox.charite.de/protox3/; European Commission: Directorate-General for, H. and S. Food (2017). Technical guidance for deriving environmental quality standards. EU Guidance Document No. 27 (2018)

[3] Technical report on aquatic effect-based monitoring tools under the Water Framework Directive. https://circabc.europa.eu/sd/a/0d78bbf7-76f0-43c1-8af2-6230436d759d/Effect-based%20tools%20CMEP%20report%20main%2028%20April%202014.pdf

3.1 Comprehensive Review and Examination of Relevant Data Available for the Update of CI-17 EACs Using the Empirical Approach

14. The following section provides a comprehensive review of the relevant data sources available for the update of CI-17 EACs and possible implementation of the empirical approach.

15. IMAP-IS. IMAP Info System (IMAP IS) was reviewed and additional data for CI-17 uploaded into the system between January 2022 and April 2026 (and not used for the preparation of the 2023 MED QSR), were identified, catalogued and downloaded. In total, 19 new files containing CI-17 data were uploaded into IMAP IS by 9 CPs (Annex II). However, these files included only CI-17 data and did not contain data on biological effects. Therefore, the newly uploaded IMAP IS data could not be included in the combined database used in the present work.

16. Scientific literature including international reports. The scientific literature was reviewed to identify studies containing data on CI-17 parameters measured in conjunction with biological effects on biota. Particular emphasis was given to studies published since 2015, focusing on the Mediterranean Sea, and biota. Briefly, only 21 relevant studies were found, and they were very specific concerning: location, species, pollutants and end points of biological effect (Annex III). However, several limitations characterize the information and data retrieved from these studies for use in the present work. Namely, studies usually addressed one location suspected of being polluted and compared it to a nearby location supposedly unaffected by pollution. Studies addressed just one or a few species, one pollutant out of a possible suite of pollutants present in the area and assumed effect/no effect due to the one or very few pollutants. The end point to judge biological effect was also limited, with biomarkers (CI-18) usually representing the only available endpoints. These data were not incorporated into the combined CI-17 and CI-18 database.

17. Ecotoxicological databases: The following databases, among others, were explored in order to identify any relevant data: the US EPA ECOTOX, a comprehensive knowledgebase providing single chemical environmental toxicity data on aquatic and terrestrial species (https://cfpub.epa.gov/ecotox); and the NORMAN Ecotoxicology Database, which contains all substances listed in the NORMAN Suspect List Exchange together with the lowest Predicted no effect concentration (PNEC) value. These PNECs were either calculated based on experimental data or predicted by QSAR models for three trophic levels (https://www.norman-network.net). However, a wide range of values can be found for a specific chemical and on the other hand, the data can be very specific for one compound. The entries include the source of the data that must be examined to obtain the exact field or experimental conditions. Laboratory experiments usually expose biota to concentrations that are much higher than those encountered in nature, even at polluted sites. Therefore, the data from these databases were not included in the EACs update and was used only for comparison (Section 3.8).

18. Data from Contracting Parties (CPs). Within the framework of OWG on Contaminants, five CPs provided CI-17 data in conjunction with CI-18 (Biomarkers) data, that were assembled to form the basis of the combined database (Table 1). Additional data will be integrated into the combined database when submitted in the period ahead of the 2027 CorMon Pollution Meeting.

3.2 Data Management and the Basis for Compiling a Combined CI-17 and CI-18 Database

19. The monitoring data were reviewed to ensure they included all ancillary information such as the sampling date, station name and position (latitude and longitude), matrix, measured parameters, and units of measurement. Clarifications were required from the CPs, where necessary. If measurements were provided in units other than those specified in Data Standards for CIs 17 and 18 in IMAP IS, the results were converted accordingly. For example, concentrations given in wet weight in *M. galloprovincialis* were re-calculated for dry weight using the wet to dry ratio provided in the data files.

20. As a result, a combined CI-17 and CI-18 database was established bases on the following principles:

- Only stations with both CI-17 and concurrent CI-18 data were included in the combined database.

- When multiple results were available from the same station on the same sampling year, they were combined into a single value. For four or fewer replicates (mainly CI-17 parameters), the arithmetic mean was used; for five or more replicates (mainly CI-18 parameters), the median was used. The median reduces the effect of outliers in a data set but is not considered reliable when used with a small number of measurements.
- No temporal averages were calculated, even where a station was sampled across different years. Each year was treated separately to prevent bias arising from possible temporal changes.
- Data below the limit of detection (LOD) or below the limit of quantitation (LOQ) were highlighted in green and blue, respectively. Data below LOD were exchanged by half the reported LOD[4], as agreed by the 2021 CorMon and reported in document UNEP/ MED WG. 533/Inf.3

21. Details of the available data provided to UNEP/MAP - MEDPOL by the CPs for the purpose of EACs derivation, through exchange under the OWG, are presented in Table 1. The details of the selected data (CI-17 concurrent with CI-18 data) included in the combined database are presented in Table 2.

Table 1. Details of the available CI-17 data shared by the CPs with the UNEP/MAP - MEDPOL, through the OWG on Contaminants. At the time of their elaboration, these datasets had not yet been uploaded into IMAP IS.

CP	Sub-Region	File Name	Year	Matrix	No of Stations	Contaminant
Italy	WMS, CEN, ADR	Biota Contaminants 2021-2023	2021-2023	B (MB,MG)	3465	TM, Organics
Italy	WMS, CEN, ADR	Sediment Contaminants 2021-2023	2021-2024	S	663	TM, Organics
Croatia	ADR	P1_ver_1_2025_Croatia	2021-2024	B (MB,MG)	44	TM, Organics
Croatia	ADR	P1_ver_1_2025_Croatia	2021-2024	S and B (MB,MG)	34	TM, Organics
Croatia	ADR	P1_ver_1_2025_Croatia	2021-2024	S	4	TM, Organics
Greece	CEN, AEL	D8C1_ metals_sediments WFD-MSFD DATA_2014-2023	2014, 2019-2023	S	2-8	TM
Greece	CEN, AEL	D8C1_DATA_MSFD_POLLUTANTS_ SEDIMENT	2019-2023	S	2-6	Organics
Greece	CEN, AEL	D8C2 Metals MSFD DATA 1	2022-2023	B (MG)	9 and 6	TM
Greece	CEN, AEL	D8C1 Organic contaminants mussels MSFD DATA	2022-2023	B (MG)	9 and 6	Organics
Greece	CEN, AEL	D8C1_dissoloved_metals WFD-MSFD DATA_2021-2025	2021-2025	SW	6-10	TM
Greece	CEN, AEL	Biomarkers_contaminants_Tsangaris et al 2010 2011	2007	B (MG)	18	Organics
France	WMS	QUADRIGE_20251103_60492486_TransMedPolContaminants_RESULTAT	2021	B (MG)	748	TM, Organics

[4] The calculation was performed using the limit of detection (LOD) or the limit of quantitation (LOQ) values provided by the countries (see Annexes I and section 4.1 in UNEP/ MED WG. 533/Inf.3), addressed as below detection limit (bdl) values. In a separate technical paper, prepared by MEDPOL in consultations with OWG, it was recommended to incorporate into the BC calculations the bdl values and not to exclude them. Exclusion of the bdl concentrations might artificially increase the calculated BC value (see Annex I in UNEP/ MED WG. 533/Inf.3). The bdl values for a specific contaminant in a specific matrix were different, depending on the country and even different for the same country, at time encompassing a wide range.

CP	Sub-Region	File Name	Year	Matrix	No of Stations	Contaminant
Spain	WMS	P1_2022_SEDIMENTS_SPAIN_Metals_PAHs_OCs	2022	S	24	TM, Organics
Spain	WMS	P1_2022_BIOTA_SPAIN_Mytilus_Metals_PAHs_OCs	2022	B (MG)	14	TM, Organics
Spain	WMS	P1_2022_BIOTA_SPAIN_Mullus_Metals	2022	B (MB)	4	TM
Spain	WMS	P1_2023_SEDIMENTS_SPAIN_PAHs_OCs	2023	S	45	Organics
Spain	WMS	P1_2023_BIOTA_SPAIN_Mytilus_Metals_PAHs_OCs	2023	B (MG)	11	TM, Organics
Spain	WMS	P1_2024_BIOTA_SPAIN_Mytilus_Metals	2024	B (MG)	11	TM
Spain	WMS	P1_2023_BIOTA_SPAIN_Mullus_Metals	2023	B (MB)	4	TM
Spain	WMS	2015_BIOTA_SPAIN_Mullus_Metals	2015	B (MB)	5	TM

Sub-region: WMS (Western Mediterranean Sea), CEN (Central Mediterranean Sea), ADR (Adriatic Sea), AEL (Aegean and Levantine Sea). Matrix: SW (Seawater), S (Sediment), B (Biota), MB (*Mullus barbatus*), MG (*Mytilus galloprovincialis*). TM (Trace metals).

Table 2. Details of the data included in the combined CI-17 and CI-18 database. A Station was classified as impacted when one biomarker (or more) was outside the range of the calculated criteria (impacted biomarker).

CP	Sub-region	Year	Matrix	No of stations	No of stations with impacted biomarkers
Italy	WMS	2021	B(MB), S	7	6
Italy	CEN	2023	B(MB), S	4	0
Italy	ADR	2022	B(MB), S	6	3
Croatia	ADR	2021	B(MG)	7	7
Croatia	ADR	2022	B(MG)	9	8
Croatia	ADR	2023	B(MG)	8	5
Croatia	ADR	2024	B(MG)	10	9
France	WMS	2021	B(MG*)	16	11
Greece	CEN	2022	B(MG*), S	4	0
Greece	AEL	2022	B(MG*), S	5	2
Greece	AEL	2023	B(MG*), S	6	3
Spain	WMS	2023	B(MG), S	11	1
Spain	WMS	2023	B(MB)	4	0

Sub-region: WMS (Western Mediterranean Sea), CEN (Central Mediterranean Sea), ADR (Adriatic Sea), AEL (Aegean and Levantine Sea). Matrix: S (Sediment), B (Biota), MB (*Mullus barbatus*), MG (*Mytilus galloprovincialis*). *Caged

3.3 Assessment of Biological Effects (Assignment of an Effect/No-effect Descriptor)

22. Proposed updated BACs and EACs for CI-18 (Biomarkers) are presented in document UNEP/MED WG.467/46. These proposed CI-18 criteria were used to assign an effect/no-effect classification to each measured CI-18 value in the combined C-17 and CI-18 database.

23. The biomarkers were examined, and the measured values classified either as non-impacted (below or above BAC, depending on the biomaker), or impacted, when the measured values were between BAC and EAC or below EAC for biomakers of effect. For biomarkers of exposure, as only BACs are needed and derived for these biomarkes, values above BACs were marked as impacted. A station was classified as impacted if at least one biomarker result fell outside the established criteria (i.e., the biomarker was impacted).

24. Following the classification of the biomarkers, and for the current work, CI-17 data were examined only at stations classified as impacted using CI-18 criteria. At these stations, the measured concentrations of CI-17 were compared to the criteria (BCs, BACs and EACs) adopted by UNEP-MAP, as explained in Section 3.4. Throughout the document, a reference is made to these stations as impacted stations according to the biomarker criteria. However, this may not apply to CI-17 parameters, and therefore the classification of CI-17 was addressed as possible impacted station.

25. Complete classification of the available data were prepared to support the current work, an extract of which is provided in Table 3 with anonymized geographical information. The extract, presenting TM concentrations in *M. galloprovincialis,* illustrates the type of information and data collected, as well as the corresponding data treatment and analyses.

Table 3. Classification of TM concentrations in *M. galloprovincialis* measured at the possible impacted stations based on current UNEP/MAP CI 17 assessment criteria. TM concentrations were highlighted in grey for values above BCs, in pink for values above BACs, and in red for values above current EACs. Measured values of biomarkers of effect lower than EACs were highlighted in yellow, while values between EACs and BACs were highlighted in orange. For biomarkers of exposure, values above the BACs were highlighted in orange as well. Evaluation of biomarkers relies on the newly calculated updated BAC and EAC values, as presented in meeting document UNEP/MED WG.647/46. This table is shown with anonymized geographical information.

Cd µg/kg dw	Hg µg/kg dw	Pb µg/kg dw	AChE nmol/min/mg prot		LMS-HEXO min		MT µg/g		SoS LT50 day	
648	333	1040	13	Y	19	Y	114		6.8	
680	185	1740	15.8	Y	10.10	Y	169		5	Y
360	80	650	38		7	Y	634	Y	6.1	Y
610	84	1870	13.2	Y	14	Y	107		4.1	Y
640	78	1750	15.8	Y	12.5	Y	170		6.2	Y
610	400	1280	15	Y	11.5	Y	224		7.7	
1000	251	1600	21.2		19	Y	232		7.1	
1000	300	6750	28		28		411	Y	6.6	
402	108	540	21.5		17	Y	103		7.9	
460	131	740			18	Y	201		8.6	
470	60	1710	38		11	Y	220		6.4	Y
320	44	490	18.2	Y	15	Y	256	Y	4.3	Y
310	150	1400	19	Y	12	Y	321	Y	8.1	
348	105	1270	16.7	Y	14	Y	129		4	Y
580	39	890	14.6	Y	15	Y	293	Y	5.5	Y
480	250	5260	24		13	Y	343	Y	7.4	
474	415	4610	18.9	Y	14	Y	154		3.7	Y
550	551	8820	15.2	Y	17	Y	158		7.6	
560	464	6060			15.2	Y	220		10.2	
1266	180	6060	11.6	Y	17	Y	102		7.9	
1300	204	6370	20.6		12	Y	212		5.3	Y
800	166	3360			18	Y	226		4.9	Y
430	600	5800	12	Y	9.1	Y	529	Y	6	
730	180	1270	9.9	Y	10.1	Y	356	Y	5.5	Y
917	81	1410	15	Y	11.1	Y	133		4.1	Y
310	112	1120	14.6	Y	16	Y	121		7	

Cd µg/kg dw	Hg µg/kg dw	Pb µg/kg dw	AChE nmol/min/mg prot		LMS-HEXO min		MT µg/g		SoS LT50 day	
330	116	900			11.8	Y	137		10.9	
440	50	610	16	Y	12	Y	319	Y	9.1	
453	56	560	9.63	Y			196		10	
1182	125	1196	25.86				490		6	Y
517	89	327	10.99	Y			441		7	
648	54	439	8.92	Y			440		7	
748	151	2274	44.86				513		5	Y
762	62	1731			18.8	Y				
933	57	1224			12.5	Y				
986	108	1522			10.0	Y				
898	101	1404			10.3	Y				
650	272	3145			15.0	Y				
1371	119	1448			4.7	Y				
1521	85	2214			12.5	Y				
1502	110	1699			10.0	Y				
1769	140	1981			20.0	Y				
671	48	1330			11.6	Y				
1400	94	2017			9.2	Y				

AChE- Acetylcholinesterase enzymatic activity; LMSO-HEXO - Lysosomal Membrane Stability on cryostat sections - enzymatic determination ; MT- Metallothionein level; SoS- Stress on Stress, Y – Yes, classified as impacted.

3.4 Assessment of Corresponding Measured CI-17 Values at Stations Classified as Impacted Based onBiomarkers

26. CI-17 measured concentrations at the stations classified as impacted (per CI-18 criteria) were evaluated against the current UNEP/MAP[5] criteria including the adopted BC, BAC, and EAC values. The below procedure was followed:

- Assessment was performed for all mandatory CI-17 parameters, namely, trace metals, PAHs, PCBs and organochorine pesticides, where data were available.
- Assessment was performed for CI-17 parameters in sediments and biota (*M. galloprovincialis and M. barbatus*), where data were available.
- CI-17 measured concentrations below the BCs were not highlighted; CI-17 measured concentrations higher than BCs were highlighted in light grey, while values higher than BACs were highlighted in pink; CI-17 measured concentrations higher than the current adopted EACs were highlighted in red.
- BCs and BACs used to evaluate and classify the measured values were the sub-regional criteria. If no sub-regional criteria were available, the regional MED BCs and BACs were used.
- There were stations classified as impacted (using CI-18 criteria), for which, however, no effect could be seen in the CI-17 parameters. There were also stations not classified as impacted, but some of the CI-17 were above the current criteria (BAC or EAC).

[5] Decision IG.27/6, Ecosystem Approach (EcAp) Policy and Roadmap 2026-2035 and Integrated Monitoring and Assessment Programme for the Mediterranean Sea and Coast (IMAP), Appendix 2: IMAP Assessment Criteria for Nutrients, Contaminants and Marine Litter

- Calculation based on Long et al. (1995). Using data only from possible impacted stations, the 10th and 50th percentiles were calculated to determine "ERLs" and "ERMs", respectively (Section 3.5).

3.5 Calculation of Proposed Updated EAC Values Using the Empirical Approach of Long et al. (1995)

27. Based on the findings outlined in section 2.1.2, the empirical methodology developed by Long et al. (1995) was selected as the most appropriate and practicable approach to apply for the present EACs update. However, application of the empirical approach to the selected data from possible impacted stations yielded no usable results. The derived values for the 10th and 50th percentiles ("ERL" and "ERM", respectively) were, in most cases, very low, and similar to the current BACs (Tables 4 and 5).

28. To support this conclusion - that the empirical approach is not currently feasible, the step-by-step procedure used to derive EACs for TM (trace metals: Cd, Hg, Pb) in *M. galloprovincialis* is outlined below, based on data analyzed from only potentially impacted stations in the combined CI-17 and CI-18 database. This section serves as an example of how the calculations were performed by undertaking the following steps: selecting potentially impacted stations, examining the measured TM concentrations at these stations and using Long et al, (1995) the methodology to calculate the 10th and 50th percentile of the data to derive "ERL" and "ERM".

29. The measured TM concentrations at the potentially impacted stations were classified as follows: in grey, CI-17 values above BCs; in pink, values above BACs; and in red, values above current EACs. Measured values of biomarkers of effect lower than EACs were highlighted in yellow, and in orange when values were between EACs and BACs. For biomarkers of exposure, values above the BACs were also highlighted in orange (Table 3).

30. Examination of the measured TM values in the potentially impacted stations shows that some of the values are below BCs and some above BCs, BACs and EACs (Decision IG. 27/6). The same is true for stations classified as non-impacted (not shown in the below example). Table 4 shows the calculated 10th and 50th percentiles for TM in *M. galloprovincialis*. The percentiles were calculated from measured values at stations with at least one impacted biomarker. A comparison between the calculated 10th and 50th percentiles to other criteria is presented in Table 5.

31. It can be seen that the calculated values for the 50th percentile are similar to the current MED BACs for Hg and Pb and lower for Cd. Therefore, they are not considered suitable to be used for the current EACs upgrade. It should be noted that the MED BACs are very similar to the OSPAR BACs used in its 2023 assessment (Table 5).

32. The findings confirms that, at this stage, it is not possible to proceed with the update of EACs using the effects-based approach with the available CI-17 data combined with the effect/no-effect classification of stations using CI-18 measured values and criteria. Moreover, no additional ecotoxicity data could be compiled from the literature or national sources in a way that would allow for the use of this approach. A larger and more comprehensive dataset should be made available in order to improve the reliability and applicability of the effects-based approach.

Table 4. Calculated 10th and 50th percentiles for TM in *M. galloprovincialis*. The percentiles were calculated from measured values at stations with at least one impacted biomarker**.** n is the number of data points used in the calculation.

***M. galloprovincialis*, µg/kg dry wt**			
	Cd	**Pb**	**Hg**
50th	648	1448	112
10th	348	560	54
n	45	45	45

Table 5. Comparison of the calculated 10th and 50th percentiles for TM in *M. galloprovincialis* with the current UNEP/MAP CI 17 assessment criteria and OSPAR's BAC.

***M. galloprovincialis*, µg/kg dry wt**										
	50th	**10th**	**BC, MED**	**BC, WMS**	**BC, ADR**	**BAC, MED**	**BAC*, OSPAR**	**BAC, WMS**	**BAC, ADR**	**EAC****
Cd	**648**	**348**	710	1030	629	1065	960	1545	944	**5000**
Hg	**112**	**54**	77.9	85	75.4	117	90	128	113	**2500**
Pb	**1448**	**560**	1100	1260	1000	1650	1300	1890	1500	**7500**

* In mussel, https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/heavy-metals-biota-sediment.** OSPAR uses also the MPC (Maximum Permissible Concentrations) criteria for biota. For TM in bivalves, OSPARs MPCs are the same as UNEP MAP EACs.

3.6 Methodology Proposed for Upgrading the Assessment Criteria related to IMAP CI-17

33. As it was not possible, at this stage, to update CI-17 EACs using the empirical effects-based approach, it is proposed to use the approach similar to that applied in the 2023 MED QSR using the CHASE+ methodology. This approach establishes the classification of boundary values for the application of CHASE+, based on the BAC multiplied by an Assessment Factor (AF), which is determined by the CI-17 parameter. An example of this approach is presented in document UNEP/MED WG.556/Inf.8.

34. As mentioned, the CHASE+ methodology was used to assess the environmental status in areas of the Mediterranean Sea with few data points. Briefly, the classification boundary values used were the updated BACs multiplied by an assessment factor (AF) denoted by x, namely xBAC. x was defined as 1.5 for trace metals and as 2 for organic contaminants. The classification boundary values used to determine the boundary between GES (high and good status) /non-GES (moderate, poor and bad status) were xBAC (1.5 BAC for TM and 2 BAC for organic contaminants). The classification boundary values between the non-GES statuses were: 2(xBAC)= (3BAC) for the boundary of the moderate/poor status, and 5(xBAC)=(7.5BAC) for the boundary of the poor/bad status.

CHASE+ tool	High	Good	Moderate	Poor	Bad
Thresholds	**1/2(xBAC)**	**(xBAC)**	**2(xBAC)**	**5(xBAC)**	

35. A comparison of the current EAC and possible new updated criteria based on the xBAC using the CHASE+ approach is presented in Table 6. TM in M. *galloprovincialis,* as an example, illustrates the examination provided by applying this approach.

Table 6. A comparison of the current EAC and possible new updated criteria calculated based on the xBAC using the CHASE+ approach.

	Criteria (*M. galloprovincialis*, µg/kg dry wt)				**Ratio**		
	EAC	**GES/nonGES, 1.5BAC**	**Poor to bad (5x1.5BAC)**	**Moderate to Poor (2x1.5BAC)**	**Ratio EAC/BC_MED**	**Ratio EAC/BAC_MED**	**Moderate to poor/BAC**
Cd	**5000**	1598	7988	**3195**	7.0	4.7	3
Hg	**2500**	176	878	**351**	32.1	21.4	3
Pb	**7500**	2475	12375	**4950**	6.8	4.5	3

36. The GES/non-GES boundary values are much lower than the EACs, while CHASE+ poor to bad boundary values are much higher for Cd and Pb while lower for Hg[6]. Therefore, it was proposed to use the moderate to poor boundary value as a more realistic basis for calculating and updating the

[6] It is known however that the EAC for Hg (2500 µg/kg dry wt) is too high compared to the values actually measured in the monitoring programs in the Mediterranean.

EACs. These calculated EACs are considered an initial (interim) value and will be revised as additional data become available to support application of the empirical approach and the use of ecotoxicological data. The presently applied approach is, de facto, using an assessment factor (AF) of 3 to the BACs ((2x(1.5xBAC) = 3xBAC), that is the ratio being similar to the EAC/BAC MED of 4.7 for Cd, and 4.5 for Pb. In other words, the AF value of 3 derived from CHASE+ is comparable to the values of 4.7 and 4.5 calculated under the current CI 17 assessment criteria (IG.27/6).

37. The use of MED BAC as criteria for proposing updated EACs for CI-17 is also aligned with the criteria for TM in mussel used by OSPAR in its 2023 QSR (See Table 5). However, the approach presented in this document differs in that it proposes multiplying the BAC by an assessment factor.

38. Based on the discussion above, the methodology proposed to be used in the current updating of interim EACs for contaminants monitored under CI-17, is presented here-below. It is aligned with the CHASE+[7] assessment methodology used in the 2023 MED QSR as follows:

i. For each CI-17 parameter, calculate the ratio of EAC, the current EACs (endorsed by Decisions IG.22/7, IG.23/6, IG. 26/3 and IG.27/6) to BAC (endorsed by Decisions IG. 26/3 and IG.27/6). In CHASE+, this value is addressed as contamination ratio, and in the literature, it is described as contamination factor (e.g. Pejman et al., (2015), defined as the ratio of a measured concentration to a criteria or threshold, in this case the ratio of the EAC to the BAC.
ii. When the calculated ratio is lower than 3 for TM and lower than 4 for organic contaminants (corresponding to the moderate to poor threshold in CHASE+), the current EAC values should be retained without modification.
iii. When the calculated ratio is higher than 3 for TM and higher than 4 for organic contaminants (corresponding to the moderate to poor threshold in CHASE+), the EAC values should be updated as follows:
    - For TM, EAC will be set equal to 2 times (1.5BAC) = 3BAC;
    - For PAHs, PCBs and organochlorines, EAC will be set equal to 2 times (2BAC) = 4BAC.

39. The rationale for this proposal is based on the following considerations:

- The currently endorsed UNEP/MAP EACs (Decisions IG.22/7, IG.23/6, IG. 26/3 and IG 27/6) are too high for the Mediterranean Sea.
- At this stage, there is insufficient data to apply the effects-based method.
- The updated EACs, based on the methodology proposed in this document, will be considered as initial interim values to be revised as more data is made available.
- The CHASE+ methodology and the classification boundary values used in the 2023 MED QSR were shown to be robust, as demonstrated through comparison with the results obtained using the NEAT methodology, as well as through the expert judgment.
- The update of criteria is based on the region-specific conditions. For example, OSPAR and ICES developed EACs for assessing the ecological significance of concentrations in biota, but used them with caution in their assessment, taking into account specific assessment contexts.
- The proposed methodology can be used not only to update the currently available UNEP/MAP EACs, but also to calculate EACs for CI-17 parameters that currently lack

[7] The CHASE+ (Chemical Status Assessment Tool) methodology was used by the European Environmental Agency (EEA) to assess environmental status categories for the European Seas (Andersen et al. 2016, EEA, 2019). This assessment methodology uses just one threshold, compared to the two used in the traffic light system. The first step in this tool is to calculate the ratio $C_{measured}/C_{threshold}$ called the contamination ratio (CR) for each assessment element in a matrix. Then a contamination score (CS) is calculated as

$$CS=\frac{1}{\sqrt{n}}\sum_{i=1}^{n}CR_i$$

where n is the number of elements assessed for each matrix.

value, while having updated BC and BACs. The same is true for sub-regional EAC criteria.

3.7 Application of the Proposed Methodology based on CHASE+ to all CI-17 parameters and Calculation of Proposed Regional and Sub-regional EACs

40. The proposed updated regional and sub-regional EACs for CI-17, calculated as explained in section 3.6, are presented in the following tables: Table 7 for trace metals in sediments and biota, Table 8 for PAHs in sediments, Table 9 for PAHs in *M. galloprovincialis,* Table 10 for PCBs and organochlorine pesticides in sediments, and Table 11 for PCBs and organochlorine pesticides in *M. galloprovincialis*. Additional information is presented in these tables as well.

Table 7. Summary of Background assessment Criteria (BAC)[8], current Environmental Assessment Criteria (EAC) (in blue) and proposed regional and sub-regional EACs for trace metals (Cd, Hg and Pb) in sediments and biota (*M. galloprovincialis* and *M. barbatus*). The ratios of EAC/BAC are presented in the column to the left of the proposed EAC.

Sediment, µg/kg dry wt														
	BAC					**Current**	ratio	**Proposed**	ratio	**Proposed**	ratio	**Proposed**	ratio	**Proposed**
	MED	WMS	ADR	CEN	AEL	**EAC**	EAC/ MED_ BAC	**MED_ EAC**	EAC/ WMS _BAC	**WMS_ EAC**	EAC/ ADR_ BAC	**ADR_ EAC**	EAC/ AEL_ BAC	**AEL_ EAC**
Cd	161	210	180	#	118	**1200**	7.5	**483**	5.7	**630**	6.7	**540**	10.2	**354**
Hg	75	135	75	#	47.3	**150**	2.0	**150**	1.1	**150**	2.0	**150**	3.2	**150**
Pb	22500	24000	23550	##	23511	**46700**	2.1	**46700**	1.9	**46700**	2.0	**46700**	2.0	**46700**
***M. galloprovincialis*, µg/kg dry wt**														
	BAC					**Current**	ratio	**Proposed**	ratio	**Proposed**	ratio	**Proposed**	ratio	**Proposed**
TM	MED	WMS	ADR	CEN	AEL	**EAC**	EAC/ MED_ BAC	**MED_ EAC**	EAC/ WMS _BAC	**WMS_ EAC**	EAC/ ADR_ BAC	**ADR_ EAC**	EAC/ AEL_ BAC	**AEL_ EAC**
Cd	1065	1545	944	*	1413	**5000**	4.7	**3195**	3.2	**4635**	5.3	**2832**	3.5	**4239**
Hg	117	128	113	*	165	**2500**	21.4	**351**	19.5	**384**	22.1	**339**	15.2	**495**
Pb	1650	1890	1500	*	3450	**7500**	4.5	**4950**	4.0	**5670**	5.0	**4500**	2.2	**7500**
***M. barbatus*, µg/kg wet wt**														
	BAC					**Current**	ratio	**Proposed**	ratio	**Proposed**	ratio	**Proposed**	ratio	**Proposed**
	MED	WMS	ADR	CEN	AEL	**EAC**	EAC/ MED_ BAC	**MED_ EAC**	EAC/ WMS _BAC	**WMS_ EAC**	EAC/ ADR_ BAC	**ADR_ EAC**	EAC/ AEL_ BAC	**AEL_ EAC**
Cd	7.8	*	10.6	*	7.2	**50**	6.4	**23.4**		*	4.7	**31.8**	6.9	**21.6**
Hg	81.2	*	240	*	67.4	**1000**	12.3	**243.6**		*	4.2	**720**	14.8	**202.2**
Pb	36.6	*	81.6	*	27	**300**	8.2	**109.8**		*	3.7	**244.8**	11.1	**81**

Most data (>50%) below detection limit. ## Calculated value was lower by one order of magnitude compared to other sub-regions and should be re-examined based on new data. * No data reported. MED- Mediterranean Sea, WMD- Western Mediterranean Sea, CEN- Central Mediterranean Sea, ADR- Adriatic Sea and AEL- Aegean and Levantine Sea

[8] New BAC values, as revised and approved by the Meeting of CorMon Pollution (27 and 30 May 2022) (UNEP/MED WG.533/10, Annex III, Appendix 1), and approved by Decision 26/3 (COP23, 2023) on the 2023 Mediterranean Quality Status Report and a Renewed Ecosystem Approach Policy in the Mediterranean.

Table 8. Summary of Background assessment Criteria (BAC), current Environmental Assessment Criteria (EAC) (in blue) and proposed regional and sub-regional EACs for PAHs in sediments. The ratio of EAC/MED BAC is presented in the column to the left of the proposed MED EAC. Ratio for the sub-regions were much higher than 4. To simplify the table, the sub-regional files are not shown.

Sediment, µg/kg dry wt												
	BAC					**Current**	ratio	**Proposed EACs**				
	MED	WMS	ADR	CEN	AEL	**EAC**	EAC/ MED_BAC	**MED**	**WMS**	**ADR**	**CEN**	**AEL**
Naphthalene	3	12	3	#	3.5	**160**	53.3	**12.0**	**48**	**12**		**14**
Acenaphthylene	(1.5)#	#	#	0.6	#	**44**	29.3	**6.0**			**2.4**	
Acenaphthene	(3.0)#	#	#	*	#	**16**	5.3	**12.0**				
Fluorene	(3.0)#	#	#	0.5	#	**19**	6.3	**12.0**			**2**	
Phenanthrene	4.7	22.4	5.3	1.2	4.7	**240**	51.1	**18.8**	**90**	**21**	**4.8**	**19**
Anthracene	(3.3)#	#	#	#	#	**85**	25.8	**13.2**				
Fluoranthene	7.5	#	10.5	0.2	4.1	**600**	80.0	**30.0**		**42**	**0.8**	**16**
Pyrene	9.3	37.1	12	0.6	4.5	**660**	71.0	**37.2**	**148**	**48**	**2.4**	**18**
Benzo[a]anthracene	5.1	29.6	6.2	*	2.7	**261**	51.2	**20.4**	**118**	**25**		**11**
Chrysene	4	53.9	6.9	2.4	2.4	**384**	96.0	**16.0**	**216**	**28**	**9.6**	**10**
Benzo(b)fluoranthene	7.5	13	22.5	*	3.8	**na**	na	**30.0**	**52**	**90**		**15**
Benzo(k)fluoranthene	6	#	4.5	*	#	**na**	na	**24.0**		**18**		
Benzo[a]pyrene	(6.0)#	#	6	#	1.5	**430**	71.7	**24.0**		**24**		**6**
Benzo[g,h,i]perylene	(6.3)#	#	8.6	*	2.7	**85**	13.5	**25.2**		**34**		**11**
Dibenz[a,h]anthracene	(1.5)#	10.5	#	*	#	**63.4**	42.3	**6.0**	**42**			
Indeno[1,2,3-c,d]pyrene	(6.0)#	15	6.5	*	3.2	**240**	40.0	**24.0**	**60**	**26**		**13**
Sum 16 PAHs	41	240	61.5	9.5	32	**4022**	98.1	**164**	**960**	**246**	**38**	**128**

Most data (>50%) below detection limit. * No data reported . na – not available. MED- Mediterranean Sea, WMD- Western Mediterranean Sea, CEN- Central Mediterranean Sea, ADR- Adriatic Sea and AEL- Aegean and Levantine Sea.

Table 9. Summary of Background assessment Criteria (BAC), current Environmental Assessment Criteria (EAC) (in blue) and proposed regional and sub-regional EACs for PAHs in the mussel M. galloprovincialis. The ratios of EAC/BAC are presented in the column to the left of the proposed EAC. No BACs are available for the CEN and AEL sub-regions.

***M. galloprovincialis*, µg/kg dry wt**										
	BAC			**Current**	ratio	**Proposed**	ratio	**Proposed**	ratio	**Proposed**
	MED	WMS	ADR	**EAC**	EAC/ MED_BAC	**MED_ EAC**	EAC/WMS_BAC	**WMS_ EAC**	EAC/ ADR_BAC	**ADR_ EAC**
Naphthalene	0.84	0.79	#			**3.36**		**3.16**		
Acenaphthylene	(0.08)#	#	#			**0.32**				
Acenaphthene	(0.75)#	#	#			**3.0**				
Fluorene	3.75	11.8	#			**15.0**		**47.2**		
Phenanthrene	8.03	29.8	3.38	**1700**	212	**32.1**	57	**119**	503	**13.5**
Anthracene	1.68	1.4	#	**290**	173	**6.72**	207	**5.6**		
Fluoranthene	7.25	15	#	**110**	15	**29.0**	7	**60**		
Pyrene	3.75	8.31	#	**100**	27	**15.0**	12	**33.2**		
Benzo[a]anthracene	0.9	1.04	#	**80**	89	**3.6**	77	**4.16**		
Chrysene	3.81	4.46	#			**15.2**		**17.8**		
Benzo(b)fluoranthene	1.5	2.04	#			**6.0**		**8.16**		

M. galloprovincialis, µg/kg dry wt										
	BAC			Current	ratio	Proposed	ratio	Proposed	ratio	Proposed
	MED	WMS	ADR	EAC	EAC/ MED_BAC	MED_ EAC	EAC/WM S_BAC	WMS_ EAC	EAC/ ADR_BAC	ADR_ EAC
Benzo(k)fluoranthene	1.5	1.09	#	260	173	**6.0**	239	**4.36**		
Benzo[a]pyrene	(1.50)#	1.42	#	600	400	**6.0**	423	**5.68**		
Benzo[g,h,i]perylene	1.5	1.01	#	110	73	**6.0**	109	**4.04**		
Dibenz[a,h]anthracene	(0.14)#	#	#			**0.56**				
Indeno[1,2,3-c,d]pyrene	(0.94)#	0.43	#			**3.76**		**1.72**		
Sum 16 PAHs	8.7	8.4	9.9			**34.8**		**33.6**		

Most data (>50%) below detection limit. * No data reported . na – not available. MED- Mediterranean Sea, WMD- Western Mediterranean Sea, CEN- Central Mediterranean Sea, ADR- Adriatic Sea and AEL- Aegean and Levantine Sea.

Table 10. Summary of Background assessment Criteria (BAC), current Environmental Assessment Criteria (EAC) (in lue) and proposed regional and sub-regional EACs for PCBs and pesticides in sediments. The ratios of EAC/BAC are presented in the column to the left of the proposed EAC.

Sediment, µg/kg dry wt														
	BAC					Current	ratio	Proposed	ratio	Proposed	ratio	Proposed	ratio	Proposed
	MED	WMS	ADR	CEN	AEL	EAC	EAC /MED_ BAC	MED_E AC	EAC/WMS _BAC	WMS_E AC	EAC/ ADR_BA C	ADR_EA C	EAC/ AEL_ BAC	AEL_EA C
PCBs														
PCB28	0.1	#	#	#	0.09	1.7	17	**0.4**					19	**0.36**
PCB52	0.07	0.1	0.09	#	0.04	2.7	39	**0.28**	27	**0.4**	30	**0.36**	68	**0.16**
PCB101	0.1	0.16	0.16	*	#	3	30	**0.4**	19	**0.64**	19	**0.64**		
PCB118	0.1	0.46	0.18	#	0.01	0.6	6	**0.4**	1	0.6	3.3	0.6	60	**0.04**
PCB138	0.11	0.26	0.24	#	#	7.9	72	**0.44**	30	**1.04**	33	**0.96**		
PCB153	0.14	0.4	0.28	#	0.02	40	286	**0.56**	100	**1.6**	143	**1.12**	2000	**0.08**
PCB180	0.09	0.13	0.13	#	#	12	133	**0.36**	92	**0.52**	92	**0.52**		
Sum 7 PCBs	0.4	1.6	0.21	#	0.19	67.9	170	**1.6**	42	**6.4**	323	**0.84**	357	**0.76**
Pesticides														
γ-HCH (Lindane)	(0.1)#	#	#	*	0.02	3	30	**0.4**					150	**0.08**
DDE(p,p')	(0.1)#	0.23	#	#	*	2.2	10	**0.4**	9.6	**0.92**				
Hexachloro benzene	(0.1)#	#	#	#	*	20	200	**0.4**						
Dieldrin	(0)#		#	#	#	2								

Most data (>50%) below detection limit. * No data reported . na – not available. MED- Mediterranean Sea, WMD- Western Mediterranean Sea, CEN- Central Mediterranean Sea, ADR- Adriatic Sea and AEL- Aegean and Levantine Sea

Table 11. Summary of Background assessment Criteria (BAC), current Environmental Assessment Criteria (EAC) (in blue) and proposed regional and sub-regional EACs for PCBs and pesticides in the mussel M. galloprovincialis. The ratios of EAC/BAC are presented in the column to the left of the proposed EAC. No BACs are available for the CEN and AEL sub-regions

***M. galloprovincialis*, µg/kg dry wt**										
	BAC			**Current**	ratio	**Proposed**	ratio	**Proposed**	ratio	**Proposed**
	MED	WMS	ADR	**EAC**	EAC/MED_BAC	**MED_EAC**	EAC/WMS_BAC	**WMS_EAC**	EAC/ADR_BAC	**ADR_EAC**
PCBs										
PCB28	0.2	0.07	1.38	**3.2**	16.0	**0.80**	45.7	**0.28**	2.3	**5.52**
PCB52	0.38	0.3	0.5	**5.4**	14.2	**1.52**	18	**1.2**	10.8	**2**
PCB101	1.2	1.1	1.4	**6**	5.0	**4.80**	5.5	**4.4**	4.3	**5.6**
PCB118	1.23	1.5	1.4	**1.2**	**1.0**	**1.2**	0.8	**1.2**	0.9	**1.2**
PCB138	2.31	2.4	3.3	**15.8**	6.8	**9.24**	6.6	**9.6**	4.8	**13.2**
PCB153	3.45	4.6	4.6	**80**	23.2	**13.80**	17.4	**18.4**	17.4	**18.4**
PCB180	0.5	0.3	0.5	**24**	48.0	**2.00**	80.0	**1.2**	48.0	**2**
Sum 7 PCBs	18.4	28.6	17.3			**73.6**		**114**		**69.2**
Pesticides										
γ-HCH (Lindane)	(1.0)#	#	#	**1.45**	1.45	**1.45**				
DDE(p,p')	3.05	3.05	*	**5-50**	1.6-16	**3-12.2**				
Hexachlorobenzene	(0.5)#	#	#							
Dieldrin	(1.0)#	#	*	**5-50**	5-50	**4**				

Most data (>50%) below detection limit. * No data reported . na – not available. MED- Mediterranean Sea, WMD- Western Mediterranean Sea, CEN- Central Mediterranean Sea, ADR- Adriatic Sea and AEL- Aegean and Levantine Sea

3.8 Comparison of the Proposed EACs to Known and Relevant Environmental Quality Standards, Thresholds, and Criteria

41. Comparison of the proposed EACs to known and relevant environmental quality standards and criteria is presented in Tables 12 and 13. It is important to note that these sources are limited, and cannot currently be used to update EACs or estimate new values. Instead, these sources were used for comparative purposes, and to evaluate how the proposed updated EACs criteria align with other existing criteria.

42. Table 12 presents a comparison of quality standards for TM in sediments and biota from diverse sources and the proposed updated EACs for the Mediterranean Sea. Looking for example at the criteria for Cd in sediments, the initial proposed updated EAC is 483 µg/kg dry wt compared to the current EAC of 1200 µg/kg dry wt. OSPARs uses the current Mediterranean value (ERL) while the upper WSQG is higher by almost one order of magnitude than the proposed updated EAC value. Andersen et al., 2016 used a threshold value of 500 µg/kg dry that is very similar to the proposed EAC of 483 µg/kg dry.

Table 12. Quality standards for trace metals (Cd, Hg and Pb) in sediments and biota from various sources compared to the current BACs and EACs and the proposed updated EACs derived in this document (in bold).

Source	Mediterranean			OSPAR		British Colombia		Norman network	Andersen et al., (2016)		CI-20	2013/39/ EU Directive
	Current		Proposed			WSQG						
	BAC	EAC	MED–EAC	BAC^	ERL/ MPC	lower	upper	PNEC	BC	Threshold		EQS
Sediment, µg/kg dry wt												
Cd	161	1200	**483**	129	1200	700	4200	0.5	200	500	*	*
Hg	75	150	**150**	91	150	130	700	0.12	40	120	*	*
Pb	22500	46700	**46700**	22400	46700	30200	112000	40	25000	40000	*	*
***M. galloprovincialis*, µg/kg dry wt**												
Cd	1065	5000	**3195**	960	5000	*	*	555	600	5000	5000	*
Hg	117	2500	**351**	90	2500	*	*	*	50	2500	*	*
Pb	1650	7500	**4950**	1300	7500	*	*	2573	800	7500	7500	*
***M. barbatus*, µg/kg wet wt**												
Cd	7.8	50	**23.4**	26	50	*	*	442	2	50	50-250	*
Hg	81.2	1000	**243.6**	35	500	*	*	*	10	55	500-1000	20
Pb	36.6	300	**109.8**	26	300	*	*	2058	*	300	300	*

- *- not available
- OSPAR –Maximum Permissible Concentrations (MPC), European Commission maximum levels in fish and seafood. ^OSPAR BAC for sediment is normalized to 5% aluminum except for sub-regions Iberian Sea and Gulf of Cadiz. The non normalized OSPARs BAC are presented in the table to be compared to the non-normalized Mediterranean sediment criteria.
- https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/heavy-metals-biota-sediment/.
- British Colombia Working Sediment Quality Guidelines (WSQGs)
- Norman Network - Predicted no effect concentration (PNEC) Norman _ Marine mollusc and marine fish https://www.norman-network.net
- CI-20 – Criteria adopted by UNEP/MAP for Common Indicator 20 - Actual levels of contaminants that have been detected and number of contaminants which have exceeded maximum regulatory levels in commonly consumed seafood (IG. 26/3 and IG.27/6
- EQS criteria from EU WFD (Directive 2008/105/EC and its amendment, 2013/39/EU)

43. It is possible to retrieve data from ecotoxicological databases, such as the US-EPA ECOTOX and NORMAN Network (Section 3.1) by searching for a specific chemical and matrix. Table 13 compares current and proposed EACs for PAHs in sediment and biota with PNEC values retrieved from the NORMAN network. This comparison was added in the present elaboration following the discussions at the OWG and the need to interrelate the currently updated EAC values with ecotoxicological effects.

44. For sediments, 11 of the 16 PAH PNECs are the ERLs previously adopted by UNEP/MAP as the current EACs, indicating that no new data was available to derive PNECs for these 11 PAHs. The PNEC for benzo(b)fluoranthene was higher than the proposed updated EAC, whereas for four PAHs the PNECs were lower than the proposed EACs. For biota (*Mytilus galloprovincialis* in UNEP/MAP; mussels in NORMAN), there are currently adopted EAC values for 8 PAHs, interim proposed updated EACs for 16 PAHs and the sum of 16 PAHs, as well as PNECs for 14 PAHs. Comparison of the currently adopted EAC values to PNECs showed that, for two PAHs, the values were similar or the EACs were higher than the respective PNEC, while for five PAHs the PNECs were lower than the current EACs. Comparison of the interim proposed updated EACs to PNECs showed that, for seven PAHs, the PNECs were higher, while for the remaining seven they were similar to or much lower than the proposed EACs.

45. Overall, this comparison supports the validity of the proposed updated EACs. Although they are lower than the current EACs, they are not outliers and are not unreasonably low. In fact, some PNECs are substantially lower than the proposed updated EACs. This analysis also confirms findings that, for the purposes of the 2023 MED QSR, the EACs set out in Decisions IG. 22/7, IG. 23/6, IG.

26/3 and 27/6 are not applicable, as their relatively high values were not representative of the ecosystems of the Mediterranean sub-regions.

46. The two examples presented above provide an initial attempt to incorporate toxicological data into the current update of EACs, as deemed necessary by the OWG. As shown, this is not straightforward process, and will require further work before it can be used to update EACs. At this stage, the toxicological data cannot be applied directly, but they are expected to become more useful as more monitoring data become available.

Table 13. Comparison of UNEP/MAPs current and proposed (in bold) EACs for PAHs in sediment and biota to the lowest Predicted No Effect Concentrations (PNECs) values retrieved from the NORMAN Network (NN). PNECs for fresh and marine waters are also presented. PNECs in NN are given in wet wt units. They were transformed into dry wt by multiplying by 5, assuming 20% dry wt. (MG- *Mytilus galloprovincialis*).

Source	**NN**	**NN**	**UNEP**	**UNEP**	**NN**	**UNEP**	**UNEP**	**NN**
Criteria	**PNEC**	**PNEC**	**EAC Current**	**EAC Proposed**	**PNEC**	**EAC Current**	**EAC Proposed**	**PNEC**
Matrix	**Fresh Water**	**Marine Water**	**Sediment**	**Sediment**	**Sediment**	**Biota, MG**	**Biota, MG**	**Biota, mollusc**
Concentration	**µg/L**	**µg/L**	**µg/kg dry wt**					
Naphthalene	2	2	160	**12**	0.14		**3.36**	1360
Acenaphthylene	1.3	0.13	44	**6**	44		**0.32**	43.8
Acenaphthene	3.7	0.38	16	**12**	16		**3**	272
Fluorene	0.25	0.23	19	**12**	19		**15**	na
Phenanthrene	0.5	1.3	240	**18.8**	240	1700	**32.1**	na
Anthracene	0.1	0.1	85	**13.2**	0.024	290	**6.72**	280
Fluoranthene	0.00076	0.00076	600	**30**	600	110	**29**	30.5
Pyrene	0.0046	0.0017	660	**37.2**	665	100	**15**	359
Benzo[a]anthracene	0.1	0.01	261	**20.4**	261	80	**3.6**	0.3
Chrysene	0.07	0.007	384	**16**	384		**15.2**	18.2
Benzo(b)fluoranthene	0.017	0.017	na	**30**	130		**6**	0.3
Benzo(k)fluoranthene	0.017	0.017	na	**24**	1.74	260	**6**	0.3
Benzo[a]pyrene	0.27	0.027	430	**24**	2.5	600	**6**	3
Benzo[g,h,i]perylene	0.0082	0.00082	85	**25.2**	85	110	**6**	29
Dibenz[a,h]anthracene	0.014	0.0014	63.4	**6**	63.4		**0.56**	30
Indeno[1,2,3-c,d]pyrene	0.00017	0.002	240	**24**	240		**3.76**	0.3
Sum 16 PAHs			4022	**164**			**34.8**	

3.9 Consultation with the Members of the Online Working Group (OWG) on Contaminants (CI-17)

47. As requested during the 2025 meetings of CorMon Pollution and MED POL, four OWG meetings on contaminants (CI-17) were held to obtain scientific advice on the methodology for updating EACs, drawing on local and regional expertise related to the marine environment. In particular, exchange with OWG members aimed to facilitate the provision of data for criteria calculation that had not been reported into IMAP IS.

48. An initial draft of this document was discussed during the OWG meetings. The views of the OWG members are presented below. Some of them have already been incorporated into present document, while others are currently under review for possible elaboration in the short or longer term through future work (Section 4).

49. The OWG supports the current approach to updating EACs, which is based on the ratio of current EACs to BACs following up on the application of the CHASE+ methodology in the 2023 MED QSR, as described in section 3.6. However, limitations noted by the OWG members have

identified the key directions for the future work, as presented below, with a view to enhancing the confidence and reliability of EAC values as more reliable data become available:

50. Improve the toxicological database for the CI-17 parameters

- There is a clear need to better link EACs to toxicological endpoints.
- It was recognized that the robustness of EACs would be significantly improved if more comprehensive toxicological data were available.
- The lack of sufficient, harmonized, and comprehensive toxicological data limits the ability to update EACs and, consequently, the related assessments. The two examples presented in section 3.8 provide an initial attempt to incorporate toxicological data into the current update of EACs. As shown, this is not straightforward process and will require further work before it can be used to update EACs. At this stage, the toxicological data cannot be applied directly, but they are expected to become more useful as more monitoring data become available.

51. Unravel confounding factors to attribute an effect/no-effect classification to a station

- Several confounding factors that could influence the classification of a station as affected/non-affected were identified. Those include: (i) the effect of the predominant contaminant at the monitoring station (identifying contaminant effects is challenging when the specific pollutants responsible are unknown, especially in complex mixtures; including more contaminants can complicate analysis, making it important to pinpoint which group causes the observed effects; moreover, contaminants not included in the analyses may also contribute to the observed effects); (ii) the lack of experimental studies demonstrating toxicological effects; the lack of interrelation between CI-17 and CI-18 i.e., interrelation of contaminants and the biological effects resulting from their impacts at the same sampling locations; (iii) the absence of on-site knowledge of the monitored areas-stations used for criteria calculation.
- Elaborating on the confounding factors described above, particularly those influencing the determination of the predominant contaminant effect at a monitoring station.
- The OWG members, i.e. the Contracting Parties, will support addressing some of the confounding factors in the meeting documents to be submitted to the 2027 CorMon Pollution by providing feedback, based on their scientific and expert judgment, regarding: (i) the classification of stations identified as affected according to biomarker criteria; and (ii) the contaminants that, in their scientific view, are responsible for the observed effects at these monitoring stations.
- OWG members also shared information on the anticipated availability of new datasets derived from sediment cores, which are expected to be generated through several EU-funded projects. Once available, these sediment core samples are expected to provide a valuable source of background concentration data, particularly in addressing the challenges associated with defining background levels for certain contaminants. However, such data may not become accessible for several years. A follow-up on new work being done by the CPs within the framework of research programs to retrieve additional data may help further refine the proposed updated EACs.

52. Integration of data from other Regional Seas Conventions

- In the absence of sufficient data within the current framework, exploring and integrating data from other Regional Seas Conventions was identified as a valuable approach.
- Expanding data sources to include countries from other Regional Seas (beyond the Mediterranean) could provide useful comparative insights, help fill existing data gaps, and potentially contribute to methodological consistency.
- However, any integration of external datasets would require the development of appropriate normalization factors to account for regional and environmental differences.
- Integration of data from other Regional Seas Conventions goes beyond the mandate and capacity of the UNEP/MAP – Barcelona Convention Secretariat. However, UNEP/MAP appreciates the proposal and will explore eventual opportunities within the framework of the UNEP Regional Seas Branch. It should be considered a long-term objective. In the meantime,

efforts should remain focused on fulfilling the current mandate, including improving the existing EACs, which have been confirmed as not applicable to the Mediterranean sub-regional ecosystems.

- The possibility was also welcomed for Contracting Parties that share waters across different regional seas (e.g. Spain and France) to explore initiating this process from their side. UNEP/MAP will support this workflow through available means, such as sharing the database compiled for the current work (subject to approval by the Contracting Parties) and providing substantive contributions, as required, including possible intercalibration at the end of the process.

53. Integration of chemical and biological (biomarkers) measurements

- Further to the methodological approach endorsed by the 2021 CorMon meeting, which laid the groundwork for the development of integrated chemical and biological assessments, within the present work the Environmental Risk Index (ERI) was developed and tested at two stations in the Western Mediterranean. This is presented in document UNEP/MED WG. 467/7.
- Additional efforts will be made to assess the impact on EAC values by considering only contaminants exceeding background levels in the calculation of EACs, as suggested by the OWG members.
- The development of EACs is an ongoing process that requires a continuous upgrade to ensure the integration of new knowledge and ecotoxicological data. Therefore, the updating of EAC values is considered an evolving process, which, during the next biennium, should culminate in agreement on the values to be applied in the 2031 MED QSR assessments.

3.10 Additional Approaches for Further Development and Testing of proposed EACs

54. To further develop and evaluate the proposed updated EACs additional methodological approaches were proposed for testing by the OWG and through internal consultations within MED POL. These approaches are set forth to determine whether they could provide a more accurate basis for updating the EACs compared to the methodology described in Section 3.6.

- Incorporating national expert judgment (i.e., the proposals submitted by the OWG members) on the status of affected stations, and subsequently assessing how such filtering would influence the EAC values derived from the 50^{th} and 10^{th} percentile calculations under the empirical effects- based method - Long et al. (1995). In this context, it will be necessary to establish clear rules for classifying a station as affected, for example by determining the number of contaminants showing elevated concentrations required for such classification.
- Examination of how restricting the list of effect-causing contaminants to those with concentrations exceeding BACs would influence station status. It was also suggested to explore the use of current EAC values adopted under present COP Decisions as a basis for filtering contaminants that contribute to a station's affected status.
- Regression analyses were considered important for application between contaminant concentrations and biomarker responses across all available data. It should be noted that this analysis requires a significantly higher level of data availability than is currently provided by the dataset compiled through the OWG collaboration mechanism and available in IMAP IS. By statistically examining the relationship between each contaminant and each biomarker, this approach can reveal how biomarker levels change with increasing chemical exposure. For each contaminant – biomarker pair, regression equations should be developed and evaluated based on statistical significance and explanatory power. Once these relationships are established, the calculated BACs and EACs for the biomarkers can be integrated into the regression models to estimate the contaminant concentrations associated with baseline (BAC) and effect-related (EAC) biological conditions. This approach enables the identification of contaminant levels at which organisms are likely to experience stress, thereby providing a biologically relevant threshold for assessing contamination at each station. Stations exceeding

contaminant concentrations corresponding to biomarker EACs can be considered likely to induce biological stress.

- Using Hazard Quotients (HQ) and Hazard Index (HI): The HQ compares the measured concentration of a contaminant to an established environmental benchmark- such as sediment quality guidelines, biota quality standards, or PNECs - by dividing the observed concentration by the threshold value. This threshold value could also be obtained by the regression analysis described above, by identifying the sediment concentration at which the biomarker level is expected to be equal to the biomarker EAC. HQs greater than 1 indicate that concentrations exceed the benchmark and may pose a risk to organisms. Building on this, the Hazard Index is calculated as the sum of HQs for all contaminants at a given station and provides an integrated measure of overall chemical pressure. An HI greater than 1 suggests potential combined or additive impacts from multiple contaminants, even if individual HQs are below 1. The HQ and HI indices proposed here are equivalent to the CR (contamination ratio) and CS (contamination score) used in the CHASE+ methodology and applied at the 2023 MED QSR.
- Warning Assessment Criteria (WAC): Based on bilateral communication with Spain, under the OWG on Contaminants, regarding EACs for CI 18, it has been considered relevant to explore eventual development of EAC or "EAC-like" values analogous to the Warning Assessment Criteria (WAC) currently being developed and tested for biomarkers in France and Spain. WACs (ICES, 2024) are designed to serve as early warning indicators by detecting deviations from baseline conditions that may warrant further investigation. Their calculation is based on a combination of the maximum observed biomarker value, the biomarker-specific BAC, and an adjustment factor. This approach enables the detection of elevated biological responses while maintaining a connection to baseline variability, thereby supporting a precautionary interpretation of biomarker data within environmental monitoring frameworks. The use of WACs for biomarkers of exposure has been discussed within the OWG on Biomarkers. It represents potential future development within the assessment framework. However, additional testing and validation across the CPs are needed to evaluate their robustness, consistency, and applicability under different environmental conditions. As further experience is gained on their performance, these assessment criteria may be progressively refined and considered for formal implementation in the mid- to long -term timeframe in future monitoring and assessment cycles under IMAP.

4 Conclusions and Next Steps

55. Given that the updating of EAC values is considered an evolving process, the following steps were agreed within the OWG on Contaminants to support the current EACs upgrade:

- Test additional methodological approaches, as detailed in Section 3.10, to further develop updated EACs for CI-17 parameters. Namely, among all proposed approaches, under the current circumstances and the period between 2026 and 2027 CorMon Meetings, it is considered feasible to progress through: (i) incorporating national expert judgment, once provided through the OWG, to assign an affected/non-affected status to monitoring stations to help the use of the empirical methodology; (ii) establishing clear rules for classifying a station as affected, including criteria such as the number of contaminants showing elevated effects required for this classification; (iii) performing regression analyses between contaminant concentrations and biomarker responses across all available data, using Hazard Quotients (HQ) or Risk Quotients (RQ). An effort to apply Warning Assessment Criteria (WAC) should be pursued over the medium-to-long term.
- Improve the database on ecotoxicological values in a sufficiently harmonized and comprehensive way to improve the ability to update EACs and, consequently, the related assessments. There is a clear need to better link EACs to toxicological endpoints. Some work has already been undertaken in this regard, as presented in section 3.8. Any further steps between the 2026 and 2027 CorMon Pollution Meetings will depend on the availability of additional ecotoxicological data and directly applicable results provided by OWG members.
- Unravel confounding factors to attribute an effect/no-effect classification to a station. The OWG members will support this effort by providing feedback based on their scientific and

expert judgment, regarding: (i) the classification of stations identified as affected according to biomarker criteria; and (ii) the contaminants that, in their scientific view, are responsible for the observed effects at these monitoring stations. Progress in this regard is foreseen in the interim period between the 2026 and 2027 CorMons, subject to the provision of national responses through the OWG.

- The integrated assessment of chemical and biological monitoring data (CI-17 and CI-18) using the Environmental Risk Index (ERI) approach was developed and tested at two stations in the Western Mediterranean (UNEP/MED WG. 467/7). The CI-17 BACs and EACs applied in the ERI evaluation were the current values specified in the Decision 27/6. In the next phase, the evaluation will examine how the proposed updated EAC values fit within the ERI framework, compared with the current values, to evaluate environmental status.
- Follow up on ongoing work being undertaken by the CPs within the framework of research programs to retrieve data that may help to refine the proposed updated EACs.
- Integration of data from other Regional Seas Conventions exceeds the current mandate and capacity of the UNEP/MAP – Barcelona Convention Secretariat. Nevertheless, UNEP/MAP will explore potential opportunities through the UNEP Regional Seas Branch as a long-term objective.

Annex I:

A Review of Methodologies for Updating CI-17 EACs and Required Data

The methodologies for the derivation of Environmental Quality Standards (EQS) within the WFD and MSFD framework are thoroughly described in the EU Guidance 27 (2018) and in Tornero et al., (2022). A more hands-on, empirical approach is presented by Long et al, (1995) that used field and laboratory data and statistics to derive criteria of Effects Range Low (ERL) and Effects Range Medium (ERM) for biota and sediment. The differences among the approaches for criteria determination were addressed in document UNEP/MED WG.533/Inf.3, Section 4.2.

EU Guidance 27 (2018) emphasizes the derivation of EQS for the water matrix (fresh waters (fw) and seawater (sw)), with the objective of achieving good surface water chemical status. Within UNEP/MAP, analysis of contaminants in water matrix is encouraged but not mandatory. EU guidance 27 also addresses the methodologies to derive EQS for benthic biota and sediments for substances with low water solubility and a tendency to bioaccumulate through the food web, thereby posing a significant risk through indirect toxicity (i.e. secondary poisoning resulting from food-chain transfer).

The methodologies to derive EQS for water, biota and sediment are essentially the same, using compartment-relevant data sets. The data availability determines which method can be applied in the derivation. Within UNEP/MAP, the analysis of contaminants in biota and sediments is mandatory while analysis of contaminants in water matrix is encouraged but not mandatory. Therefore, the current work addresses the derivation of EQS in biota and sediment.

Note. EQSs are usually legally binding, mandatory, maximum pollutant concentrations, while EACs are scientific thresholds used to assess environmental status. In this section we use EQS nomenclature and not EAC to be consistent with the EU Guidance, recalling that the derivation of EACs is very similar to the derivation of EQS. Moreover, the principles involved in EQS derivation have much in common with those used for risk assessment of chemicals.

Methodologies used to derive EQS

The methodologies used to derive EQS are based on the availability of ecotoxicological, mesocosm and field data, and/or theoretical approaches for cases where data are limited, as previously elaborated in document UNEP/MED WG. 533/Inf.3 (Section 4.2). An extensive account of the data needed for the present work is presented here below.
Two main approaches are possible to derive EQSs from ecotoxicological data, the deterministic and probabilistic methods.

- The deterministic method takes the lowest credible toxicity datum and applies an assessment factor (AF)[9] to extrapolate to a QS. This method relies on a minimum of acute toxicity dataset covering aquatic organisms from three taxonomic groups, usually algae, invertebrates and fish.
- The probabilistic method is based on a Species Ssensitivity Distribution (SSD) modelling, in which all reliable toxicity data (usually No Observed Effect Concentration (NOEC)) are ranked and fitted to a statistical distribution model. From this model, a Hazard Concentration (HC_X) can be estimated, where x represents a specific percentage of species in an ecosystem that are potentially affected. This approach is preferred but it requires a large amount of data. At least 10 NOECs/EC_{10s} from different species covering at least 8 taxonomic groups are needed to construct a robust SSD. To develop an SSD, toxicity data are log-transformed, plotted against the cumulative proportion of affected species, and fitted to a distribution function. A selected percentile (normally the 5th percentile; often referred to as the HC_5) of that distribution is used as the basis for an EQS. There is free software available for curve

[9] The derivation of all QSs requires some form of extrapolation from the available data to estimate a threshold that takes account of uncertainties such as inter- and intra-species variations, and laboratory to field extrapolation. Some of the uncertainties are adjusted using an assessment factor (AF). AF may be as low as 1 (no uncertainty in the derived QS) or as high as 10000 (high uncertainty in the derived QS). Guidance on the size of AF is given in the EU Guidance 27 document.

fitting[10]. SSD can be constructed based on field determination, although data are usually lacking.

Using mesocosm, laboratory and field data, the empirical approach has been applied for the derivation of sediment quality criteria. This approach, that leads to the derivation of the ERL/ERM criteria, is described at length by Long et al., (1995) and Long and Morgan (1991). Briefly, they assembled studies where chemical contaminants and biological effects were measured simultaneously and assigned an "effect" or "no-effect" to each study. Taking into consideration just the studies in which an adverse effect was identified, the ERL and ERM were established by determining the lower 10th and 50th percentiles, respectively. Data where no effect was identified were not considered.

MacDonald et al (1996) took a slightly different approach and used also the no-effect data to derive EQS for sediments in Florida. Briefly, the data was sorted into two data sets: (1) an 'effects data set', including all the entries for which an adverse biological effect was observed, and (2) a 'no effects data set', including all of the 'no effects' data entries. Based on these datasets, a Threshold Eeffect Level (TEL) below which adverse effects only rarely occurred, and a Probable Effect Level (PEL), the concentration above which adverse effects frequently occurred, were derived. The TEL was derived by calculating the geometric mean of the 15th percentile of the effects data set and the 50th percentile of the no effects data set, while the PEL was derived by determining the geometric mean of the 50th percentile of the effects data set and the 85th percentile of the no effects data set.

This empirical approach is also addressed as the Weight of Evidence Approach (WoE) and/or the Effect-based monitoring (EBMs)[11]. The term EBM can refer to either a monitoring program using biomarkers in organisms sampled from the environment or to an approach that involves testing extracts from water or sediment with bioassays. A complementary approach, Effect-Directed Analysis (EDA), enhances toxicity assessments by chemically fractionating environmental extracts and testing individual fractions to identify specific toxic components. EBM and EDA play crucial roles in linking chemical contamination to biological effects.

Theoretical approaches that can be applied to overcome lack of data for criteria derivation include:

- In-silico methods which include the use of modelling data as alternatives to experimental data, such as Quantitative Structure - Activity Relationships (QSARs)[12] for predicting toxicity, and Quantitative Structure - Property Relationships (QSPRs), to estimate physicochemical properties (see below Note 1).
- Use of quality targets module under the NORMAN[13] network (https://www.norman-network.net).
- Use of extrapolation to derive EQS based on EQSs already adopted for other environmental matrices or biotic species (see Notes 2 and 3 below).

Data needed for deriving EQS

- Data on physical and chemical properties of a substance such as water solubility, partition coefficients (K), required for deriving sediment quality standard (QS) using a Equilibrium Partitioning (EqP) method, and for conducting transformation calculations (e.g. from mass/volume [mg/L] to mass/mass [mg/kg]). Relevant partition coefficients include Koctanol-water (Kow), K suspended particulate matter – water (Ksusp-water), K sediment – water (Ksedwater), K organic carbon (Koc).

[10] For example: Species Sensitivity Distribution (SSD) generator, a Microsoft Excel Template from USEPA (https://www.epa.gov/caddis-vol4/download-software

[11] Technical report on aquatic effect-based monitoring tools under the Water Framework Directive. https://circabc.europa.eu/sd/a/0d78bbf7-76f0-43c1-8af2-6230436d759d/Effect-based%20tools%20CMEP%20report%20main%2028%20April%202014.pdf

[12] See for example: https://www.epa.gov/tsca-screening-tools/ecological-structure-activity-relationships-ecosar-predictive-model; https://tox.charite.de/protox3/; European Commission: Directorate-General for, H. and S. Food (2017). Technical guidance for deriving environmental quality standards. EU Guidance Document No. 27 (2018)

[13] The NORMAN Ecotoxicology Database contains all substances listed in the NORMAN Suspect List Exchange together with a lowest PNEC value, which was agreed by NORMAN experts primarily for substance prioritisation purposes. These PNECs were either calculated based on experimental data (currently 812 substances) or predicted by QSAR models for three trophic levels (more than 6,0000 substances): network https://www.norman-network.net

- Ecotoxicity[14] data, typically[15] NOECs/EC_{10} values (no observed effect concentration/ concentration at which 10% effect is observed compared to the control group), for sensitive species and supporting ancillary data:
    - For the determination of EQS in biota, only toxicity studies reporting on dietary and oral exposure are relevant, because the pathway for secondary poisoning deals exclusively with uptake through the food chain. Studies that assess effects on developmental or reproductive endpoints are likely considered critical studies, as these endpoints tend to be more sensitive (i.e. give rise to lower NOEC values) than survival endpoints. Moreover, as secondary poisoning effects rarely become evident in short-term studies, results from long term studies are strongly preferred.
    - For the determination of EQS in sediments, relevant information includes data on ecotoxicity from experiments with benthic organisms, as well as water - column ecotoxicity data used in conjunction with equilibrium partitioning approaches.
- Data on bioaccumulation[16] for biota EQS includes bioaccumulation parameters which are normalized to the lipid fraction (for hydrophobic substances) and to dry weight for metals.
- Data on Equilibrium Partitioning (EqP) in sediments to estimate $QS_{sediment,\ sw.}$
- Data derived from, and used within, existing risk assessments performed for compliance evaluation purposes.
- Empirical field and mesocosm data (e.g. co-occurrence of benthic communities and chemical contamination in the field, matched with sediment chemistry and biological effects data) are analyzed using various statistical approaches to relate chemical concentrations to the frequency of observed biological effects.

Notes on Methodologies

Note 1. The QSAR models are a predictive tools used to estimate aquatic toxicity by grouping structurally similar organic chemicals with available experimental effect levels that are correlated with physicochemical properties in order to predict toxicity of new or untested chemicals.

Note 2. Most Predicted No-Effect Concentrations (PNECs) were derived from ecotoxicological data for the freshwater matrix (PNECfw). These values can also be used for the derivation of PNECs in other matrices as follows (NORMAN ecotoxicological database):

- Marine water – Lowest $PNEC_{fw}/10$
- Sediments – Lowest $PNEC_{fw}*2.6*(0.615+0.019*K_{oc})$
- Biota (fish) – $PNEC_{fw}*BCF$
- Marine biota (fish) – $PNEC_{fw}*BCF/10$
- Biota (mollusc) – $PNEC_{fw}*BCF/4$
- Marine biota (mollusc) – $PNEC_{fw}*BCF/10/4$

The Lowest PNECs in the database are agreed by NORMAN experts to be used preliminary for prioritization purposes.

Note 3: Biota QS concentration (µg/kg biota) can be converted to water QS concentration (µg/L) using bioaccumulation data (EU Technical Guidance (2018). Experimental data are available for the bioconcentration factor (BCF), bioaccumulation factor (BAF), biomagnification factor (BMF), and Trophic Magnification Factor (TMF). Where no biomagnification data are available, default BMFs can be derived based on the octanol–water partition coefficient (log K_{ow}), and used for the conversion.

[14] See for example: https://cfpub.epa.gov/ecotox; https://rais.ornl.gov/tools/eco_search.php?select=chem; https://envirotoxdatabase.org/; https://echa.europa.eu/information-on-chemicals

[15] LC/EC_{50} for acute QS criteria

[16] The bioconcentration factor (BCF) is the ratio between the concentration of a substance in the organism compared to that in water, so by considering exposure only through water and not via food. These BCF values are determined in laboratory experiments. The biomagnification factor (BMF) is the ratio between concentrations in an organism and its diet, usually determined from field studies, which includes exposure via water and food simultaneously. The trophic magnification factor (TMF) is defined as the average increase in contaminant concentration over each trophic level in the food chain.

Biota QS values for a species can be extrapolated to a different species using TMFs and the lipid content in the different species. Sediment QSs cannot be inter-converted with confidence.

Note 4. Laboratory sediment - toxicity experiments are likely to result in high levels of chemical availability because spiked sediments are rarely aged. This is in contrast with field or mesocosm data, where chemical exposures are more likely to be closer to actual availability found in the marine environment. For these reasons, laboratory data may be biased toward higher toxicity (and therefore more stringent standards). Lower toxicity observed under field conditions could reflect the effect of natural ageing processes and environmental interactions, which should be taken into account in the interpretation of results.

Note 5. Several sediment criteria can be found in the scientific literature and reports. The criteria used by UNEP/MAP, OSPAR and in many scientific papers are the Effect Range Low (ERL), derived by Long et al. 1995, in conjunction with Effects Range Medium (ERM) from field and laboratory data. Additional criteria derived by other authors include the Threshold Effect Level (TEL), Probable Effect Level (PEL), Screening Level Concentration (SLC), Logistic Regression Modelling (LRM).
Note 6[17]. An array of sediment pollution indices has been developed to assess contamination level in the sediments, including, for example, contamination factor (CF), geo-accumulation index (Igeo), potential ecological risk factor (Ei r), pollution load index (PLI), risk index (RI), mean ERM quotient (MERMQ), and toxic risk index (TRI). These approaches may provide useful insights for further update of EACs for CI-17 in the sediments. However, contamination level does not necessarily translate to biotic effect.

[17] See for example: Pejman et al., (2015); Perošević-Bajčeta et al., (2024); Prasad Ahirvar et al., (2023)

Annex II:

Data for CI-17 Parameters Uploaded into IMAP Info System (IMAP IS) from January 2022 to April 2026 and Not Used in the 2023MED QSR

Country	IMAP file ID	Year	Matrix	Species	Contaminants
Bosnia and Herzegovina	982	2025	Sediment		TM, PAH, PCB, Organics
Bosnia and Herzegovina	986	2025	Biota	MG	TM, PAH, PCB, Organics
Cyprus	906	2022	Sediment		TM, PAH
Cyprus	907	2022	Seawater		TM, PAH, Organics
Cyprus	907	2023	Seawater		TM, PAH, Organics
Cyprus	907	2024	Seawater		TM, PAH, Organics
Cyprus	926	2022	Biota	MB	TM, Organics
Cyprus	926	2023	Biota	MB	TM, Organics
Cyprus	926	2024	Biota		TM, Organics
Egypt	775	2021	Sediment		TM, PAH
Egypt	804	2023	Sediment		TM, PAH
Israel	898	2023	Sediment		TM
Lebanon	809	2022	Biota	MB	TM, PAH, PCB, Organics
Lebanon	809	2022	Sediment		TM, PAH, PCB, Organics
Lebanon	813	2023	Biota	MB	TM, PAH, PCB, Organics
Lebanon	813	2023	Sediment		TM, PAH, PCB, Organics
Libya	800	2023	Seawater		TM, PAH, TPH
Libya	800	2023	Sediment		TM, PAH, TPH
Montenegro	819	2023	Sediment		TM, PAH, PCB, Organics
Morocco	858	2022	Biota	MG	TM
Morocco	866	2021	Sediment		TM
Morocco	866	2022	Sediment		TM
Morocco	867	2022	Biota	MG	PCB
Slovenia	885	2022	Biota	MB	TM, Organics
Slovenia	885	2022	Biota	MG	TM,PAH
Slovenia	885	2022	Sediment		TM, PAH, PCB, Organics
Slovenia	951	2022	Sediment		TM, PAH, PCB, Organics
Slovenia	952	2023	Biota	MG	TM, PAH
Slovenia	953	2024	Biota	MG	TM, PAH

Annex III:

Literature Search to Identify Studies With Data on CI-17 Parameters Measured in Conjunction With Biological Effects.
Particular Emphasis Was Given to Studies Published Since 2015 Focusing on the Mediterranean Sea and Biota

Results of literature search to identify studies with data for CI-17 parameters measured in conjunction with biological effects on biota. Emphasis was given to studies published since 2015 from the Mediterranean Sea (S-sediment and B-biota). Highlighted in blue - papers that include data on biomarkers.

County	Sub-Region	Year Data Collected	Matrix	Contaminant	Environmental Criteria	Biomarkers analyzed	Reference
Algeria	WMS	na	B-MG	TM			Guendouzi et al., 2024
Cyprus	AEL Levantine	2013	B			g	Tsangaris et al., 2017
Egypt	AEL	2020	S-surficial	Organic	TEQ, MEQ, ERL		El-Maradny et al.,2023
Egypt	AEL	2021	S-surficial	TM	TEL, PEL,ERL,ERM		Thabet et al., 2024
France	WMS	2021	B-MG			b	Benito et al., 2023
France	WMS	2021	B-MG	TM and organics			Briand et al., 2023
France	Atlantic	2008	S-surficial	TM and organics			Burgeot et al., 2017
France	Atlantic	2008	B- PF, LM, Msp, NL	TM and organics		e	Burgeot et al., 2017
France	WMS	2016	S- Cores	TM	ERL		Mulholland et al., 2025
Greece	AEL	2016	B-MG	TM			De Giorgi et al., 2024
Greece	CEN	2016	B-MG	TM			De Giorgi et al., 2024
Italy	Laboratory	na	B- SA	TM		d	Bonsignore et al.,2022
Italy	ADR	na	S-surficial	TM	EQS		Covelli et al., 2025
Italy	ADR	2016	B-MG	TM			De Giorgi et al., 2024
Italy	WMS	2020	B-MG	Organic		a	Della Torre et al., 2024
Italy	WMS	2017	S-surficial	TM and organics			Morroni et al., 2020
Italy	WMS	2017	B- MG, MB, PE, DV	TM and organics		f	Morroni et al., 2020
Italy, Slovenia, Greece	ADR,AEL (Aegean)	2013	B- MG, BP, MS			g	Tsangaris et al., 2017
Italy, Slovenia, Greece	ADR	2013	B-DS			g	Tsangaris et al., 2017
Lybia	AEL	na	S-surficial	TM	CF, Igeo, EF, SPI, BAF, and RI		Maeyouf et al., 2025b
Lybia	AEL	na	B-MG	TM			Maeyouf et al., 2025b
Lybia	AEL	na	S-surficial	TM			Maeyouf et al., 2025a
Portugal	Laboratory	na	B-MG	TM		c	Cunha et al., 2024
Spain	WMS	2016	B-MG	TM			De Giorgi et al., 2024
Spain	WMS	2011-2012	S- surficial	Organic	ERL, EQS		Leon et al, 2020
Spain	WMS	2008	B-MG	TM and organics		h	Martínez-Gómez et al., 2017a
Spain	WMS	2008	B-MG	TM and organics		i	Martínez-Gómez et al., 2017b
Spain	WMS	2008	B-MB	TM and organics		j	Martínez-Gómez et al., 2017b

County	Sub-Region	Year Data Collected	Matrix	Contaminant	Environmental Criteria	Biomarkers analyzed	Reference
Spain	WMS	2008	S-surficial	TM and organics			Martínez-Gómez et al., 2017b
Spain	WMS	2005-2015	S-surficial	TM	ERL, TEL, PEL		Pachés et al., 2023
Spain	WMS	2005-2015	B- MG, DT	TM			Pachés et al., 2023
Spain	WMS	na	S- Cores	TM			Santos-Echeandía et al., 2025

Biota species

SA-*Sparus aurata*; MB-*Mullus barbatus*; MG-*Mytilus galloprovincialis*; PF-*Platichthys flesus*; LL-*Limanda limanda*; *Msp-Mytilus* sp. ; NL-*Nucella lapilus*; DT-*Donax trunculus*; PE- *Pagellus erythrinus;* DV-*Diplodus vulgaris*; BP-*Brachidontes pharaonis*; MS-*Mullus surmuletus*; DS-*Diplodus sargus.*

Biomarkers analyzed:

a. Metabolic capacity (electron transport system activity, ETS), energy reserve (glycogen content, GLY), oxidative stress and detoxification (superoxide dismutase activity, SOD; catalase activity, CAT; glutathione peroxidase activity, GPx and glutathione S-transferases activity, GST) and oxidative damage (lipid peroxidation levels, LPO; protein carbonylation levels, PC).
b. Lysosomal membrane stability (LMS) and lysosomal structural changes (LSC) and others.
c. Metabolic capacity (electron transport system (ETS) and Acyl-CoA oxidase (ACOX) activity); energy reserves content (glycogen (GLY) content); antioxidant defenses (catalase (CAT) and glutathione peroxidase (GPx) activity); biotransformation defenses (glutathione S-transferases (GSTs) and carboxilesterases (CbEs) activity);redox balance (oxidized glutathione content (GSSG) and total oxyradical uptake capacity (TOSC) evaluated toward peroxyl radicals ROO, hydroxyl radicals HO·and peroxynitrite ($ONOO^-$) and cellular damage (lipid peroxidation (LPO) and protein carbonylation (PC) levels).
d. Total lipid, polyunsaturated fatty acids, production of malonaldehyde, molecular markers related to oxidative stress and lipid metabolism.
e. Sediment Bioassays, (EROD) activity, acetylcholinesterase (AChE) activity, lysosomal membrane stability (LMS), DNA strand breaks using the Comet assay, DNA adducts, micronucleus (MN), PAH metabolites, imposex, intersex and fish external pathologies.
f. Lysosomal membrane stability in mussels (NRRT) assay, metallothioneins (MTs) in digestive glands AChE in mussels haemolymph and fish brain. EROD fish livers Aromatic metabolites in fish bile Micronuclei (MN) frequency in mussels hemocytes and fish gills.
g. Catalase, glutathione S-transferase and acetylcholinesterase activities, and metallothioneins
h. Stress on Stress (SoS) and lysosomal membrane stability (LMS).
i. Mussel biomarkers subcellular biomarkers (MT content in digestive glands, AChE activity in gills, lysosomal membrane stability (LMS) in haemocytes), and two whole-organism responses (survival in air (SoS) and Scope for growth (SFG).
j. Fish biomarkers comprised of tissue-level responses (macroscopic visible liver neoplasms) and subcellular biomarkers: hepatic metallothionein content (MT), hepatic EROD), brain acetylcholinesterase (AChE), and blood (ALA-D), as well as micronuclei frequency (MN) in peripheral erythrocytes.

References related to Annex III

Benito, D., Briand, M., Herlory, O., Izagirre, U., Bouchoucha, M. and Briaudeau, T. (2024) Active mussel biomonitoring for the health status assessment of the Western Mediterranean Sea. Marine Pollution Bulletin 207, 116898.

Bonsignore, M., Messina Concetta, M., Bellante, A., Manuguerra, S., Arena, R., Santulli, A., Maricchiolo, G., Del Core, M. and Sprovieri, M. (2022) Chemical and biochemical responses to sub−lethal doses of mercury and cadmium in gilthead seabream (Sparus aurata). Chemosphere 307, 135822.

Briand, M.J., Herlory, O., Briant, N., Brach-Papa, C., Boissery, P. and Bouchoucha, M. (2023) The French Mussel Watch: More than two decades of chemical contamination survey in Mediterranean coastal waters. Marine Pollution Bulletin 191, 114901.

Burgeot, T., Akcha, F., Ménard, D., Robinson, C., Loizeau, V., Brach-Papa, C., Martínez-Gòmez, C., Le Goff, J., Budzinski, H. and Le Menach, K. (2017) Integrated monitoring of chemicals and their effects on four sentinel species, Limanda limanda, Platichthys flesus, Nucella lapillus and Mytilus sp., in Seine Bay: A key step towards applying biological effects to monitoring. Marine Environmental Research 124, 92-105.

Covelli, S., Pisoni, C., Pavoni, E., Floreani, F., Petranich, E., Adami, G., Deponte, M., Gordini, E., Dal Cin, M. and Busetti, M. (2025) Lithogenic and anthropogenic contributions of trace metal(oid)s in coastal sediments near the Port of Trieste (northern Adriatic Sea): A geochemical normalisation approach based on regional background values. Marine Pollution Bulletin 214, 117774.

Cunha, M., Nardi, A., Henriques, B., Soares, A.M.V.M., Pereira, E., Regoli, F. and Freitas, R. (2024) The role of the macroalgae Ulva lactuca on the cellular effects of neodymium and mercury in the mussel Mytilus galloprovincialis. Chemosphere 358, 141908.

De Giorgi, R., Bardelli, R., Cilenti, L., Falco, S., Fanizzi, F.P., Guerra, M.T., Katselis, G., Kevrekidis, K., Mancini, F., Doria, L., Marchini, A., Migoni, D., Papadia, P., Vizzini, S. and Mancinelli, G. (2024) Opportunistic omnivory impairs the use of the Atlantic blue crab Callinectes sapidus as a trace metal biomonitor in invaded Mediterranean coastal waters. Marine Pollution Bulletin 206, 116715.

Della Torre, C., Villa, S., Chiarore, A., Cannavacciuolo, A., Rizzi, C., Musco, L., Nigro, L. and Munari, M. (2024) Biomonitoring of human activities recovery following lockdown in a highly touristic Mediterranean Island using Mytilus galloprovincialis. Marine Pollution Bulletin 204, 116533.

El-Maradny, A., Radwan, I.M., Amer, M., Fahmy, M.A., Mohamed, L.A. and Ibrahim, M.I.A. (2023) Spatial distribution, sources and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the surficial sediments of the Egyptian Mediterranean coast. Marine Pollution Bulletin 188, 114658.

Guendouzi, Y., Benhalima, M., Serbah, I., Fara, M., Fowler, S.W., Boulahdid, M. and Soualili, D.L. (2024) A novel approach to assess temporal baseline levels of trace metal contamination in the mussel M. galloprovincialis in the Mediterranean, Marmara and Black Seas. Marine Pollution Bulletin 202, 116367.

León, V.M., Viñas, L., Concha-Graña, E., Fernández-González, V., Salgueiro-González, N., Moscoso-Pérez, C., Muniategui-Lorenzo, S. and Campillo, J.A. (2020) Identification of contaminants of emerging concern with potential environmental risk in Spanish continental shelf sediments. Science of the Total Environment 742, 140505.

Maeyouf, H., Khattab, R.A., Temraz, T., Sami, M., Ali, I. and Imanova, G. (2025a) Assessment of heavy metal contamination in sediments, seawater, and marine organisms along the Benghazi coast, northeastern Libya (Mediterranean Sea). Environmental Science and Pollution Research.

Maeyouf, H., Khattab, R.A., Temraz, T., Sami, M., Ali, I. and Imanova, G. (2025b) Heavy metal contamination in seawater, sediments, algae, and fish from Susah and Tobruk, Mediterranean Sea. Water Environment Research 97(5), e70091.

Martínez-Gómez, C., Fernández, B., Robinson, C.D., Campillo, J.A., León, V.M., Benedicto, J., Hylland, K. and Vethaak, A.D. (2017a) Assessing environmental quality status by integrating chemical and biological effect data: The Cartagena coastal zone as a case. Marine Environmental Research 124, 106-117.

Martínez-Gómez, C., Robinson, C.D., Burgeot, T., Gubbins, M., Halldorsson, H.P., Albentosa, M., Bignell, J.P., Hylland, K. and Vethaak, A.D. (2017b) Biomarkers of general stress in mussels as common indicators for marine biomonitoring programmes in Europe: The ICON experience. Marine Environmental Research 124, 70-80.

Morroni, L., d'Errico, G., Sacchi, M., Molisso, F., Armiento, G., Chiavarini, S., Rimauro, J., Guida, M., Siciliano, A., Ceparano, M., Aliberti, F., Tosti, E., Gallo, A., Libralato, G., Patti, F.P., Gorbi, S., Fattorini, D., Nardi, A., Di Carlo, M., Mezzelani, M., Benedetti, M., Pellegrini, D., Musco, L., Danovaro, R., Dell'Anno, A. and Regoli, F. (2020) Integrated characterization and risk management of marine sediments: The case study of the industrialized Bagnoli area (Naples, Italy). Marine Environmental Research 160, 104984.

Mulholland, D., Vinicius, M., Conceição, S., Briant, N., Pellouin-Grouhel, A. and Araújo, D. (2025) Metal contamination along the French Mediterranean coast: From background to current status. Marine Pollution Bulletin 219.

Pachés, M., Martínez-Guijarro, R., Romero, I. and Aguado, D. (2023) Assessment of Metal Pollution and Its Environmental Impact on Spanish Mediterranean Coastal Ecosystems.

Santos-Echeandía, J., Bernárdez, P., Orellana, J.G., Rodellas, V., Bruach, J.M. and Cartes, J.E. (2025) Unravelling the anthropogenic pressures in deep waters of the N Iberian Peninsula in the last centuries through the study of sediment cores. Science of the Total Environment 975, 179221.

Thabet, W.M., Moneer, A.A., Abdelwahab, O., Ahdy, H.H.H., Khedawy, M. and Shabaan, N.A. (2024) Ecological risk assessment of metal pollution in the surface sediments of delta region, Egypt. Environmental Monitoring and Assessment 196(4), 351.

Tsangaris, C., Moschino, V., Strogyloudi, E., Coatu, V., Ramšak, A., Abu Alhaija, R., Carvalho, S., Felline, S., Kosyan, A., Lazarou, Y., Hatzianestis, I., Oros, A. and Tiganus, D. (2016) Biochemical biomarker responses to pollution in selected sentinel organisms across the Eastern Mediterranean and the Black Sea. Environmental Science and Pollution Research 23(2), 1789-1804.

Annex IV:

References

Andersen, J.H., Murray, C., Larsen, M.M., Green, N., Høgåsen, T., Dahlgren, E., Garnaga-budr, G., Gustavson, K., Haarich, M., Kallenbach, E.M., Mannio, J., Strand, J. and Korpinen, S. (2016) Development and testing of a prototype tool for integrated assessment of chemical status in marine environments. Environmental Monitoring and Assessment 188(2), 1-13.

European Commision (2018) EU Guidance Document No: 27. Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards.

EEA - European Environment Agency. (2019). Contaminants in Europe's seas – Moving towards a clean, non-toxic marine environment. Report No. 25 (2018), Publications Office.

ICES. 2024. Working Group on Biological Effects of Contaminants (WGBEC). ICES Scientific Reports. 6:65. 114 pp. https://doi.org/10.17895/ices.pub.26936176

Larsen, M. and Hjermann, D. 2022. Status and Trend for Heavy Metals (Mercury, Cadmium and Lead) in Fish, Shellfish and Sediment. In: OSPAR, 2023: The 2023 Quality Status Report for the Northeast Atlantic. OSPAR Commission, London. Available at: https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/heavy-metals-biota-sediment

Long, E.R. and Morgan, L.G. (1991) The potential for biological effect of sediment-sorbed contaminants tested in the National Status and Trends Program. NOAA Techical Memorandum NOS OMA 52.

Long, E., Macdonald, D., Smith, S. and Calder, F. (1995) Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. Environmental Management 19(1), 81-97.

Macdonald, D., Carr, R., Calder, F., Long, E. and Ingersoll, C. (1996) Development and Evaluation of Sediment Quality Guidelines for Florida Coastal Waters. Ecotoxicology 5, 253-278.

Pejman, A., Bidhendi, G.N., Ardestani, M., Saeedi, M. and Baghvand, A. (2015) A new index for assessing heavy metals contamination in sediments: A case study. Ecological Indicators 58, 365-373.

Perošević-Bajčeta, A., Martinović, R., Joksimović, D., Huter, A. and Bošković, N. (2024) Metal pollution in sediments along the Montenegrin coast, Adriatic Sea: a risk analysis. Journal of Soils and Sediments 24(12), 3796-3813.

Prasad Ahirvar, B., Das, P., Srivastava, V. and Kumar, M. (2023) Perspectives of heavy metal pollution indices for soil, sediment, and water pollution evaluation: An insight. Total Environment Research Themes 6, 100039.

UNEP/MED WG.492/6. (2021). Agenda item 3: Monitoring Guidelines/Protocols for IMAP Common Indicator 18. Implementation of IMAP Common Indicator 18 on Biomonitoring

UNEP/MED 22WG533/Inf.3 (2022). Meeting of the Ecosystem Approach Correspondence Group on Pollution Monitoring. Videoconference, 27 and 30 May 2022. Agenda Item 3: Assessment Criteria. Adjusted Background (Assessment) Concentrations (BC/BAC) for Common Indicator 17 and Upgraded Approach for Environmental Assessment Criteria (EAC) for IMAP Common Indicators 17, 18 and 20

UNEP/MED WG.533/10 (2022). Meeting of CorMon Pollution (27 and 30 May 2022). Meeting report. Annex III, Appendix 1

UNEP/MED WG.556/Inf.8 (2023). Meeting of the Ecosystem Approach Correspondence Group on Pollution Monitoring , Athens, Greece, 1-2 March 2023. Agenda item 3: 2023 Mediterranean Quality Status Report (QSR) - Pollution Ecological Objectives (EO5, EO9)The Marine Environment Assessment in the Areas with Insufficient Data: The Updated Results of GES Assessment for IMAP Common Indicator 17 in the Levantine Sea Basin by Applying the CHASE+ Environmental Assessment Methodology Harmonized with the NEAT GES Assessment Methodology

UNEP/MED WG.630/11/L.2 (2025). Appendix 3. Updated guidance factsheets for IMAP common indicators 13,14, 17, 18, 20, and 21.)

UNEP/MED WG. 647/6 (2026). Joint Meeting of the Ecosystem Approach Correspondence Groups on Pollution and Marine Litter Monitoring. Online, 22-24 July 2026.Agenda item 3: Assessment Criteria Upgrade. Further Development of Upgraded Background Assessment Concentrations (BAC) and Environmental Assessment Criteria (EAC) for Biomarkers under IMAP Common Indicator 18.

Tornero, V., Deviller, G., Hanke, G., Coatu, V., Do Carmo Alves Martins, I., Fryer, R., Hjermann, D., Iglesias Campos, A., Knezevic, J. and Kunitzer, A. (2022) Development and Implementation of Marine Contaminant Threshold Values. Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2022, doi:10.2760/088316, JRC131257.

Vethaak, A.D., Davies, I.M., Thain, J.E., Gubbins, M.J., Martínez-Gómez, C., Robinson, C.D., Moffat, C.F., Burgeot, T., Maes, T., Wosniok, W., Giltrap, M., Lang, T. and Hylland, K. (2017) Integrated indicator framework and methodology for monitoring and assessment of hazardous substances and their effects in the marine environment. Marine Environmental Research 124, 11-20.

Appendice 3

Poursuite de l'élaboration des critères d'évaluation environnementale (EAC) dans le cadre de l'indicateur commun 17 de l'IMAP

Table des matières

1 Introduction 1

2 Évaluation des méthodologies de mise à jour des EAC du CI-17 et des données requises 1

3 Description détaillée des étapes suivies pour calculer et proposer des valeurs EAC actualisées pour les paramètres du CI-17 : Évaluation des données pertinentes, choix de la méthodologie et déduction des valeurs EAC actualisées 2

3.1 Analyse et examen exhaustifs des données pertinentes disponibles pour la mise à jour des EAC du CI-17 à l'aide de l'approche empirique 3

3.2 Gestion des données et base de la compilation d'une base de données combinée CI-17 et CI-18 4

3.3 Évaluation des effets biologiques (attribution d'un descripteur « effet » ou « absence d'effet ») 6

3.4 Évaluation des valeurs mesurées correspondantes du CI-17 dans les stations classées comme affectées sur la base des biomarqueurs 8

3.5 Calculation des valeurs EAC actualisées proposées à l'aide de l'approche empirique de Long et al. (1995) 9

3.6 Méthodologie proposée pour améliorer les critères d'évaluation liés au CI-17 de l'IMAP ... 10

3.7 Application de la méthodologie proposée, basée sur CHASE+, à tous les paramètres du CI-17 et calcul des EAC régionaux et sous-régionaux proposés 12

3.8 Comparaison des EAC proposées avec les normes, seuils et critères de qualité environnementale connus et pertinents 16

3.9 Consultation des membres du groupe de travail ouvert (OWG) sur les contaminants (CI-17) 18

3.10 Approches supplémentaires pour le développement et les tests des EAC proposés 20

4 Conclusions et prochaines étapes 21

Annexe I : Évaluation des méthodologies de mise à jour des EAC du CI-17 et des données requises

Annexe II : Données relatives aux paramètres du CI-17 enregistrées dans le système d'information IMAP (IMAP IS) entre janvier 2022 et avril 2026 et non utilisées dans le rapport MED QSR 2023

Annexe III : Recherche bibliographique visant à identifier les études contenant des données sur les paramètres CI-17 mesurés en lien avec des effets biologiques. Une attention particulière a été accordée aux études publiées depuis 2015 et portant sur la mer Méditerranée et le biote

Annexe IV : Références

.

Liste des abréviations / acronymes

ADR	Sous-région de la mer Adriatique
AEL	Sous-région des mers Égée et Levantine
FE	Facteur d'évaluation
B	Biote
BAC	Critères d'évaluation des concentrations de fond
BC	Concentration de fond
BCF	Facteur de bioconcentration
BDL	En dessous de la limite de détection
BMF	Facteur de biomagnification
CEN	Sous-région de la Méditerranée centrale
CF	Facteur de contamination
CHASE+	Outil d'évaluation de l'état chimique
CI	Indicateur commun
CorMon	Groupe de correspondance sur la surveillance
CP	Partie contractante
RC	Ratio de contamination
SC	Score de contamination
dw	Poids sec
EAC	Critères d'évaluation environnementale
EBM	Surveillance basée sur les effets
CE	Commission européenne
ECOTOX	Base de connaissances en écotoxicologie de l'EPA américaine
EDA	Analyse orientée vers les effets
EqP	Répartition à l'équilibre
NQE	Norme de qualité environnementale
IRE	Indice de risque environnemental
ERL	Plage d'effets faible
ERM	Plage d'effets faible
UE	Union européenne
fw	Eau douce
BEE	Bon état écologique
HC	Concentration de danger
ID	Indice de danger
QD	Quotient de danger
Igeo	Indice de géo-accumulation
IMAP	Programme intégré de surveillance et d'évaluation de la mer et du littoral méditerranéens et critères d'évaluation associés
IS	Système d'information
K	Coefficient de partage
Koc	Coefficient de partage carbone organique

Kow	Coefficient de partage octanol-eau
Ksedwater	Coefficient de partage sédiment-eau
Ksusp-water	Coefficient de partage particules en suspension – eau
LC	Concentration létale
LMS-HEXO	Détermination de la stabilité de la membrane lysosomale sur des coupes cryostatiques
LOD	Seuil de détection
LOQ	Limite de quantification
LRM	Modélisation par régression logistique
PAM	Plan d'action pour la Méditerranée
MB	*Mullus barbatus*
MED	Méditerranée
MED POL	Programme d'évaluation et de contrôle de la pollution marine en Méditerranée
MERMQ	Quotient moyen de la plage des effets médians
MG	*Mytilus galloprovincialis*
MPC	Concentrations maximales admissibles
DCSMM	Directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin »
TM	Métallothionéine
NEAT	Outil hiérarchisé d'évaluation de l'état de l'environnement
NOAA	Administration nationale océanique et atmosphérique
NOEC	Concentration sans effet observé
NRTT	Temps de rétention du rouge neutre
NORMAN	Réseau de laboratoires de référence, de centres de recherche et d'organisations associées pour la surveillance des substances
OSPAR	Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est
OWG	Groupe de travail ouvert
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
PCB	Biphényles polychlorés
PEL	Niveau d'effet probable
PLI	Indice de charge polluante
PNEC	Concentration prévisionnelle sans effet
QS	Norme de qualité
QSAR	Relations quantitatives structure-activité
QSPR	Relations quantitatives structure-propriété
QSR	Rapport sur l'état de la qualité
RI	Indice de risque
RQ	Quotient de risque
S	Sédiment
SoS	Stress sur stress
SLC	Concentration de niveau de dépistage
SSD	Distribution de la sensibilité des espèces
TEL	Niveau seuil d'effet

TM	Métaux traces
TMF	Facteur d'amplification trophique
TRI	Indice de risque toxique
PNUE	Programme des Nations unies pour l'environnement
US EPA	Agence américaine de protection de l'environnement
WAC	Critères d'évaluation d'alerte
DCE	Directive-cadre sur l'eau
OMS	Organisation mondiale de la santé
WMS	Sous-région de la Méditerranée occidentale
WW	Poids humide

1 Introduction

1. Les critères d'évaluation environnementale (EAC) correspondent aux concentrations à partir desquelles des effets néfastes significatifs sur l'environnement ou la santé humaine sont les plus susceptibles de se produire. À l'inverse, les valeurs EAC sont définies comme les concentrations en dessous desquelles il est peu probable que des effets biologiques inattendus ou inacceptables se produisent chez les espèces marines exposées. Idéalement, l'importance de la définition des EAC réside dans le fait qu'elle est liée aux effets biologiques et ne peut être déduite uniquement à partir des concentrations environnementales mesurées sur des sites de fond ou pollués.

2. Comme il n'était pas possible à l'époque d'élaborer des EAC pour la Méditerranée (MED), il a été convenu d'utiliser les critères développés par l'OSPAR et la NOAA/USEPA (valeurs de la fourchette d'effets inférieure (ERL)) (Long et al. 1995) comme valeurs EAC pour la Méditerranée. Les valeurs EAC convenues dans les décisions IG.22/7 ; IG.23/6, IG. 26/3 et IG.27/6 sont les suivantes : Traces métalliques (TM), HAP et contaminants organochlorés (PCB et pesticides) dans les sédiments ; métaux traces et contaminants organochlorés dans les moules et les poissons, et HAP dans les moules (UNEP/MED WG.533/Inf.3). Les valeurs adoptées étaient les ERL et les EC – les teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires, fondées sur la législation de l'UE. Ces critères pourraient s'avérer trop laxistes si l'objectif est d'atteindre et de maintenir un bon état écologique (BEE), dans lequel les contaminants n'ont pas d'impact significatif sur les écosystèmes côtiers et marins. Les limites des EAC adoptées par le PNUE/PAM et l'OSPAR ont été reconnues par ces deux entités, tout comme la nécessité de les actualiser (par exemple, UNEP/MED WG.533/Inf.3 et OSPAR (Larsen et Hjermann, 2022)).

3. Les EAC n'ont pas pu être mises à jour avant le rapport MED QSR 2023, comme présenté dans le document PNUE/MED WG.533/Inf.3, section 4.2 Les méthodologies pouvant être utilisées pour mettre à jour les EAC pour le CI-17 (et le CI-18), ainsi que les données nécessaires à l'appui de ces travaux, sont décrites en détail dans le présent document. Il convient de noter que les résultats obtenus sur le terrain et en laboratoire concernant l'impact des polluants sur les biomarqueurs (CI-18) sont également importants pour le calcul des EAC des paramètres du CI-17.

4. La section 2 du présent document propose une revue théorique des méthodologies permettant de dériver et de mettre à jour les EAC pour les contaminants du CI-17, ainsi que des exigences en matière de données pour l'application de chaque méthode. Les détails scientifiques relatifs aux méthodologies appliquées sont fournis à l'annexe I.

5. La section 3 du présent document présente en détail les étapes suivies pour calculer les EAC actualisées proposées pour les paramètres CI-17. Elles comprennent un examen et une analyse exhaustifs de toutes les données pertinentes disponibles ; la compilation et la gestion d'une base de données combinée pour les CI-17 et CI-18 afin d'étayer l'évaluation des effets biologiques potentiels ; une tentative de mise à jour des EAC à l'aide de l'approche empirique décrite par Long et al. (1995) ; ainsi que la proposition et l'application, actuellement réalisables, d'une méthodologie alternative pour actualiser les EAC du CI-17, issues des travaux en cours présentés dans le présent document. Ce processus comprend également une description détaillée des avis scientifiques reçus lors des réunions du groupe de travail ouvert (OWG) sur les contaminants.

6. La section 4 du présent document présente les prochaines étapes nécessaires à l'évaluation d'autres approches méthodologiques identifiées comme potentiellement pertinentes lors des discussions au sein de l'OWG sur les contaminants. L'objectif est de finaliser la proposition actuelle de mise à jour des EAC en vue de faciliter leur application future en Méditerranée, y compris leur utilisation dans la préparation des évaluations du MED QSR 2031.

2 Évaluation des méthodologies de mise à jour des EAC du CI-17 et des données requises

7. La présente section expose les principales étapes méthodologiques de la mise à jour des EAC du CI-17 ; une description détaillée figure à l'annexe 1.

8. Les méthodologies permettant de définir les normes de qualité environnementale (NQE)[1] dans le cadre de la DCE et de la DCSMM sont décrites en détail dans le guide 27 de l'UE (2018) et dans l'ouvrage de Tornero et al. (2022), tandis qu'une approche plus pratique et empirique est présentée par Long et al. (1995). Les différences entre les méthodologies de détermination des concentrations environnementales acceptables (CEA) ont été abordées dans le document UNEP/MED WG.533/Inf.3, section 4.2.

9. Le choix de la méthodologie utilisée pour établir les normes de qualité environnementale (NQE) repose sur la disponibilité des données : données écotoxicologiques, données issues de mésocosmes et de terrain ; ou, en cas de données insuffisantes, sur des approches théoriques.

- À partir des données écotoxicologiques, deux approches principales peuvent être utilisées pour déterminer les NQE : (i) la méthode déterministe, qui utilise les valeurs de toxicité fiables les plus faibles observées chez des espèces aquatiques clés et applique un facteur d'évaluation (FE) pour extrapoler une QS ; (ii) la méthode probabiliste, qui utilise la modélisation de la distribution de sensibilité des espèces (SSD) pour déterminer les NQE. Les méthodes SSD nécessitent des ensembles de données de toxicité exhaustifs pour estimer les concentrations de danger (HC) affectant un faible pourcentage d'espèces (généralement HC5). Elles sont privilégiées lorsque des données suffisantes sont disponibles.
- L'utilisation de données issues de mésocosmes, de laboratoires et/ou de terrain, c'est-à-dire l'approche empirique telle qu'appliquée par Long et al. (1995) pour établir des ERL, qui ont ensuite été adoptées par le PNUE/PAM et l'OSPAR en tant que valeurs de concentration de danger (EAC) actuelles.
- Approches théoriques pouvant être mises en œuvre pour pallier le manque de données nécessaires à la définition de critères. Il s'agit notamment : (i) des méthodes in silico, qui utilisent des données issues de la modélisation (telles que le QSAR[2]) pour prédire la toxicité ; (ii) des modules « Quality Target » du réseau NORMAN ; (iii) de l'extrapolation des normes de qualité environnementale (NQE) adoptées à d'autres matrices environnementales.

10. L'annexe I détaille les types de données nécessaires à la détermination des normes de qualité environnementale (NQE), notamment les propriétés physico-chimiques, les données d'écotoxicité, les informations sur la bioaccumulation, les données de répartition à l'équilibre et les observations sur le terrain ou en mésocosmes. Des notes complémentaires traitent des limites des essais de toxicité des sédiments en laboratoire, de l'utilisation de méthodes d'extrapolation pour déterminer les NQE, ainsi que des différents indices de contamination des sédiments utilisés dans les évaluations environnementales.

3 Description détaillée des étapes suivies pour calculer et proposer des valeurs EAC actualisées pour les paramètres CI-17 : évaluation des données pertinentes, choix de la méthodologie et détermination des valeurs EAC actualisées

11. La section 3 présente une description détaillée des étapes suivies pour calculer les valeurs EAC actualisées proposées pour les paramètres CI-17. Ces étapes comprennent : une évaluation et une analyse exhaustives de toutes les données pertinentes disponibles (IMAP IS, littérature scientifique, rapports, bases de données écotoxicologiques et données de surveillance) ; la compilation et la gestion d'une base de données combinée pour les CI-17 et CI-18, permettant l'évaluation des effets biologiques possibles ; une tentative de mise à jour des EAC à l'aide de l'approche empirique décrite par Long et al. (1995) ; la proposition et l'application d'une méthodologie alternative pour actualiser

[1] Les NQE sont généralement des concentrations maximales de polluants juridiquement contraignantes et obligatoires, tandis que les CEA sont des seuils scientifiques utilisés pour évaluer l'état de l'environnement. Dans cette section, nous utilisons la terminologie des normes de qualité environnementale (NQE) et non celle des valeurs de seuil environnementales (EAC) afin de rester cohérents avec les lignes directrices de l'UE, en rappelant que la détermination des valeurs de seuil environnementales (EAC) est très similaire à celle des normes de qualité environnementale (NQE). De plus, les principes impliqués dans la détermination des NQE ont beaucoup en commun avec ceux utilisés pour l'évaluation des risques liés aux substances chimiques

[2] Consulter par exemple : https://www.epa.gov/tsca-screening-tools/ecological-structure-activity-relationships-ecosar-predictive-model; https://tox.charite.de/protox3/; European Commission: Directorate-General for, H. and S. Food (2017). Guide technique pour l'élaboration de normes de qualité environnementale. Document d'orientation de l'UE 27 (2018)

les EAC du CI-17 ; l'évaluation des résultats au regard des critères de qualité environnementale établis ; et l'identification d'approches supplémentaires à prendre en compte pour le développement et la validation ultérieurs des EAC proposées.

12. Les méthodologies possibles pour actualiser les EAC ont été décrites dans la section 2. Sur la base des données disponibles (présentées ci-dessous), la méthodologie initialement choisie pour actualiser les EAC du CI-17 était *l'approche empirique*. Cette approche est décrite en détail par Long et al. (1995) et Long et Morgan (1991), qui ont établi les critères ERL/ERM adoptés par le PNUE/PAM. Cette approche est également désignée sous le nom d'« approche fondée sur le poids de la preuve » et/ou de « surveillance fondée sur les effets » (EBM)[3]. Par conséquent, pour établir des EAC, il est nécessaire de constituer une base de données regroupant des données chimiques environnementales (eau, sédiments et biote) ainsi que des marqueurs d'absence d'effet ou d'effets biologiques néfastes, mesurés sur le même site et au même moment.

13. Les étapes suivies pour constituer une base de données combinée des paramètres CI-17 et CI-18 concomitants, et pour mettre à jour les EAC pour le CI-17, sont présentées ci-dessous.

3.1 Évaluation et analyse exhaustives des données pertinentes disponibles pour la mise à jour des EAC du CI-17 à l'aide de l'approche empirique

14. La section suivante présente une évaluation exhaustive des sources de données pertinentes disponibles pour la mise à jour des EAC du CI-17 et la mise en œuvre éventuelle de l'approche empirique.

15. IMAP-IS. Le système d'information IMAP (IMAP IS) a été évalué et des données supplémentaires relatives au CI-17, mises en ligne dans le système entre janvier 2022 et avril 2026 (et non utilisées pour la préparation du rapport de suivi qualitatif (QSR) 2023 de la MED), ont été identifiées, répertoriées et téléchargées. Au total, 19 nouveaux fichiers contenant des données sur le CI-17 ont été mis en ligne dans l'IMAP IS par 9 points de contact (annexe II). Cependant, ces fichiers ne comprenaient que des données relatives au CI-17 et ne contenaient pas de données sur les effets biologiques. Par conséquent, les données IMAP IS nouvellement téléchargées n'ont pas pu être incluses dans la base de données combinée utilisée dans le présent travail.

16. La littérature scientifique, notamment les rapports internationaux. La littérature scientifique a été passée en revue afin d'identifier les études contenant des données sur les paramètres CI-17 mesurés en lien avec les effets biologiques sur le biote. Une attention particulière a été accordée aux études publiées depuis 2015 et portant sur la mer Méditerranée et le biote. En résumé, seules 21 études pertinentes ont été identifiées, et celles-ci étaient très spécifiques en ce qui concerne : le site, les espèces, les polluants et les paramètres d'effet biologique (annexe III). Cependant, les informations et les données issues de ces études et utilisées dans le présent travail présentent plusieurs limites. En effet, les études portaient généralement sur un site suspecté d'être pollué et le comparaient à un site voisin supposé ne pas être affecté par la pollution. Les études ne portaient que sur une ou quelques espèces, sur un seul polluant parmi un ensemble possible de polluants présents dans la zone, et supposaient un effet ou l'absence d'effet dû à ce polluant unique ou à un très petit nombre de polluants. Le critère d'évaluation permettant de juger de l'effet biologique était également limité, les biomarqueurs (CI-18) constituant généralement les seuls critères disponibles. Ces données n'ont pas été intégrées dans la base de données combinée CI-17 et CI-18.

17. Bases de données écotoxicologiques : Les bases de données suivantes, entre autres, ont été consultées afin d'identifier toute donnée pertinente : la base de données ECOTOX de l'EPA américaine, une base de connaissances exhaustive fournissant des données sur la toxicité environnementale de substances chimiques individuelles pour les espèces aquatiques et terrestres (https://cfpub.epa.gov/ecotox) ; et la base de données écotoxicologique NORMAN, qui contient toutes les substances répertoriées dans la liste NORMAN Suspect List Exchange, ainsi que la valeur la plus faible de la concentration prédite sans effet (PNEC). Ces PNEC ont été soit calculées à partir de données expérimentales, soit prédites par des modèles QSAR pour trois niveaux trophiques

[3] Rapport technique sur les outils de surveillance des effets sur le milieu aquatique dans le cadre de la directive-cadre sur l'eau. https://circabc.europa.eu/sd/a/0d78bbf7-76f0-43c1-8af2-6230436d759d/Effect-based%20tools%20CMEP%20report%20main%2028%20April%202014.pdf

(https://www.norman-network.net). Cependant, une large fourchette de valeurs peut être observée pour un produit chimique donné et, d'autre part, les données peuvent être très spécifiques à un composé. Les entrées indiquent la source des données, qu'il convient d'examiner pour connaître les conditions exactes de terrain ou d'expérimentation. Les expériences en laboratoire exposent généralement le biote à des concentrations bien supérieures à celles rencontrées dans la nature, même sur des sites pollués. Par conséquent, les données issues de ces bases de données n'ont pas été incluses dans la mise à jour des EAC et n'ont été utilisées qu'à des fins de comparaison (section 3.8).

18. Données fournies par les Parties contractantes (PC). Dans le cadre du groupe de travail ouvert (OWG) sur les contaminants, cinq PC ont fourni des données relatives au CI-17 ainsi que des données relatives au CI-18 (biomarqueurs), qui ont été rassemblées pour constituer la base de la base de données combinée (tableau 1). Des données supplémentaires seront intégrées à la base de données combinée lorsqu'elles seront soumises au cours de la période précédant la réunion CorMon sur la pollution de 2027.

3.2 Gestion des données et base de l'élaboration d'une base de données combinée CI-17 et CI-18

19. Les données de surveillance ont été examinées afin de s'assurer qu'elles comprenaient toutes les informations complémentaires telles que la date d'échantillonnage, le nom et la position de la station (latitude et longitude), la matrice, les paramètres mesurés et les unités de mesure. Des précisions ont été demandées aux points de contrôle (CP) lorsque cela s'est avéré nécessaire. Si les mesures étaient fournies dans des unités différentes de celles spécifiées dans les normes de données pour les CI 17 et 18 de l'IMAP IS, les résultats ont été convertis en conséquence. Par exemple, les concentrations exprimées en poids humide pour *M. galloprovincialis* ont été recalculées en poids sec à l'aide du rapport poids humide/poids sec fourni dans les fichiers de données.

20. En conséquence, une base de données combinée CI-17 et CI-18 a été établie selon les principes suivants :

- Seules les stations disposant à la fois de données CI-17 et de données CI-18 simultanées ont été incluses dans la base de données combinée.
- Lorsque plusieurs résultats étaient disponibles pour une même station au cours d'une même année d'échantillonnage, ils ont été regroupés en une seule valeur. Pour quatre réplicats ou moins (principalement les paramètres CI-17), la moyenne arithmétique a été utilisée ; pour cinq réplicats ou plus (principalement les paramètres CI-18), la médiane a été utilisée. La médiane réduit l'effet des valeurs aberrantes dans un ensemble de données, mais n'est pas considérée comme fiable lorsqu'elle est utilisée avec un petit nombre de mesures.
- Aucune moyenne temporelle n'a été calculée, même lorsqu'une station avait fait l'objet d'échantillonnages au cours de différentes années. Chaque année a été traitée séparément afin d'éviter tout biais résultant d'éventuelles variations temporelles.
- Les données inférieures à la limite de détection (LOD) ou à la limite de quantification (LOQ) ont été mises en évidence respectivement en vert et en bleu. Les données inférieures à la LOD ont été remplacées par la moitié de la LOD[4] indiquée, conformément à ce qui a été convenu lors de la réunion CorMon de 2021 et tel que rapporté dans le document PNUE/MED WG. 533/Inf.3

21. Les détails des données disponibles fournies au PNUE/PAM – MEDPOL par les pays participants aux fins de l'établissement des EAC, dans le cadre des échanges menés au sein du groupe

[4] Le calcul a été effectué à partir des valeurs de la limite de détection (LOD) ou de la limite de quantification (LOQ) fournies par les pays (voir les annexes I et la section 4.1 du document UNEP/MED WG. 533/Inf.3), désignées ci-après par les valeurs « en dessous de la limite de détection » (bdl). Dans un document technique distinct, élaboré par MEDPOL en concertation avec l'OWG, il a été recommandé d'intégrer les valeurs bdl dans les calculs de la BC et de ne pas les exclure. L'exclusion des concentrations « bdl » pourrait augmenter artificiellement la valeur calculée de la BC (voir l'annexe I du document UNEP/MED WG.533/Inf.3). 533/Inf.3). Les valeurs « sous la limite de détection » (bdl) pour un polluant donné dans une matrice spécifique variaient selon les pays et pouvaient même différer au sein d'un même pays, couvrant parfois une large fourchette.

de travail ouvert (OTG), sont présentés dans le tableau 1. Les détails des données sélectionnées (CI-17 et CI-18) incluses dans la base de données combinée sont présentés dans le tableau 2.

Tableau 1. Informations détaillées sur les données CI-17 disponibles, communiquées par les pays participants (CP) au PNUE/PAM - MEDPOL, par l'intermédiaire du groupe de travail ouvert sur les contaminants (OWG). Au moment de leur élaboration, ces ensembles de données n'avaient pas encore été téléchargés dans le système d'information IMAP (IMAP IS).

CP	Sous-région	Nom du fichier	Année	Matrice	Nombre de stations	Contaminant
Italie	WMS, CEN, ADR	Contaminants du biote de 2021 à 2023	de 2021 à 2023	B (MB,MG)	3465	TM, composés organiques
Italie	WMS, CEN, ADR	Contaminants des sédiments de 2021 à 2023	de 2021 à 2024	S	663	TM, composés organiques
Croatie	ADR	P1_ver_1_2025_Croatia	de 2021 à 2024	B (MB,MG)	44	TM, composés organiques
Croatie	ADR	P1_ver_1_2025_Croatia	de 2021 à 2024	S et B (MB,MG)	34	TM, composés organiques
Croatie	ADR	P1_ver_1_2025_Croatia	de 2021 à 2024	S	4	TM, composés organiques
Grèce	CEN, AEL	D8C1_ metals_sediments WFD-MSFD DATA_2014-2023	2014, de 2019 à 2023	S	2 à 8	TM
Grèce	CEN, AEL	D8C1_DATA_MSFD_POLLUTANTS_SEDIMENT	de 2019 à 2023	S	2-6	Composés organiques
Grèce	CEN, AEL	D8C2 Metals MSFD DATA 1	de 2022 à 2023	B (MG)	9 et 6	TM
Grèce	CEN, AEL	D8C1 Organic contaminants mussels MSFD DATA	de 2022 à 2023	B (MG)	9 et 6	Composés organiques
Grèce	CEN, AEL	D8C1_dissoloved_metals WFD-MSFD DATA_2021-2025	de 2021 à 2025	SW	6 à 10	TM
Grèce	CEN, AEL	Biomarkers_contaminants_Tsangaris et al 2010 2011	2007	B (MG)	18	Composés organiques
France	WMS	QUADRIGE_20251103_60492486_TransMedPolContaminants_RESULTAT	2021	B (MG)	748	TM, composés organiques
Espagne	WMS	P1_2022_SEDIMENTS_SPAIN_Metals_PAHs_OCs	2022	S	24	TM, composés organiques
Espagne	WMS	P1_2022_BIOTA_SPAIN_Mytilus_Metals_PAHs_OCs	2022	B (MG)	14	TM, composés organiques
Espagne	WMS	P1_2022_BIOTA_SPAIN_Mullus_Metals	2022	B (MB)	4	TM
Espagne	WMS	P1_2023_SEDIMENTS_SPAIN_PAHs_OCs	2023	S	45	Composés organiques

CP	Sous-région	Nom du fichier	Année	Matrice	Nombre de stations	Contaminant
Espagne	WMS	P1_2023_BIOTA_SPAIN_Mytilus_Metals_PAHs_OCs	2023	B (MG)	11	TM, composés organiques
Espagne	WMS	P1_2024_BIOTA_SPAIN_Mytilus_Metals	2024	B (MG)	11	TM
Espagne	WMS	P1_2023_BIOTA_SPAIN_Mullus_Metals	2023	B (MB)	4	TM
Espagne	WMS	2015_BIOTA_SPAIN_Mullus_Metals	2015	B (MB)	5	TM

Sous-région WMS (Méditerranée occidentale), CEN (Méditerranée centrale), ADR (mer Adriatique), AEL (mer Égée et mer Levantine). Matrice : SW (eau de mer), S (sédiments), B (biote), MB (Mullus barbatus), MG (Mytilus galloprovincialis). TM (métaux traces).

Tableau 2. Détails des données incluses dans la base de données combinée CI-17 et CI-18. Une station était classée comme « affectée » lorsqu'un biomarqueur (ou plusieurs) se situait en dehors de la fourchette définie par les critères calculés (biomarqueur affecté).

CP	Sous-région	Année	Matrice	Nombre de stations	Nombre de stations présentant des biomarqueurs affectés
Italie	WMS	2021	B(MB), S	7	6
Italie	CEN	2023	B(MB), S	4	0
Italie	ADR	2022	B(MB), S	6	3
Croatie	ADR	2021	B(MG)	7	7
Croatie	ADR	2022	B(MG)	9	8
Croatie	ADR	2023	B(MG)	8	5
Croatie	ADR	2024	B(MG)	10	9
France	WMS	2021	B(MG*)	16	11
Grèce	CEN	2022	B(MG*), S	4	0
Grèce	AEL	2022	B(MG*), S	5	2
Grèce	AEL	2023	B(MG*), S	6	3
Espagne	WMS	2023	B(MG), S	11	1
Espagne	WMS	2023	B(MB)	4	0

Sous-région WMS (Méditerranée occidentale), CEN (Méditerranée centrale), ADR (mer Adriatique), AEL (mer Égée et mer Levantine). Matrice : S (sédiments), B (biote), MB (Mullus barbatus), MG (Mytilus galloprovincialis). *En cage

3.3 Évaluation des effets biologiques (attribution d'un descripteur « effet » ou « absence d'effet »)

22. Les valeurs BAC et EAC actualisées proposées pour le CI-18 (biomarqueurs) sont présentées dans le document PNUE/MED WG.467/4. Ces critères proposés pour le CI-18 ont été utilisés pour attribuer une classification « effet » ou « absence d'effet » à chaque valeur mesurée de CI-18 dans la base de données combinée C-17 et CI-18.

23. Les biomarqueurs ont été examinés, et les valeurs mesurées ont été classées soit comme « non affectées » (inférieures ou supérieures à la BAC, selon le biomarqueur), soit comme « affectées », lorsque les valeurs mesurées se situaient entre la BAC et l'EAC ou en dessous de l'EAC pour les biomarqueurs d'effet. Pour les biomarqueurs d'exposition, étant donné que seules les BAC sont nécessaires et calculées pour ces biomarqueurs, les valeurs supérieures aux BAC ont été classées

comme « affectées ». Une station était classée comme affectée si au moins un résultat de biomarqueur ne répondait pas aux critères établis (c'est-à-dire que le biomarqueur était affecté).

24. À la suite de la classification des biomarqueurs, et dans le cadre du présent travail, les données relatives au CI-17 ont été examinées uniquement dans les stations classées comme « affectées » selon les critères du CI-18. Dans ces stations, les concentrations mesurées de CI-17 ont été comparées aux critères (BC, BAC et EAC) adoptés par le PNUE-PAM, comme expliqué à la section 3.4. Tout au long du document, ces stations sont désignées comme des stations « affectées » selon les critères relatifs aux biomarqueurs. Toutefois, cela peut ne pas s'appliquer aux paramètres CI-17 ; c'est pourquoi la classification du CI-17 a été traitée comme celle d'une station potentiellement affectée.

25. Une classification complète des données disponibles a été établie à l'appui des présents travaux ; un extrait de celle-ci est présenté dans le tableau 3 avec des informations géographiques anonymisées. Cet extrait, qui présente les concentrations de TM chez *M. galloprovincialis*, illustre le type d'informations et de données collectées, ainsi que le traitement et les analyses correspondants.

Tableau 3. Classification des concentrations de TM dans *M. galloprovincialis* mesurées dans les stations potentiellement touchées, selon les critères d'évaluation actuels du CI 17 du PNUE/PAM. Les concentrations de TM ont été surlignées en gris pour les valeurs supérieures aux BC, en rose pour celles supérieures aux BAC et en rouge pour celles supérieures aux EAC actuels. Les valeurs mesurées des biomarqueurs d'effet inférieures aux EAC ont été surlignées en jaune, tandis que les valeurs comprises entre les EAC et les BAC ont été surlignées en orange. Pour les biomarqueurs d'exposition, les valeurs supérieures aux BAC ont également été surlignées en orange. L'évaluation des biomarqueurs s'appuie sur les valeurs BAC et EAC actualisées et récemment calculées, telles que présentées dans le document de réunion PNUE/MED WG. 647/4. Ce tableau est présenté avec des informations géographiques anonymisées.

Cd µg/kg dw	Hg µg/kg dw	Pb µg/kg dw	AChE nmol/min/mg prot		LMS-HEXO min		MT µg/g		SoS LT50 day	
648	333	1 040	13	Y	19	Y	114		6,8	
680	185	1 740	15,8	Y	10,10	Y	169		5	Y
360	80	650	38		7	Y	634	Y	6,1	Y
610	84	1 870	13,2	Y	14	Y	107		4,1	Y
640	78	1 750	15,8	Y	12,5	Y	170		6,2	Y
610	400	1 280	15	Y	11,5	Y	224		7,7	
1 000	251	1 600	21,2		19	Y	232		7,1	
1 000	300	6 750	28		28		411	Y	6,6	
402	108	540	21,5		17	Y	103		7,9	
460	131	740			18	Y	201		8,6	
470	60	1 710	38		11	Y	220		6,4	Y
320	44	490	18,2	Y	15	Y	256	Y	4,3	Y
310	150	1 400	19	Y	12	Y	321	Y	8,1	
348	105	1 270	16,7	Y	14	Y	129		4	Y
580	39	890	14,6	Y	15	Y	293	Y	5,5	Y
480	250	5 260	24		13	Y	343	Y	7,4	
474	415	4 610	18,9	Y	14	Y	154		3,7	Y
550	551	8 820	15,2	Y	17	Y	158		7,6	
560	464	6 060			15,2	Y	220		10,2	
1 266	180	6 060	11,6	Y	17	Y	102		7,9	
1 300	204	6 370	20,6		12	Y	212		5,3	Y
800	166	3 360			18	Y	226		4,9	Y

Cd µg/kg dw	Hg µg/kg dw	Pb µg/kg dw	AChE nmol/min/mg prot		LMS-HEXO min		MT µg/g		SoS LT50 day	
430	600	5 800	12	Y	9,1	Y	529	Y	6	
730	180	1 270	9,9	Y	10,1	Y	356	Y	5,5	Y
917	81	1 410	15	Y	11,1	Y	133		4,1	Y
310	112	1 120	14,6	Y	16	Y	121		7	
330	116	900			11,8	Y	137		10,9	
440	50	610	16	Y	12	Y	319	Y	9,1	
453	56	560	9,63	Y			196		10	
1 182	125	1 196	25,86				490		6	Y
517	89	327	10,99	Y			441		7	
648	54	439	8,92	Y			440		7	
748	151	2 274	44,86				513		5	Y
762	62	1 731			18,8	Y				
933	57	1 224			12,5	Y				
986	108	1 522			10	Y				
898	101	1 404			10,3	Y				
650	272	3 145			15,0	Y				
1 371	119	1 448			4,7	Y				
1 521	85	2 214			12,5	Y				
1 502	110	1 699			10	Y				
1 769	140	1 981			20	Y				
671	48	1 330			11,6	Y				
1 400	94	2 017			9,2	Y				

AChE – Activité enzymatique de l'acétylcholinestérase ; LMSO-HEXO – Stabilité de la membrane lysosomale sur des coupes au cryostat – dosage enzymatique ; TM – Taux de métallothionéine ; SoS – Stress sur Stress, Y – Oui, classé comme affecté.

3.4 Évaluation des valeurs mesurées de CI-17 correspondantes dans les stations classées comme affectées sur la base des biomarqueurs

26. Les concentrations mesurées par le CI-17 dans les stations classées comme touchées (selon les critères du CI-18) ont été évaluées au regard des [5] critères actuels du PNUE/PAM, y compris les valeurs BC, BAC et EAC adoptées. La procédure suivante a été respectée :

- L'évaluation a été réalisée pour tous les paramètres obligatoires du CI-17, à savoir les métaux traces, les HAP, les PCB et les pesticides organochlorés, lorsque des données étaient disponibles.
- L'évaluation a porté sur les paramètres du CI-17 dans les sédiments et le biote (*M. galloprovincialis* et *M. barbatus*), lorsque des données étaient disponibles.
- Les concentrations mesurées des paramètres du CI-17 inférieures aux BC n'ont pas été mises en évidence. Les concentrations supérieures aux BC ont été surlignées en gris clair, tandis que celles supérieures aux BAC ont été surlignées en rose. Les concentrations mesurées des paramètres du CI-17 supérieures aux EAC actuellement en vigueur ont été surlignées en rouge.

[5] Décision IG.27/6, Politique et feuille de route 2026-2035 relatives à l'approche écosystémique (EcAp) et Programme intégré de suivi et d'évaluation de la mer et du littoral méditerranéens (IMAP), annexe 2 : Critères d'évaluation de l'IMAP concernant les nutriments, les contaminants et les déchets marins

- Les BC et BAC utilisés pour évaluer et classer les valeurs mesurées correspondaient aux critères sous-régionaux. En l'absence de critères sous-régionaux, les BC et BAC régionaux de la Méditerranée ont été utilisés.
- Certaines stations ont été classées comme étant impactées (selon les critères du CI-18), alors qu'aucun effet n'a pu être observé au niveau des paramètres du CI-17. À l'inverse, certaines stations non classées comme impactées présentaient néanmoins des valeurs de certains paramètres du CI-17 supérieures aux critères actuellement en vigueur (BAC ou EAC).
- Calcul fondé sur la méthode de Long et al. (1995). En utilisant uniquement les données provenant des stations potentiellement concernées, les 10e et 50e centiles ont été calculés afin de déterminer respectivement les « ERL » et les « ERM » (section 3.5).

3.5 Calcul des valeurs EAC actualisées proposées à l'aide de l'approche empirique de Long et al. (1995)

27. Sur la base des résultats présentés à la section 2.1.2, la méthodologie empirique mise au point par Long et al. (1995) a été retenue comme l'approche la plus appropriée et la plus réalisable à adopter pour la présente mise à jour des EAC. Toutefois, l'application de l'approche empirique aux données sélectionnées provenant de stations potentiellement impactées n'a produit aucun résultat exploitable. Les valeurs obtenues pour les 10e et 50e percentiles (« ERL » et « ERM », respectivement) étaient, dans la plupart des cas, très faibles et comparables aux BAC actuellement en vigueur (tableaux 4 et 5).

28. Afin d'étayer cette conclusion, selon laquelle l'approche empirique n'est pas applicable à ce stade, la procédure suivie étape par étape pour établir les EAC applicables aux traces métalliques (TM : Cd, Hg et Pb) chez *M. galloprovincialis* est présentée ci-dessous, cette procédure repose sur les données issues exclusivement des stations considérées comme potentiellement impactées dans la base de données combinée des indicateurs CI-17 et CI-18. Cette section présente un exemple de la manière dont les calculs ont été effectués en suivant les étapes suivantes : sélection des stations potentiellement impactées ; examen des concentrations mesurées des TM dans ces stations ; application de la méthodologie de Long et al. (1995) afin de calculer les 10e et 50e percentiles des données, permettant ainsi de déterminer les valeurs « ERL » et « ERM ».

29. Les concentrations mesurées des TM dans les stations potentiellement touchées ont été classées comme suit : en gris, les valeurs CI-17 supérieures aux BC ; en rose, les valeurs supérieures aux BAC ; et en rouge, les valeurs supérieures aux EAC actuelles. Les valeurs mesurées des biomarqueurs d'effet inférieures aux EAC ont été mises en évidence en jaune, et en orange lorsque les valeurs se situaient entre les EAC et les BAC. Pour les biomarqueurs d'exposition, les valeurs supérieures aux BAC ont également été mises en évidence en orange (tableau 3).

30. L'examen des concentrations mesurées en TM dans les stations potentiellement impactées montre que certaines valeurs sont inférieures aux BC, tandis que d'autres sont supérieures aux BC, aux BAC et aux EAC (Décision IG. 27/6). La même observation s'applique aux stations classées comme nonimpactées (non présentées dans l'exemple ci-dessous). Le tableau 4 présente les 10e et 50e percentiles calculés pour les TM chez *M. galloprovincialis*. Ces percentiles ont été calculés à partir des concentrations mesurées dans des stations présentant au moins un biomarqueur indiquant un impact. Une comparaison entre les 10e et 50e percentiles calculés et les autres critères est présentée au tableau 5.

31. Il apparaît que les valeurs calculées pour le 50e percentile sont comparables aux BAC MED actuellement en vigueur pour le Hg et le Pb, et inférieures à ceux-ci pour le Cd. Elles ne sont donc pas considérées comme appropriées pour la révision des EAC actuellement en vigueur. Il convient de noter que les BAC MED sont très proches des BAC de l'OSPAR utilisés dans son évaluation de 2023 (tableau 5).

32. Ces résultats confirment qu'à ce stade, il n'est pas possible de procéder à la mise à jour des EAC en appliquant une approche fondée sur les effets, sur la base des données actuellement disponibles pour le CI-17, combinées à la classification des stations en catégories avec effet/sans effet, établie à partir des valeurs mesurées et des critères du CI-18. En outre, aucune donnée écotoxicologique supplémentaire n'a pu être compilée à partir de la littérature scientifique ou de sources nationales de manière à permettre l'application de cette approche. Un ensemble de données

plus vaste et plus complet devra être constitué afin d'améliorer la fiabilité et l'applicabilité de l'approche fondée sur les effets.

Tableau 4. 10e et 50e percentiles calculés pour les TM chez *M. galloprovincialis*. Les percentiles ont été calculés à partir des concentrations mesurées dans des stations présentant au moins un biomarqueur indiquant un impact. *n* correspond au nombre de points de données utilisés pour le calcul.

***M. galloprovincialis*, µg/kg de poids sec**			
	Cd	**Pb**	**Hg**
50e	648	1 448	112
10e	348	560	54
n	45	45	45

Tableau 5. Comparaison des 10e et 50e centiles calculés pour les TM chez *M. galloprovincialis* avec les critères d'évaluation actuels de l'indicateur commun 17 du PNUE/PAM et la valeur de seuil (BAC) de l'OSPAR.

***M. galloprovincialis*, µg/kg de poids sec**										
	50e	**10e**	**BC, MED**	**BC, WMS**	**BC, ADR**	**BAC, MED**	**BAC*, OSPAR**	**BAC, WMS**	**BAC, ADR**	**EAC****
Cd	**648**	**348**	710	1 030	629	1 065	960	1 545	944	**5 000**
Hg	**112**	**54**	77,9	85	75,4	117	90	128	113	**2 500**
Pb	**1 448**	**560**	1 100	1 260	1 000	1 650	1 300	1 890	1 500	**7 500**

* Dans les moules, https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/heavy-metals-biota-sediment.L'OSPAR utilise également les critères des concentrations maximales admissibles (CMA) pour le biote. En ce qui concerne les TM chez les bivalves, les MPC de l'OSPAR correspondent aux EAC du PAM du PNUE.

3.6 Méthodologie proposée pour l'amélioration des critères d'évaluation relatifs à l'IMAP CI-17

33. Dans la mesure où il n'a pas été possible, à ce stade, de mettre à jour les EAC du CI-17 en utilisant l'approche empirique fondée sur les effets, il est proposé d'adopter une approche similaire à celle appliquée dans le QSR 2023 de la Méditerranée, en utilisant la méthodologie CHASE+. Cette approche consiste à établir la classification des valeurs seuils pour l'application de CHASE+, sur la base des BAC multipliés par un facteur d'évaluation (FE), lequel est déterminé en fonction du paramètre du CI-17 considéré. Un exemple de cette approche est présenté dans le document PNUE/MED WG.556/Inf.8.

34. Comme indiqué, la méthodologie CHASE+ a été utilisée pour évaluer l'état environnemental dans les zones de la mer Méditerranée disposant de peu de points de données. En résumé, les valeurs limites de classification utilisées reposaient sur les BAC actualisés multipliés par un facteur d'évaluation (FE) noté x, soit xBAC. La valeur de x a été fixée à 1,5 pour les métaux traces et à 2 pour les contaminants organiques. Les valeurs limites de classification utilisées pour déterminer la limite entre le BEE (état élevé et bon) et le non-BEE (état moyen, médiocre et mauvais) étaient les xBAC (1,5 BAC pour les TM et 2 BAC pour les contaminants organiques). Les seuils de distinction entre les différentes classes du non-BEE étaient définis comme suit : 2(xBAC) = (3BAC) pour la limite entre les états moyen et médiocre, et 5(xBAC) = (7,5BAC) pour la limite entre les états médiocre et mauvais.

Outil CHASE+	Élevé	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
Seuils	**1/2 (xBAC)**	**(xBAC)**	**2 (xBAC)**	**5 (xBAC)**	

35. Une comparaison entre les EAC actuels et d'éventuels nouveaux critères actualisés, basés sur les xBAC selon l'approche CHASE+, est présentée au tableau 6. Les TM chez *M. galloprovincialis* sont utilisés à titre d'exemple pour illustrer l'analyse réalisée en appliquant cette approche.

Tableau 6. Cette comparaison met en évidence les écarts entre les EAC en vigueur et les critères potentiellement révisés calculés à partir des xBAC dans le cadre de la méthodologie CHASE+.

	Critère (*M. galloprovincialis*, µg/kg de poids sec)				**Rapport**		
	EAC	**BEE/non BEE, 1,5 BAC**	**De médiocre à mauvais (5 x 1,5 BAC)**	**De moyen à médiocre (2 x 1,5 BAC)**	**Rapport EAC/BC_MED**	**Rapport EAC/BC_MED**	**De moyen à médiocre/BAC**
Cd	**5 000**	1 598	7 988	**3 195**	7,0	4,7	3
Hg	**2 500**	176	878	**351**	32,1	21,4	3
Pb	**7 500**	2 475	12 375	**4 950**	6,8	4,5	3

36. Les valeurs seuils délimitant le BEE et le non-BEE sont nettement inférieures aux EAC, tandis que les seuils CHASE+ séparant les états médiocre et mauvais sont beaucoup plus élevés pour le Cd et le Pb, mais plus faibles pour le Hg.[6] Il a donc été proposé d'utiliser la limite entre les états modéré et médiocre comme base plus réaliste pour le calcul et la mise à jour des EAC. Les EAC ainsi calculés sont considérés comme des valeurs provisoires (intérimaires). Ils seront révisés à mesure que de nouvelles données deviendront disponibles afin de permettre l'application de l'approche empirique et l'exploitation de données écotoxicologiques. L'approche actuellement retenue revient, de facto, à appliquer aux BAC un facteur d'évaluation (FE) de 3 (2 × (1,5 x BAC) = 3 × BAC). Ce rapport est comparable au ratio EAC/BAC méditerranéen actuellement utilisé, qui est de 4,7 pour le Cd et de 4,5 pour le Pb. En d'autres termes, la valeur du facteur d'évaluation (FE) de 3, dérivée de la méthodologie CHASE+, est du même ordre de grandeur que les valeurs de 4,7 et 4,5 calculées dans le cadre des critères d'évaluation actuellement applicables au CI-17 (Décision IG.27/6).

37. L'utilisation des BAC méditerranéens (MED) comme critères pour proposer des EAC actualisés pour le CI-17 est également cohérente avec les critères applicables aux traces métalliques (TM) chez les moules utilisés par l'OSPAR dans son QSR 2023 (consulter le tableau 5). Toutefois, l'approche présentée dans le présent document s'en distingue en proposant de multiplier les BAC par un facteur d'évaluation (FE).

38. À la lumière des considérations exposées ci-dessus, la méthodologie proposée pour la mise à jour des EAC provisoires applicables aux contaminants surveillés dans le cadre du CI-17 est présentée ci-après. Elle est conforme à la méthodologie d'évaluation CHASE+[7] utilisée dans le MED QSR 2023, selon les principes suivants :

i. Pour chaque paramètre du CI-17, calculez le rapport entre l'EAC actuel (adopté par les Décisions IG.22/7, IG.23/6, IG. 26/3 et IG.27/6) et le BAC (adopté par les Décisions IG. 26/3 et IG.27/6). Dans la méthodologie CHASE+, cette valeur est appelée rapport de contamination et dans la littérature scientifique, elle est également désignée sous le terme de facteur de contamination (exemple : Pejman et al. (2015)), défini comme le rapport entre une concentration mesurée et un critère ou une valeur seuil ; dans le cas présent, il s'agit du rapport entre l'EAC et le BAC.

[6] Il est toutefois connu que la valeur EAC pour le Hg (2 500 µg/kg de poids sec) est trop élevée par rapport aux valeurs effectivement mesurées dans le cadre des programmes de surveillance menés en Méditerranée.

[7] La méthodologie CHASE+ (Outil d'évaluation de l'état des substances chimiques) a été utilisée par l'Agence européenne pour l'environnement (AEE) afin d'évaluer les catégories d'état environnemental des mers européennes (Andersen et al., 2016 ; AEE, 2019). Cette méthodologie d'évaluation repose sur un seul seuil, contrairement au système de classification feu tricolore, qui en utilise deux. La première étape consiste à calculer, pour chaque élément évalué dans une matrice, le rapport entre la concentration mesurée et la valeur seuil ($C_{mesurée}/C_{seuil}$, appelé rapport de contamination (RC). Un score de contamination (SC) est ensuite calculé selon la formule suivante,

$$CS=\frac{1}{\sqrt{n}}\sum_{i=1}^{n} CR_i$$

où n représente le nombre d'éléments évalués pour chaque matrice.

ii. Lorsque le rapport calculé est inférieur à 3 pour les TM et inférieur à 4 pour les contaminants organiques (valeurs correspondant au seuil entre les états modéré et médiocre dans CHASE+), les EAC actuels doivent être conservés sans modification.

iii. En revanche, lorsque le rapport calculé est supérieur à 3 pour les TM et supérieur à 4 pour les contaminants organiques (également correspondant au seuil entre les états modéré et médiocre dans CHASE+), les EAC doivent être actualisés comme suit :

- Pour les TM : l'EAC est fixé à 2 fois (1,5 BAC) = 3 BAC ;
- Pour les HAP, les PCB et les composés organochlorés : l'EAC est fixé à 2 fois (2 BAC) = 4 BAC.

39. Cette proposition repose sur les considérations suivantes :

- les EAC actuellement adoptés dans le cadre du PNUE/PAM (Décisions IG.22/7, IG.23/6, IG.26/3 et IG.27/6) sont trop élevés pour les conditions environnementales de la mer Méditerranée.
- À ce stade, les données disponibles sont insuffisantes pour permettre l'application de la méthode fondée sur les effets.
- Les EAC actualisés, établis selon la méthodologie proposée dans le présent document, seront considérés comme des valeurs provisoires initiales, destinées à être révisées à mesure que de nouvelles données seront disponibles.
- La méthodologie CHASE+ ainsi que les valeurs limites de classification utilisées dans MED QSR 2023 se sont révélées fiables, comme l'a démontré la comparaison avec les résultats obtenus à l'aide de la méthodologie NEAT, ainsi que l'évaluation réalisée par des experts.
- La mise à jour des critères repose sur les spécificités régionales. À titre d'exemple, l'OSPAR et le CIEM ont élaboré des EAC destinés à évaluer la signification écologique des concentrations mesurées dans le biote, tout en les appliquant avec prudence dans leurs évaluations, en tenant compte des contextes d'évaluation propres à chaque situation.
- La méthodologie proposée peut être utilisée non seulement pour mettre à jour les EAC actuellement disponibles dans le cadre du PNUE/PAM, mais également pour calculer des EAC applicables aux paramètres du CI-17 qui n'en disposent pas encore, dès lors que des BC et des BAC actualisés sont disponibles. Il en va de même pour l'établissement de critères d'EAC sous-régionaux.

3.7 Application de la méthodologie proposée fondée sur CHASE+ à l'ensemble des paramètres du CI-17 et calcul des EAC régionaux et sous-régionaux proposés.

40. Les EAC régionaux et sous-régionaux actualisés proposés pour le CI-17, calculés selon la méthode décrite à la section 3.6, sont présentés dans les tableaux suivants : Tableau 7 métaux traces dans les sédiments et le biote ; Tableau 8 HAP dans les sédiments ; Tableau 9 HAP chez *M. galloprovincialis* ; Tableau 10 PCB et pesticides organochlorés dans les sédiments ; Tableau 11 PCB et pesticides organochlorés chez *M. galloprovincialis*. Ces tableaux présentent également des informations complémentaires.

Tableau 7. Résumé des critères d'évaluation de référence (BAC), des critères[8] actuels d'évaluation environnementale (EAC) (indiqués en bleu) et des EAC régionaux et sous-régionaux proposés pour les métaux traces (Cd, Hg et Pb) dans les sédiments et le biote (*M. galloprovincialis* et *M. barbatus*). Le rapport EAC/BAC est indiqué dans la colonne située à gauche des EAC proposés.

Sédiment, µg/kg poids sec														
	BAC					**Actuel**	rapport	**Proposé**	rapport	**Proposé**	rapport	**Proposé**	rapport	**Proposé**
	MED	WMS	ADR	CEN	AEL	**EAC**	EAC/ MED_ BAC	**MED_ EAC**	EAC/ WMS_ BAC	**WMS_ EAC**	EAC/A DR_B AC	**ADR_ EAC**	EAC/A EL_B AC	**AEL_ EAC**
Cd	161	210	180	#	118	**1 200**	7,5	**483**	5,7	**630**	6,7	**540**	10,2	**354**
Hg	75	135	75	#	47,3	**150**	2,0	**150**	1,1	**150**	2,0	**150**	3,2	**150**
Pb	22 500	24 000	23 550	##	23 511	**46 700**	2,1	**46 700**	1,9	**46 700**	2,0	**46 700**	2,0	**46 700**
***M. galloprovincialis*, µg/kg poids sec**														
	BAC					**Actuel**	rapport	**Proposé**	rapport	**Proposé**	rapport	**Proposé**	rapport	**Proposé**
TM	MED	WMS	ADR	CEN	AEL	**EAC**	EAC/ MED_ BAC	**MED_ EAC**	EAC/ WMS_ BAC	**WMS_ EAC**	EAC/A DR_B AC	**ADR_ EAC**	EAC/A EL_B AC	**AEL_ EAC**
Cd	1 065	1 545	944	*	1 413	**5 000**	4,7	**3 195**	3,2	**4 635**	5,3	**2 832**	3,5	**4 239**
Hg	117	128	113	*	165	**2 500**	21,4	**351**	19,5	**384**	22,1	**339**	15,2	**495**
Pb	1 650	1 890	1 500	*	3 450	**7 500**	4,5	**4 950**	4,0	**5 670**	5,0	**4 500**	2,2	**7 500**
***M. barbatus*, µg/kg poids humide**														
	BAC					**Actuel**	rapport	**Proposé**	rapport	**Proposé**	rapport	**Proposé**	rapport	**Proposé**
	MED	WMS	ADR	CEN	AEL	**EAC**	EAC/ MED_ BAC	**MED_ EAC**	EAC/ WMS_ BAC	**WMS_ EAC**	EAC/A DR_B AC	**ADR_ EAC**	EAC/A EL_B AC	**AEL_ EAC**
Cd	7,8	*	10,6	*	7,2	**50**	6,4	**23,4**		*	4,7	**31,8**	6,9	**21,6**
Hg	81,2	*	240	*	67,4	**1 000**	12,3	**243,6**		*	4,2	**720**	14,8	**202,2**
Pb	36,6	*	81,6	*	27	**300**	8,2	**109,8**		*	3,7	**244,8**	11,1	**81**

#La majorité des données (> 50 %) est inférieure à la limite de détection. ##La valeur calculée était inférieure d'un ordre de grandeur à celles des autres sous-régions et devrait être réexaminée à la lumière de nouvelles données.
* Aucune donnée communiquée. MED : mer Méditerranée ; WMD : Méditerranée occidentale ; CEN : Méditerranée centrale ; ADR mer Adriatique ; AEL : mers Égée et Levantine.

Tableau 8. Résumé des critères d'évaluation de référence (BAC), des critères actuels d'évaluation environnementale (EAC) (indiqués en bleu) et des EAC régionaux et sous-régionaux proposés pour les HAP dans les sédiments. Le rapport EAC/BAC de la MED est indiqué dans la colonne située à gauche de l'EAC de la MED proposé. Les rapports EAC/BAC calculés pour les sous-régions étaient tous largement supérieurs à 4. Afin de rendre le tableau plus accessible, les rapports propres à chaque sous-région n'y sont pas affichés.

Sédiment, µg/kg poids sec												
	BAC					**Actuel**	rapport	**EAC proposés**				
	MED	WMS	ADR	CEN	AEL	**EAC**	EAC/ MED_BAC	**MED**	**WMS**	**ADR**	**CEN**	**AEL**
Naphtalène	3	12	3	#	3,5	**160**	53,3	**12,0**	**48**	**12**		**14**
Acénaphtylène	(1,5)[#]	#	#	0,6	#	**44**	29,3	**6,0**			**2,4**	
Acénaphtène	(3,0)[#]	#	#	*	#	**16**	5,3	**12,0**				
Fluorène	(3,0)[#]	#	#	0,5	#	**19**	6,3	**12,0**			**2**	
Phénanthrène	4,7	22,4	5,3	1,2	4,7	**240**	51,1	**18,8**	**90**	**21**	**4,8**	**19**

[8] Les nouvelles valeurs de BAC, révisées et approuvées lors de la réunion du CorMon Pollution (27 et 30 mai 2022) (PNUE/MED WG.533/10, annexe III, appendice 1), ont ensuite été approuvées par la Décision 26/3 (COP23, 2023) relative au Rapport 2023 sur l'état de la qualité de la Méditerranée et à une politique renouvelée de l'approche écosystémique en Méditerranée.

Sédiment, µg/kg poids sec												
	BAC					**Actuel**	rapport	**EAC proposés**				
	MED	WMS	ADR	CEN	AEL	**EAC**	EAC/ MED_BAC	**MED**	**WMS**	**ADR**	**CEN**	**AEL**
Anthracène	(3,3)#	#	#	#	#	**85**	25,8	**13,2**				
Fluoranthène	7,5	#	10,5	0,2	4,1	**600**	80,0	**30,0**		**42**	**0,8**	**16**
Pyrène	9,3	37,1	12	0,6	4,5	**660**	71,0	**37,2**	**148**	**48**	**2,4**	**18**
Benzo[a]anthracène	5,1	29,6	6,2	*	2,7	**261**	51,2	**20,4**	**118**	**25**		**11**
Chrysène	4	53,9	6,9	2,4	2,4	**384**	96,0	**16,0**	**216**	**28**	**9,6**	**10**
Benzo[b]fluoranthène	7,5	13	22,5	*	3,8	**na**	na	**30,0**	**52**	**90**		**15**
Benzo[k]fluoranthène	6	#	4,5	*	#	**na**	na	**24,0**		**18**		
Benzo[a]pyrène	(6,0)#	#	6	#	1,5	**430**	71,7	**24,0**		**24**		**6**
Benzo[g,h,i]pérylène	(6,3)#	#	8,6	*	2,7	**85**	13,5	**25,2**		**34**		**11**
Dibenz[a,h]anthracène	(1,5)#	10,5	#	*	#	**63,4**	42,3	**6,0**	**42**			
Indeno[1,2,3-c,d]pyrène	(6,0)#	15	6,5	*	3,2	**240**	40,0	**24,0**	**60**	**26**		**13**
Somme des 16 HAP	41	240	61,5	9,5	32	**4 022**	98,1	**164**	**960**	**246**	**38**	**128**

La plupart des données (> 50 %) sont inférieures au seuil de détection. * Aucune donnée communiquée. n.d. – indisponible. MED : mer Méditerranée, WMD : Méditerranée occidentale, CEN : Méditerranée centrale, ADR : mer Adriatique et AEL : mer Égée et mer Levantine.

Tableau 9. Résumé des critères d'évaluation de référence (BAC), des critères d'évaluation environnementale (EAC) actuels (indiqués en bleu) et des EAC régionaux et sous-régionaux proposés pour les HAP chez la moule M. galloprovincialis. Le rapport EAC/BAC est indiqué dans la colonne située à gauche des EAC proposés. Aucun BAC n'est disponible pour les sous-régions CEN et AEL.

***M. galloprovincialis*, µg/kg de poids sec**										
	BAC			**Actuel**	rapport	**Proposé**	rapport	**Proposé**	rapport	**Proposé**
	MED	WMS	ADR	**EAC**	EAC/ MED_BAC	**MED_ EAC**	EAC/WM S_BAC	**WMS_ EAC**	EAC/ ADR_BAC	**ADR_ EAC**
Naphtalène	0,84	0,79	#			**3,36**		**3,16**		
Acénaphtylène	(0,08)#	#	#			**0,32**				
Acénaphtène	(0,75)#	#	#			**3,0**				
Fluorène	3,75	11,8	#			**15,0**		**47,2**		
Phénanthrène	8,03	29,8	3,38	**1 700**	212	**32,1**	57	**119**	503	**13,5**
Anthracène	1,68	1,4	#	**290**	173	**6,72**	207	**5,6**		
Fluoranthène	7,25	15	#	**110**	15	**29,0**	7	**60**		
Pyrène	3,75	8,31	#	**100**	27	**15,0**	12	**33,2**		
Benzo[a]anthracène	0,9	1,04	#	**80**	89	**3,6**	77	**4,16**		
Chrysène	3,81	4,46	#			**15,2**		**17,8**		
Benzo[b]fluoranthène	1,5	2,04	#			**6,0**		**8,16**		
Benzo[k]fluoranthène	1,5	1,09	#	**260**	173	**6,0**	239	**4,36**		
Benzo[a]pyrène	(1,50)#	1,42	#	**600**	400	**6,0**	423	**5,68**		
Benzo[g,h,i]pérylène	1,5	1,01	#	**110**	73	**6,0**	109	**4,04**		
Dibenz[a,h]anthracène	(0,14)#	#	#			**0,56**				
Indeno[1,2,3-c,d]pyrène	(0,94)#	0,43	#			**3,76**		**1,72**		
Somme des 16 HAP	8,7	8,4	9,9			**34,8**		**33,6**		

La plupart des données (> 50 %) sont inférieures au seuil de détection. * Aucune donnée communiquée. n.d. – indisponible. MED : mer Méditerranée, WMD : Méditerranée occidentale, CEN : Méditerranée centrale, ADR : mer Adriatique et AEL : mer Égée et mer Levantine.

Tableau 10. Résumé des critères d'évaluation de référence (BAC), des critères d'évaluation environnementale (EAC) actuellement en vigueur (en bleu) et des EAC régionaux et sous-régionaux proposés pour les PCB et les pesticides présents dans les sédiments. Le rapport EAC/BAC est indiqué dans la colonne située à gauche des EAC proposés.

Sédiment, µg/kg poids sec														
	BAC					**Actuel**	rapport	**Proposé**	rapport	**Proposé**	rapport	**Proposé**	rapport	**Proposé**
	MED	WMS	ADR	CEN	AEL	**EAC**	EAC/MED_BAC	**MED_EAC**	EAC/WMS_BAC	**WMS_EAC**	EAC/ADR_BAC	**ADR_EAC**	EAC/AEL_BAC	**AEL_EAC**
PCB														
PCB28	0,1	#	#	#	0,09	**1,7**	17	**0,4**					19	**0,36**
PCB52	0,07	0,1	0,09	#	0,04	**2,7**	39	**0,28**	27	**0,4**	30	**0,36**	68	**0,16**
PCB101	0,1	0,16	0,16	*	#	**3**	30	**0,4**	19	**0,64**	19	**0,64**		
PCB118	0,1	0,46	0,18	#	0,01	**0,6**	6	**0,4**	1	**0,6**	3,3	**0,6**	60	**0,04**
PCB138	0,11	0,26	0,24	#	#	**7,9**	72	**0,44**	30	**1,04**	33	**0,96**		
PCB153	0,14	0,4	0,28	#	0,02	**40**	286	**0,56**	100	**1,6**	143	**1,12**	2 000	**0,08**
PCB180	0,09	0,13	0,13	#	#	**12**	133	**0,36**	92	**0,52**	92	**0,52**		
Somme des 7 PCB	0,4	1,6	0,21	#	0,19	**67,9**	170	**1,6**	42	**6,4**	323	**0,84**	357	**0,76**
Pesticides														
γ-HCH (Lindane)	(0,1)#	#	#	*	0,02	**3**	30	**0,4**					150	**0,08**
DDE (p,p')	(0,1)#	0,23	#	#	*	**2,2**	10	**0,4**	9,6	**0,92**				
Hexachlorobenzène	(0,1)#	#	#	#	*	**20**	200	**0,4**						
Dieldrine	(0)#		#	#	#	**2**								

La plupart des données (> 50 %) sont inférieures au seuil de détection. * Aucune donnée communiquée. n.d. – indisponible. MED : mer Méditerranée ; WMD : Méditerranée occidentale ; CEN : Méditerranée centrale ; ADR mer Adriatique ; AEL : mers Égée et Levantine.

Tableau 11. Résumé des critères d'évaluation de référence (BAC), des critères d'évaluation environnementale (EAC) actuels (en bleu) et des EAC régionaux et sous-régionaux proposés pour les PCB et les pesticides chez la moule M. galloprovincialis. Le rapport EAC/BAC est indiqué dans la colonne située à gauche des EAC proposés. Aucun BAC n'est disponible pour les sous-régions CEN et AEL

***M. galloprovincialis*, µg/kg de poids sec**										
	BAC			**Actuel**	rapport	**Proposé**	rapport	**Proposé**	rapport	**Proposé**
	MED	WMS	ADR	**EAC**	EAC/MED_BAC	**MED_EAC**	EAC/WMS_BAC	**WMS_EAC**	EAC/ADR_BAC	**ADR_EAC**
PCB										
PCB28	0,2	0,07	1,38	**3,2**	16,0	**0,80**	45,7	**0,28**	2,3	**5,52**
PCB52	0,38	0,3	0,5	**5,4**	14,2	**1,52**	18	**1,2**	10,8	**2**
PCB101	1,2	1,1	1,4	**6**	5,0	**4,80**	5,5	**4,4**	4,3	**5,6**
PCB118	1,23	1,5	1,4	**1,2**	**1,0**	**1,2**	0,8	**1,2**	0,9	**1,2**
PCB138	2,31	2,4	3,3	**15,8**	6,8	**9,24**	6,6	**9,6**	4,8	**13,2**
PCB153	3,45	4,6	4,6	**80**	23,2	**13,80**	17,4	**18,4**	17,4	**18,4**
PCB180	0,5	0,3	0,5	**24**	48,0	**2,00**	80,0	**1,2**	48,0	**2**
Somme des 7 PCB	18,4	28,6	17,3			**73,6**		**114**		**69,2**
Pesticides										

***M. galloprovincialis*, µg/kg de poids sec**										
	BAC			**Actuel**	rapport	**Proposé**	rapport	**Proposé**	rapport	**Proposé**
	MED	WMS	ADR	**EAC**	EAC/MED_BAC	**MED_EAC**	EAC/WMS_BAC	**WMS_EAC**	EAC/ADR_BAC	**ADR_EAC**
γ-HCH (Lindane)	(1,0)#	#	#	**1,45**	1,45	**1,45**				
DDE (p,p')	3,05	3,05	*	**de 5 à 50**	de 1,6 à 16	**de 3 à 12,2**				
Hexachlorobenzène	(0,5)#	#	#							
Dieldrine	(1,0)#	#	*	**de 5 à 50**	de 5 à 50	**4**				

La plupart des données (> 50 %) sont inférieures au seuil de détection. * Aucune donnée communiquée. n.d. – indisponible. MED : mer Méditerranée ; WMD : Méditerranée occidentale ; CEN : Méditerranée centrale ; ADR mer Adriatique ; AEL : mers Égée et Levantine.

3.8 Comparaison des EAC proposées avec les normes, seuils et critères de qualité environnementale connus et concernés

41. Une comparaison entre les EAC proposés et les normes ainsi que les critères de qualité environnementale pertinents est présentée aux tableaux 12 et 13. Il est important de souligner que les sources disponibles sont limitées et ne peuvent, à ce stade, être utilisées ni pour mettre à jour les EAC, ni pour en établir de nouvelles valeurs. Elles ont plutôt servi de référence à des fins de comparaison, afin d'évaluer dans quelle mesure les EAC actualisés proposés sont cohérents avec les autres critères existants.

42. Le tableau 12 présente une comparaison des normes de qualité applicables aux TM dans les sédiments et le biote, issues de diverses sources, avec les EAC actualisés proposés pour la mer Méditerranée. À titre d'exemple, pour le Cd dans les sédiments, l'EAC actualisé proposé est de 483 µg/kg de poids sec, contre 1 200 µg/kg de poids sec pour l'EAC actuellement en vigueur. L'OSPAR utilise la valeur méditerranéenne actuelle (ERL), tandis que la valeur supérieure des SWQG est presque dix fois plus élevée que l'EAC actualisé proposé. De leur côté, Andersen et al. (2016) ont retenu une valeur seuil de 500 µg/kg de poids sec, très proche de l'EAC proposé de 483 µg/kg de poids sec.

Tableau 12. Normes de qualité applicables aux métaux traces (Cd, Hg et Pb) dans les sédiments et le biote, issues de différentes sources, comparées aux BAC et EAC actuellement en vigueur ainsi qu'aux EAC actualisés proposés dans le présent document (en gras).

Source	**Méditerranéen**			**OSPAR**		**Colombie Britannique**		**Réseau Norman**	**Andersen et al., (2016)**		**CI-20**	**Directive de l'UE 2013/39/**
	Actuel		**Proposé**			**WSQG**						
	BAC	**EAC**	**MED_EAC**	**BAC^**	**ERL/MPC**	**bas**	**élevé**	**PNEC**	**BC**	**Seuils**		NQE
Sédiment, µg/kg poids sec												
Cd	161	1 200	**483**	129	1 200	700	4 200	0,5	200	500	*	*
Hg	75	150	**150**	91	150	130	700	0,12	40	120	*	*
Pb	22 500	46 700	**46 700**	22 400	46 700	30 200	112 000	40	25 000	40 000	*	*
***M. galloprovincialis*, µg/kg poids sec**												
Cd	1 065	5 000	**3 195**	960	5 000	*	*	555	600	5 000	5 000	*
Hg	117	2 500	**351**	90	2 500	*	*	*	50	2 500	*	*
Pb	1 650	7 500	**4 950**	1 300	7 500	*	*	2 573	800	7 500	7 500	*
***M. barbatus*, µg/kg poids humide**												
Cd	7,8	50	**23,4**	26	50	*	*	442	2	50	de 50 à 250	*

Source	Méditerranéen			OSPAR		Colombie Britannique		Réseau Norman	Andersen et al., (2016)		CI-20	Directive de l'UE 2013/39/
	Actuel		Proposé			WSQG						
	BAC	EAC	MED_EAC	BAC^	ERL/ MPC	bas	élevé	PNEC	BC	Seuils		NQE
Hg	81,2	1 000	**243,6**	35	500	*	*	*	10	55	de 500 à 1 000	20
Pb	36,6	300	**109,8**	26	300	*	*	2 058	*	300	300	*

- *- non disponible
- OSPAR – Concentrations maximales admissibles (CMA), teneurs maximales fixées par la Commission européenne pour les poissons et les produits de la mer. ^Les valeurs BAC de l'OSPAR pour les sédiments sont normalisées à 5 % d'aluminium, à l'exception des sous-régions de la mer Ibérique et du golfe de Cadix. Les valeurs BAC de l'OSPAR non normalisées sont présentées dans le tableau afin d'être comparées aux critères sédimentaires méditerranéens non normalisés.
- https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/heavy-metals-biota-sediment/.
- Lignes directrices de la Colombie-Britannique sur la qualité des sédiments en milieu de travail (WSQG)
- Réseau Norman – Concentration prédite sans effet (PNEC) pour les mollusques marins et les poissons marins https://www.norman-network.net
- CI-20 – Critères adoptés par le PNUE/PAM pour l'Indicateur commun 20 : Niveaux réels de contaminants détectés et nombre de contaminants ayant dépassé les limites réglementaires maximales dans les produits de la mer couramment consommés (IG. 26/3 et IG.27/6
- Normes de qualité environnementale (NQE) de la Directive-cadre sur l'eau (DCE) de l'Union européenne (Directive 2008/105/CE et sa directive modificative 2013/39/UE)

43. Il est possible d'extraire des données à partir de bases de données écotoxicologiques, telles que US EPA ECOTOX et le réseau Norman (section 3.1), en effectuant une recherche ciblée par substance chimique et par matrice. Le tableau 13 compare les EAC actuels et les EAC proposés pour les HAP dans les sédiments et le biote avec les valeurs de PNEC extraites du réseau NORMAN. Cette comparaison a été ajoutée dans la présente version du document à la suite des discussions menées au sein de l'OWG, afin de mieux mettre en relation les EAC actuellement mis à jour avec les effets écotoxicologiques.

44. Pour les sédiments, 11 des 16 valeurs de PNEC pour les HAP correspondent aux ERL précédemment adoptés par le PNUE/PAM en tant qu'EAC actuellement en vigueur, ce qui indique qu'aucune nouvelle donnée n'était disponible pour établir des PNEC pour ces 11 HAP. Le PNEC du benzo(b)fluoranthène était supérieure à l'EAC actualisé proposé, tandis que, pour quatre HAP, les PNEC étaient inférieures aux EAC proposés. Pour le biote (*Mytilus galloprovincialis* dans le cadre du PNUE/PAM ; moules dans la base de données NORMAN), il existe actuellement des EAC adoptés pour 8 HAP, des EAC provisoires proposés pour 16 HAP ainsi que pour la somme des 16 HAP, de même que des PNEC pour 14 HAP. La comparaison entre les EAC actuellement adoptés et les PNEC a montré que, pour deux HAP, les valeurs étaient similaires ou que les EAC étaient supérieurs aux PNEC correspondantes, tandis que, pour cinq HAP, les PNEC étaient inférieures aux EAC actuels. La comparaison entre les EAC provisoires proposés et les PNEC a montré que, pour sept HAP, les PNEC étaient supérieurs, tandis que, pour les sept autres, ils étaient comparables ou nettement inférieurs aux EAC proposés.

45. Dans l'ensemble, cette comparaison étaye la validité des EAC actualisés proposés. Bien qu'ils soient inférieurs aux EAC actuellement en vigueur, ils ne constituent pas des valeurs aberrantes et ne sont pas excessivement faibles. En effet, certaines PNEC sont sensiblement inférieures aux EAC actualisés proposés. Cette analyse confirme également les conclusions selon lesquelles, aux fins du Rapport 2023 MED QSR, les EAC définis dans les Décisions IG. 22/7, IG. 23/6, IG. 26/3 et 27/6 ne sont pas adaptés, leurs valeurs relativement élevées n'étant pas représentatives des écosystèmes des sous-régions méditerranéennes.

46. Les deux exemples présentés ci-dessus constituent une première tentative d'intégration des données toxicologiques dans la mise à jour actuelle des EAC, conformément aux recommandations de l'OWG. Comme nous pouvons le constater, ce processus n'est pas simple et nécessitera des travaux supplémentaires avant d'assurer la mise à jour des EAC. À ce niveau, les données toxicologiques ne

peuvent pas être appliquées directement, mais leur utilité devrait s'accroître à mesure que davantage de données de surveillance deviendront disponibles.

Tableau 13. Comparaison des valeurs d'EAC actuelles et proposées (en gras) par le PNUE/PAM pour les HAP dans les sédiments et le biote ayant les valeurs les plus basses en ce qui concerne les concentrations prédites sans effet (PNEC) issues du réseau NORMAN (NN). Les PNEC relatives aux eaux douces et aux eaux marines sont également présentées. Les PNEC du réseau NN sont exprimées en unités de poids humide. Elles ont été converties en poids sec en les multipliant par 5 tout en supposant un pourcentage de matière sèche de 20 %. (MG- *Mytilus galloprovincialis*).

Source	**NN**	**NN**	**PNUE**	**PNUE**	**NN**	**PNUE**	**PNUE**	**NN**
Critères	**PNEC**	**PNEC**	**EAC actuelle**	**EAC proposée**	**PNEC**	**EAC actuelle**	**EAC proposée**	**PNEC**
Matrice	**Eau douce**	**Eau marine**	**Sédiment**	**Sédiment**	**Sédiment**	**Biote, MG**	**Biote, MG**	**Biote, mollusque**
Concentration	**µg/L**	**µg/L**	**µg/kg de poids sec**					
Naphtalène	2	2	160	**12**	0,14		**3,36**	1 360
Acénaphtylène	1,3	0,13	44	**6**	44		**0,32**	43,8
Acénaphtène	3,7	0,38	16	**12**	16		**3**	272
Fluorène	0,25	0,23	19	**12**	19		**15**	na
Phénanthrène	0,5	1,3	240	**18,8**	240	1 700	**32,1**	na
Anthracène	0,1	0,1	85	**13,2**	0,024	290	**6,72**	280
Fluoranthène	0,00076	0,00076	600	**30**	600	110	**29**	30,5
Pyrène	0,0046	0,0017	660	**37,2**	665	100	**15**	359
Benzo[a]anthracène	0,1	0,01	261	**20,4**	261	80	**3,6**	0,3
Chrysène	0,07	0,007	384	**16**	384		**15,2**	18,2
Benzo[b]fluoranthène	0,017	0,017	na	**30**	130		**6**	0,3
Benzo[k]fluoranthène	0,017	0,017	na	**24**	1,74	260	**6**	0,3
Benzo[a]pyrène	0,27	0,027	430	**24**	2,5	600	**6**	3
Benzo[g,h,i]pérylène	0,0082	0,00082	85	**25,2**	85	110	**6**	29
Dibenz[a,h]anthracène	0,014	0,0014	63,4	**6**	63,4		**0,56**	30
Indéno[1,2,3-c,d]pyrène	0,00017	0,002	240	**24**	240		**3,76**	0,3
Somme des 16 HAP			4 022	**164**			**34,8**	

3.9 Consultation des membres du groupe de travail ouvert (OWG) sur les contaminants (CI-17)

47. Conformément à la demande formulée lors des réunions de 2025 regroupant CorMon Pollution et MED POL, quatre réunions de l'OWG sur les contaminants (CI-17) ont été organisées afin d'obtenir des avis scientifiques sur la méthodologie à suivre en vue de garantir la mise à jour des EAC, en s'appuyant sur l'expertise locale et régionale en matière d'environnement marin. Les échanges avec les membres de l'OWG visaient notamment à faciliter la fourniture de données permettant d'effectuer le calcul des critères qui n'avaient pas été communiquées à l'IMAP IS

48. Une première version de ce document a été examinée lors des réunions de l'OWG. Les avis des membres de l'OWG sont présentés ci-dessous. Certains avis ont déjà été intégrés au présent document, tandis que d'autres font actuellement l'objet d'un examen en vue d'un éventuel développement à court ou à long terme dans le cadre de travaux futurs (section 4).

49. L'OWG soutient l'approche actuelle visant à mettre à jour des EAC, reposant sur le rapport entre les EAC actuels et les BAC, dans le prolongement de l'application de la méthodologie CHASE+ dans le rapport MED QSR 2023, comme décrit à la section 3.6. Toutefois, les limites relevées par les membres de l'OWG ont permis de définir les grandes orientations des travaux futurs, présentées ci-dessous et visant à renforcer la confiance et la fiabilité des valeurs des EAC à mesure que des données plus fiables seront disponibles :

50. <u>Améliorer la base de données toxicologiques pour les paramètres CI-17</u>

- Il existe un réel besoin de mieux associer les EAC aux paramètres toxicologiques.
- Il a été reconnu que la disponibilité des données toxicologiques plus complètes améliorerait considérablement la robustesse des EAC.
- L'absence de données toxicologiques suffisantes, harmonisées et complètes limite la capacité à mettre à jour les EAC et, par conséquent, les évaluations associées. Les deux exemples présentés à la section 3.8 constituent une première tentative d'intégration des données toxicologiques en ce qui concerne la mise à jour actuelle des EAC. Comme nous pouvons le constater, ce processus est complexe et nécessitera des travaux supplémentaires avant d'assurer la mise à jour les EAC. À ce niveau, les données toxicologiques ne peuvent pas être appliquées directement, mais leur utilité devrait s'accroître à mesure que davantage de données de surveillance deviendront disponibles.

51. Identifier les facteurs de confusion afin d'attribuer une classification « effet » ou « sans effet » à une station

- Plusieurs facteurs de confusion susceptibles d'influencer la classification d'une station comme « affectée » ou « non affectée » ont été identifiés. Il s'agit notamment : (i) de l'effet du contaminant prédominant à la station de surveillance (l'identification des effets des contaminants est difficile lorsque les polluants spécifiques responsables sont inconnus, en particulier dans les mélanges complexes ; l'inclusion d'un plus grand nombre de contaminants peut compliquer l'analyse, d'où l'importance de déterminer précisément quel groupe est à l'origine des effets observés. De plus, des contaminants non inclus dans les analyses peuvent également contribuer aux effets observés) ; (ii) l'absence d'études expérimentales démontrant des effets toxicologiques ; l'absence de corrélation entre CI-17 et CI-18, c'est-à-dire de corrélation entre les contaminants et les effets biologiques résultant de leurs impacts sur les mêmes sites d'échantillonnage ; (iii) l'absence de connaissances sur le terrain concernant les zones surveillées et les stations utilisées pour le calcul des critères.
- Approfondissement des facteurs de confusion décrits ci-dessus, en particulier ceux qui influencent la détermination de l'effet prédominant d'un contaminant au niveau d'une station de surveillance.
- Les membres de l'OWG, c'est-à-dire les Parties contractantes, prendront en compte certains de ces facteurs de confusion dans les documents de réunion à soumettre au CorMon Pollution 2027 en fournissant des commentaires, sur la base de leur jugement scientifique et d'experts, concernant : (i) la classification des stations identifiées comme affectées selon les critères des biomarqueurs ; et (ii) les contaminants qui, de leur point de vue scientifique, sont responsables des effets observés à ces stations de surveillance.
- Les membres de l'OWG ont également échangé des informations relatives à la disponibilité prévue de nouveaux ensembles de données issus de carottes sédimentaires, qui devraient être générées dans le cadre de plusieurs projets financés par l'UE. Une fois disponibles, ces échantillons de carottes sédimentaires devraient constituer une source précieuse de données sur les concentrations de fond, notamment pour relever les défis liés à la définition des niveaux de fond pour certains contaminants. Toutefois, ces données pourraient ne pas être accessibles avant plusieurs années. Un suivi des nouveaux travaux menés par les parties contractantes dans le cadre des programmes de recherche visant à obtenir des données supplémentaires pourrait contribuer à affiner davantage les EAC actualisées proposées.

52. Intégration des données issues d'autres conventions marines régionales

- En l'absence de données suffisantes dans le cadre actuel, l'exploration et l'intégration des données issues d'autres conventions maritimes régionales ont été identifiées comme une approche utile.
- L'élargissement des sources de données visant à inclure des pays d'autres mers régionales (au-delà de la Méditerranée) pourrait fournir des perspectives comparatives utiles, permettre de combler les lacunes existantes en matière de données et contribuer potentiellement à la cohérence méthodologique.

- Toutefois, toute intégration d'ensembles de données externes nécessiterait l'élaboration de facteurs de normalisation appropriés pour tenir compte des différences régionales et environnementales.
- L'intégration des données issues d'autres conventions maritimes régionales ne relève pas du mandat et des capacités du Secrétariat du PNUE/PAM – Convention de Barcelone. Toutefois, le PNUE/PAM salue cette proposition et envisage les possibilités qui pourraient se présenter dans le cadre de la Division des mers régionales du PNUE. Il convient de considérer cela comme un objectif à long terme. Entre-temps, les efforts devraient rester axés sur l'exécution du mandat actuel, notamment l'amélioration des EAC existants, dont il a été confirmé qu'ils ne s'appliquaient pas aux écosystèmes sous-régionaux de la Méditerranée.
- La possibilité a également été saluée pour les Parties contractantes partageant des eaux entre différentes mers régionales (par exemple, l'Espagne et la France) d'envisager le lancement de ce processus de leur côté. Le PNUE/PAM soutiendra ce processus à travers les moyens disponibles, tels que le partage de la base de données compilée destinée aux travaux actuels (sous réserve de l'approbation des Parties contractantes) et en apportant des contributions de fond, selon les besoins, y compris une éventuelle interétalonnage à la fin du processus.

53. Intégration des mesures chimiques et biologiques (biomarqueurs)

- Suite à l'approche méthodologique approuvée par la réunion CorMon de 2021, qui a jeté les bases de l'élaboration d'évaluations intégrées des risques chimiques et biologiques, l'indice de risque environnemental (IRE) a été développé et testé, dans le cadre des présents travaux, sur deux stations de la Méditerranée occidentale. Il est présenté dans le document PNUE/MED WG. 467/7.

- Des efforts supplémentaires seront déployés en vue d'évaluer l'impact sur les valeurs des EAC en ne prenant en compte, dans le calcul de ces derniers, que les contaminants dépassant les niveaux de fond, comme l'ont suggéré les membres de l'OWG.

- L'élaboration des EAC est un processus continu qui nécessite une mise à jour régulière afin de garantir l'intégration des nouvelles connaissances et des données écotoxicologiques. Par conséquent, la mise à jour des valeurs de l'EAC est considérée comme un processus évolutif qui, au cours du prochain exercice biennal, devrait aboutir à un accord sur les valeurs à appliquer dans les évaluations du rapport relatif à la qualité de la Méditerranée (MED QSR) de 2031.

3.10 Approches supplémentaires pour le développement et les tests des EAC proposés

54. Afin de poursuivre le développement et d'évaluer les EAC mises à jour proposées, des approches méthodologiques supplémentaires ont été proposées pour être testées par l'OWG et dans le cadre de consultations internes au sein de MED POL. Ces approches sont présentées afin de déterminer si elles pourraient constituer une base plus précise pour la mise à jour des EAC par rapport à la méthodologie décrite à la section 3.6.

- Intégrer l'avis des experts nationaux (c'est-à-dire les propositions soumises par les membres de l'OWG) sur l'état des stations concernées, puis évaluer dans quelle mesure ce filtrage influencerait les valeurs des EAC dérivées des calculs des 50^{e} et 10^{e} centiles selon la méthode empirique fondée sur les effets – Long et al. (1995). Dans ce contexte, il sera nécessaire d'établir des règles claires pour classer une station comme affectée, par exemple en déterminant le nombre de contaminants présentant des concentrations élevées requis pour une telle classification.

- Examiner dans quelle mesure le fait de limiter la liste de contaminants causant des effets à ceux ayant des concentrations supérieures aux BAC influencerait l'état de la station. Il a également été suggéré d'étudier l'utilisation des valeurs actuelles de l'EAC adoptées en vertu des décisions actuelles de la COP comme base pour le filtrage des contaminants qui contribuent au statut affecté d'une station.

- Les analyses de régression ont été jugées importantes pour l'application entre les concentrations de contaminants et les réponses des biomarqueurs à partir de toutes les données

disponibles. Il convient de noter que cette analyse nécessite un niveau de disponibilité des données nettement supérieur à celui actuellement fourni par l'ensemble de données compilé dans le cadre du mécanisme de collaboration de l'OWG et disponible dans l'IMAP IS. En examinant statistiquement la relation entre chaque contaminant et chaque biomarqueur, cette approche permet de mettre en évidence l'évolution des niveaux des biomarqueurs à mesure que l'exposition aux substances chimiques augmente. Pour chaque paire contaminant-biomarqueur, des équations de régression doivent être élaborées et évaluées en fonction de leur signification statistique et de leur pouvoir explicatif. Une fois ces relations établies, les BAC et les EAC calculées pour les biomarqueurs peuvent être intégrées dans les modèles de régression afin d'estimer les concentrations de contaminants associées aux conditions biologiques de référence (BAC) et à celles liées à un effet (EAC). Cette approche permet d'identifier les niveaux de contaminants à partir desquels les organismes sont susceptibles de subir un stress, fournissant ainsi un seuil biologiquement pertinent pour évaluer la contamination à chaque station. Les stations où les concentrations de contaminants dépassent les valeurs correspondant aux EAC des biomarqueurs peuvent être susceptibles d'induire un stress biologique.

- Utilisation des quotients de danger (QD) et de l'indice de danger (ID) : Le QD compare la concentration mesurée d'un contaminant à une référence environnementale établie, telle que les directives de qualité des sédiments, les normes de qualité du biote ou les PNEC, tout en divisant la concentration observée par la valeur seuil. Cette valeur seuil peut également être obtenue par l'analyse de régression décrite ci-dessus, en identifiant la concentration dans les sédiments à laquelle le niveau du biomarqueur devrait être égal à l'EAC du biomarqueur. Des QD supérieurs à 1 indiquent que les concentrations dépassent la valeur de référence et peuvent présenter un risque pour les organismes. Sur cette base, l'indice de danger est calculé comme la somme des QD de tous les contaminants à une station donnée et fournit une mesure intégrée de la pression chimique globale. Un indice de danger (ID) supérieur à 1 suggère des impacts combinés ou additifs potentiels provenant de plusieurs contaminants, même si les QD individuels sont inférieurs à 1. Les indices QD et ID proposés ici sont équivalents au RC (ratio de contamination) et au SC (score de contamination) utilisés dans la méthodologie CHASE+ et appliqués dans le rapport MED QSR 2023.
- Critères d'évaluation d'alerte (WAC) : Sur la base des échanges bilatéraux avec l'Espagne, dans le cadre de l'OWG sur les contaminants, concernant les EAC pour le CI 18, il a été jugé pertinent d'étudier l'élaboration éventuelle d'EAC ou de valeurs « de type EAC » analogues aux critères d'évaluation d'alerte (WAC) actuellement développés et testés pour les biomarqueurs en France et en Espagne. Les WAC (CIEM, 2024) sont conçus pour servir d'indicateurs d'alerte précoce en détectant les écarts par rapport aux conditions de référence qui pourraient justifier une enquête plus approfondie. Leur calcul repose sur une combinaison de la valeur maximale observée du biomarqueur, de la BAC spécifique au biomarqueur et d'un facteur d'ajustement. Cette approche permet de détecter des réponses biologiques élevées tout en conservant un lien avec la variabilité de référence, favorisant ainsi une interprétation prudente des données issues des biomarqueurs dans le cadre de la surveillance environnementale. L'utilisation des WAC pour les biomarqueurs d'exposition a été examinée au sein de l'OWG sur les biomarqueurs. Elle représente une évolution potentielle future du cadre d'évaluation. Toutefois, des tests et une validation supplémentaires sur l'ensemble des CP sont nécessaires pour évaluer leur fiabilité, leur cohérence et leur applicabilité dans différentes conditions environnementales. À mesure que l'on acquiert davantage d'expérience sur leurs performances, ces critères d'évaluation pourraient être progressivement affinés et envisagés pour une mise en œuvre formelle à moyen ou à long terme lors des futurs calendriers de surveillance et d'évaluation dans le cadre de l'IMAP.

4 Conclusions et prochaines étapes

55. Compte tenu du fait que la mise à jour des valeurs EAC est considérée comme un processus évolutif, les mesures suivantes ont été convenues au sein de l'OWG sur les contaminants afin de soutenir la mise à jour actuelle des EAC :

- Tester d'autres approches méthodologiques, comme détaillé à la section 3.10, afin de poursuivre l'élaboration des EAC mises à jour pour les paramètres CI-17. Autrement dit, parmi toutes les approches proposées, compte tenu des circonstances actuelles et de la période s'étendant entre 2026 et les réunions CorMon de 2027, il est possible de progresser en : (i) intégrant l'avis d'experts nationaux, une fois transmis par l'OWG, afin d'attribuer un statut « affecté » ou « non affecté » aux stations de surveillance en vue de faciliter l'utilisation de la méthodologie empirique ; (ii) l'établissement de règles claires visant à classer une station comme « affecté », y compris des critères tels que le nombre de contaminants présentant des effets élevés requis pour cette classification ; (iii) la réalisation d'analyses de régression entre les concentrations de contaminants et les réponses des biomarqueurs sur l'ensemble des données disponibles, à l'aide de quotients de danger (QD) ou de quotients de risque (QR). Il convient de poursuivre, à moyen et à long terme, les efforts visant à appliquer les critères d'évaluation d'alerte (WAC).
- Améliorer la base de données relatives aux valeurs écotoxicologiques de manière harmonisée et exhaustive afin de renforcer la capacité à mettre à jour les EAC et par conséquent, les évaluations associées. Il existe un réel besoin de mieux associer les EAC aux paramètres toxicologiques. Des travaux ont déjà été entrepris à cet égard, comme présenté à la section 3.8. Toute autre mesure adoptée lors des réunions CorMon sur la pollution de 2026 et 2027 dépendra de la disponibilité de données écotoxicologiques supplémentaires et des résultats directement applicables fournis par les membres de l'OWG.
- Identifier les facteurs de confusion afin d'attribuer une classification « effet / sans effet » à une station. Les membres de l'OWG soutiendront cet effort en fournissant des retours d'information fondés sur leur jugement scientifique et leur expertise, concernant : (i) la classification des stations identifiées comme affectées selon les critères relatifs aux biomarqueurs ; et (ii) les contaminants qui, de leur point de vue scientifique, sont responsables des effets observés dans ces stations de surveillance. Des progrès à cet égard sont prévus au cours de la période intermédiaire entre les CorMons de 2026 et 2027, sous réserve de la fourniture des réponses nationales par l'intermédiaire de l'OWG.
- L'évaluation intégrée des données de surveillance chimique et biologique (CI-17 et CI-18) à l'aide de l'approche de l'indice de risque environnemental (IRE) a été mise au point et testée dans deux stations de la Méditerranée occidentale (PNUE/MED WG. 467/7). Les BAC et les EAC de la CI-17 utilisées dans l'évaluation IRE étaient les valeurs actuelles spécifiées dans la décision 27/6. Au cours de l'étape suivante, l'évaluation examinera comment les valeurs EAC actualisées proposées s'inscrivent dans le cadre de l'IRE, par rapport aux valeurs actuelles, afin d'évaluer l'état de l'environnement.
- Suivi des travaux en cours menés par les Parties contractantes dans le cadre des programmes de recherche visant à recueillir des données susceptibles de contribuer à affiner les valeurs EAC actualisées proposées.
- L'intégration de données provenant d'autres conventions sur les mers régionales ne relève pas du mandat et des capacités actuels du Secrétariat du PNUE/PAM – Convention de Barcelone. Toutefois, le PNUE/PAM explorera les possibilités offertes par la Division des mers régionales du PNUE dans une perspective à long terme.

Annexe I :

Évaluation des méthodologies de mise à jour des EAC du CI-17 et des données requises

Les méthodologies utilisées pour établir les normes de qualité environnementale (NQE) dans le cadre de la DCE et de la DCSMM sont décrites en détail dans le guide 27 de l'UE (2018) et dans Tornero et al. (2022). Une approche plus pratique et empirique est présentée par Long et al. (1995), qui ont utilisé des données de terrain et de laboratoire ainsi que des statistiques pour établir des critères de Gamme d'effets faible (ERL) et de Gamme d'effets médians (ERM) pour le biote et les sédiments. Les différences entre les approches utilisées pour la détermination des critères ont été abordées dans le document PNUE/MED WG.533/Inf.3, section 4.2.

Le guide 27 de l'UE (2018) met l'accent sur l'établissement de normes de qualité environnementale (NQE) destinées à la matrice eau (eaux douces (fw) et eau de mer (sw)), afin d'atteindre un bon état chimique des eaux de surface. Dans le cadre du PNUE/PAM, l'analyse des contaminants dans la matrice eau est recommandée mais n'est pas obligatoire. Les orientations 27 de l'UE abordent également les méthodologies permettant de définir des normes de qualité environnementale (NQE) pour le biote benthique et les sédiments, en ce qui concerne les substances présentant une faible solubilité dans l'eau et une tendance à la bioaccumulation tout au long de la chaîne alimentaire, ce qui représente un risque significatif en raison de leur toxicité indirecte (c'est-à-dire un empoisonnement secondaire résultant du transfert au sein de la chaîne alimentaire).

Les méthodologies permettant de définir les NQE pour l'eau, le biote et les sédiments sont sensiblement les mêmes, et reposent sur des ensembles de données spécifiques à chaque compartiment. La disponibilité des données détermine la méthode pouvant être appliquée pour la définition de ces normes. Dans le cadre du PNUE/PAM, l'analyse des contaminants dans le biote et les sédiments est obligatoire, tandis que celle des contaminants dans la matrice eau est recommandée mais non obligatoire. Par conséquent, les travaux actuels portent sur la détermination des NQE dans le biote et les sédiments.
Remarque. Les NQE sont généralement des concentrations maximales de polluants juridiquement contraignantes et obligatoires, tandis que les EAC sont des seuils scientifiques utilisés pour évaluer l'état de l'environnement. Dans cette section, nous utilisons la terminologie des normes de qualité environnementale (NQE) et non celle des valeurs de seuil environnementales (EAC) afin de rester cohérents avec les lignes directrices de l'UE, en rappelant que la détermination des valeurs de seuil environnementales (EAC) est très similaire à celle des normes de qualité environnementale (NQE). De plus, les principes impliqués dans la détermination des NQE ont beaucoup en commun avec ceux utilisés pour l'évaluation des risques liés aux substances chimiques.

Méthodologies utilisées pour dériver les NQS

Les méthodologies utilisées pour dériver les NQS reposent sur la disponibilité de données écotoxicologiques, de mésocosmes et de terrain, et/ou sur des approches théoriques lorsque les données sont limitées, comme cela a été précédemment détaillé dans le document PNUE/MED WG. 533/Inf.3 (section 4.2). Un compte rendu exhaustif des données nécessaires aux présents travaux est présenté ci-dessous.
Deux approches principales sont possibles pour établir les NQE à partir de données écotoxicologiques. Il s'agit des méthodes déterministe et probabiliste.

- La méthode déterministe prend la valeur de toxicité crédible la plus faible et applique un facteur d'évaluation (FE)[9] pour l'extrapoler au NQ. Cette méthode repose sur un ensemble minimal de données de toxicité aiguë couvrant des organismes aquatiques issus de trois groupes taxonomiques, généralement les algues, les invertébrés et les poissons.
- La méthode probabiliste repose sur une modélisation de la distribution de sensibilité des espèces (SSD), dans laquelle toutes les données fiables en matière de toxicité (généralement la concentration sans effet observé (NOEC)) sont classées et ajustées à un modèle de distribution statistique. À partir de ce modèle, il est possible d'estimer une concentration de danger (HCx), où x représente un pourcentage spécifique d'espèces d'un écosystème susceptible d'être affectées. Cette approche est privilégiée, mais nécessite un volume important de données. Au

[9] L'établissement de toutes les NQ nécessite une forme d'extrapolation à partir des données disponibles afin d'estimer un seuil tenant compte des incertitudes telles que les variations inter- et intra-espèces, ainsi que l'extrapolation du laboratoire terrain. Certaines incertitudes sont ajustées à l'aide d'un facteur d'évaluation (FE). Le FE peut aller de 1 (aucune incertitude dans la QS dérivée) à 10 000 (incertitude élevée dans la QS dérivée). Des recommandations relatives à la valeur du FE sont fournies dans le document d'orientation 27 de l'UE.

moins 10 NOECs/EC_{10s} de différentes espèces couvrant au moins 8 groupes taxonomiques sont nécessaires pour construire un SSD solide. Pour élaborer un SSD, les données de toxicité sont transformées par logarithme, tracées par rapport à la proportion cumulative d'espèces touchées et ajustées à une fonction de distribution. Un centile choisi (normalement le 5e centile, souvent appelé HC_5) de cette distribution est utilisé comme base pour une NQE. Il existe des logiciels gratuits permettant d'ajuster des courbes[10]. Bien que les données soient généralement insuffisantes, le SSD peut être construit sur la base de la détermination du champ.

En utilisant des données de mésocosme, de laboratoire et de terrain, l'approche empirique a été appliquée pour la dérivation des critères de qualité des sédiments. Cette approche, qui conduit à l'élaboration des critères ERL/ERM, est longuement décrite par Long et al. (1995) et Long et Morgan (1991). En résumé, ils ont rassemblé des études où les contaminants chimiques et les effets biologiques étaient mesurés simultanément et attribués un « effet » ou une « absence d'effet » à chaque étude. En tenant compte uniquement des études dans lesquelles un effet indésirable a été identifié, l'ERL et l'ERM ont été établis en déterminant respectivement les 10e et 50e centiles inférieurs. Les données pour lesquelles aucun effet n'a été identifié n'ont pas été prises en compte.

MacDonald et al. (1996) ont adopté une approche légèrement différente et ont également utilisé les données sans effet pour calculer les NQE des sédiments en Floride. En résumé, les données ont été classées en deux ensembles de données. Il s'agit de : 1) un « ensemble de données sur les effets », comprenant toutes les entrées pour lesquelles un effet biologique négatif a été observé, et 2) un « ensemble de données sans effets », comprenant toutes les entrées de données « sans effets ». Sur la base de ces ensembles de données, un seuil d'effet (TEL) en dessous duquel les effets indésirables ne se produisent que rarement et un niveau d'effet probable (PEL), la concentration au-dessus de laquelle les effets indésirables se produisent fréquemment, ont été dérivés. Le TEL a été obtenu en calculant la moyenne géométrique du 15e centile de l'ensemble de données sur les effets et du 50e centile de l'ensemble de données sans effet, alors que le PEL a été calculé en déterminant la moyenne géométrique du 50e centile de l'ensemble de données sur les effets et du 85e centile de l'ensemble de données sans effets.

Cette approche empirique est également abordée sous l'angle de la méthode du poids de la preuve (WoE) et/ou de la surveillance basée sur les effets (EBM)[11]. Le terme EBM peut se référer soit à un programme de surveillance utilisant des biomarqueurs dans des organismes échantillonnés dans l'environnement, soit à une approche qui consiste à tester des extraits d'eau ou de sédiments avec des bioessais. Une approche complémentaire, l'analyse dirigée par les effets (EDA), améliore les évaluations de la toxicité en fractionnant chimiquement des extraits environnementaux et en testant des fractions individuelles pour identifier des composants toxiques spécifiques. L'EBM et l'EDA jouent des rôles cruciaux dans la liaison entre la contamination chimique et les effets biologiques.

Les approches théoriques susceptibles d'être appliquées pour pallier le manque de données aux fins de l'établissement des critères sont notamment les suivantes :

- Les méthodes *in silico*, qui comprennent l'utilisation de données de modélisation en lieu et place des données expérimentales, telles que les relations quantitatives structure-activité (QSAR)[12] pour la prédiction de la toxicité, et les relations quantitatives structure-propriété (QSPR), pour l'estimation des propriétés physicochimiques (consulter la note 1 ci-dessous).
- Utilisation du module relatif aux objectifs de qualité du réseau NORMAN[13] (https://www.norman-network.net).

[10] Par exemple : Le générateur de la distribution de sensibilité des espèces (SSD), un modèle Microsoft Excel de l'USEPA (https://www.epa.gov/caddis-vol4/download-software

[11] Rapport technique sur les outils de surveillance des effets sur le milieu aquatique dans le cadre de la directive-cadre sur l'eau. https://circabc.europa.eu/sd/a/0d78bbf7-76f0-43c1-8af2-6230436d759d/Effect-based%20tools%20CMEP%20report%20main%2028%20April%202014.pdf

[12] Consulter par exemple : https://www.epa.gov/tsca-screening-tools/ecological-structure-activity-relationships-ecosar-predictive-model; https://tox.charite.de/protox3/; European Commission: Directorate-General for, H. and S. Food (2017). Guide technique pour l'élaboration de normes de qualité environnementale. Document d'orientation de l'UE 27 (2018)

[13] La base de données d'écotoxicologie NORMAN recense toutes les substances figurant dans le *NORMAN Suspect List Exchange*, assorties de la valeur de PNEC la plus faible, retenue par les experts de NORMAN principalement à des fins de hiérarchisation des substances. Ces PNEC ont été soit calculées à partir de données expérimentales (actuellement

- Recours à l'extrapolation pour établir des NQE à partir de NQE déjà adoptées pour d'autres matrices environnementales ou espèces biotiques (consulter les notes 2 et 3 ci-dessous).

Données nécessaires à l'établissement des NQE

- Données relatives aux propriétés physiques et chimiques d'une substance, telles que la solubilité dans l'eau et les coefficients de partage (K), nécessaires à l'établissement d'une norme de qualité (QS) des sédiments par la méthode de partage à l'équilibre (EqP), ainsi qu'à la réalisation des calculs de conversion (par exemple, de masse/volume [mg/L] en masse/masse [mg/kg]). Les coefficients de partage pertinents comprennent le coefficient octanol-eau (Kow), le coefficient matières particulaires en suspension–eau (Ksusp-eau), le coefficient sédiment–eau (Kséd-eau) et le coefficient carbone organique (Koc).
- Données[14] d'écotoxicité, généralement[15] des valeurs de NOEC/EC_{10} (concentration sans effet observé/concentration à laquelle un effet de 10 % est observé par rapport au groupe témoin), pour les espèces sensibles, ainsi que les données auxiliaires venant à l'appui :
    - Pour la détermination des NQE dans le biote, seules les études de toxicité portant sur l'exposition par voie alimentaire et orale sont pertinentes, car la voie de l'empoisonnement secondaire concerne exclusivement l'absorption par la chaîne alimentaire. Les études évaluant les effets sur des critères d'effet liés au développement ou à la reproduction sont susceptibles d'être considérées comme des études critiques, ces critères d'effet tendant à être plus sensibles (c'est-à-dire à donner lieu à des valeurs de NOEC plus faibles) que ceux liés à la survie. En outre, les effets d'empoisonnement secondaire se manifestant rarement dans les études à court terme, les résultats issus d'études à long terme sont fortement privilégiés.
    - Pour la détermination des NQE dans les sédiments, les informations pertinentes comprennent les données d'écotoxicité issues d'expériences menées sur des organismes benthiques, ainsi que les données d'écotoxicité relatives à la colonne d'eau, utilisées conjointement avec les approches de partage à l'équilibre.
- Les données de bioaccumulation[16] servant à établir les NQE dans le biote comprennent les paramètres de bioaccumulation normalisés par rapport à la fraction lipidique (pour les substances hydrophobes) et par rapport au poids sec pour les métaux.
- Les données de partage à l'équilibre (EqP) dans les sédiments servant à estimer la $QS_{sediment,\ sw.}$
- Les données issues des évaluations des risques existantes, réalisées à des fins d'évaluation de la conformité, et utilisées dans ce cadre.
- Les données empiriques de terrain et de mésocosme (par exemple, la cooccurrence de communautés benthiques et d'une contamination chimique sur le terrain, mises en correspondance avec les données de chimie des sédiments et d'effets biologiques) sont analysées au moyen de diverses approches statistiques afin de relier les concentrations chimiques à la fréquence des effets biologiques observés.

Notes méthodologiques

Note 1. Les modèles QSAR sont des outils prédictifs servant à estimer la toxicité aquatique en regroupant des substances chimiques organiques de structure similaire, pour lesquelles on dispose de niveaux d'effet expérimentaux corrélés à des propriétés physicochimiques, afin de prédire la toxicité de substances nouvelles ou non testées.

812 substances), soit prédites au moyen de modèles QSAR pour trois niveaux trophiques (plus de 60 000 substances) : réseau https://www.norman-network.net

[14] Consulter par exemple : https://cfpub.epa.gov/ecotox; https://rais.ornl.gov/tools/eco_search.php?select=chem; https://envirotoxdatabase.org/; https://echa.europa.eu/information-on-chemicals

[15] LC/EC_{50} pour les critères de QS aigus

[16] Le facteur de bioconcentration (BCF) est le rapport entre la concentration d'une substance dans l'organisme et sa concentration dans l'eau ; il prend donc en compte uniquement l'exposition par l'eau, et non par l'alimentation. Ces valeurs de BCF sont déterminées lors d'expériences en laboratoire. Le facteur de bioamplification (BMF) est le rapport entre les concentrations mesurées dans un organisme et celles de son régime alimentaire ; il est généralement déterminé à partir d'études de terrain, qui intègrent simultanément l'exposition par l'eau et par l'alimentation. Le facteur d'amplification trophique (TMF) est défini comme l'augmentation moyenne de la concentration en contaminant à chaque niveau trophique de la chaîne alimentaire.

Note 2. La plupart des concentrations prédites sans effet (PNEC) ont été établies à partir de données écotoxicologiques relatives à la matrice eau douce (PNECfw). Ces valeurs peuvent également servir à l'établissement des PNEC dans d'autres matrices, comme suit (base de données écotoxicologique NORMAN) :

- Eau de mer — la plus faible $PNEC_{fw}/10$
- Sédiments — la plus faible $PNEC_{fw}*2,6*(0,615 + 0,019*K_{oc})$
- Biote (poisson) – $PNEC_{fw}*BCF$
- Biote marin (poissons) – $PNEC_{fw}*BCF/10$
- Biote, mollusque – $PNEC_{fw}*BCF/4$
- Biote marin (mollusques) – $PNEC_{fw}*BCF/10/4$

Les PNEC les plus faibles de la base de données sont retenues par les experts de NORMAN pour un usage préliminaire à des fins de hiérarchisation.

Note 3 : La concentration de la QS dans le biote (µg/kg de biote) peut être convertie en concentration de la QS dans l'eau (µg/L) au moyen de données de bioaccumulation (EU Technical Guidance (2018). Des données expérimentales sont disponibles pour le facteur de bioconcentration (BCF), le facteur de bioaccumulation (BAF), le facteur de bioamplification (BMF) et le facteur d'amplification trophique (TMF). Lorsqu'aucune donnée de bioamplification n'est disponible, des BMF par défaut peuvent être établis à partir du coefficient de partage octanol-eau (log K_{ow}) et utilisés pour la conversion. Les valeurs QS de Biota pour une espèce peuvent être extrapolées à une autre espèce à l'aide des TMF et de la teneur en lipides de ces différentes espèces. Les QS des sédiments ne peuvent, quant à elles, être converties de l'une à l'autre de façon fiable.

Note 4. Les expériences de toxicité des sédiments menées en laboratoire sont susceptibles de conduire à une forte disponibilité de la substance chimique, car les sédiments dopés sont rarement vieillis. Cela contraste avec les données de terrain ou de mésocosme, où les expositions aux substances chimiques sont plus proches de la disponibilité réelle observée dans le milieu marin. Pour ces raisons, les données de laboratoire peuvent être biaisées en faveur d'une toxicité plus élevée (et, partant, de normes plus strictes). La toxicité plus faible observée en conditions de terrain pourrait refléter l'effet des processus naturels de vieillissement et des interactions environnementales, qui devraient être pris en compte dans l'interprétation des résultats.

Note 5. Plusieurs critères relatifs aux sédiments figurent dans la littérature et les rapports scientifiques. Les critères utilisés par le PNUE/PAM, par OSPAR et dans de nombreux articles scientifiques sont le seuil bas d'effet (ERL), établi par Long et al. en 1995, conjointement avec le seuil moyen d'effet (ERM), à partir de données de terrain et de laboratoire. Parmi les critères supplémentaires établis par d'autres auteurs figurent le niveau seuil d'effet (TEL), le niveau d'effet probable (PEL), la concentration de niveau de criblage (SLC) et la modélisation par régression logistique (LRM).
Note 6[17]. Toute une gamme d'indices de pollution des sédiments a été mise au point pour évaluer le niveau de contamination des sédiments, parmi lesquels, par exemple, le facteur de contamination (CF), l'indice de géoaccumulation (Igéo), le facteur de risque écologique potentiel (Ei r), l'indice de charge polluante (PLI), l'indice de risque (IR), le quotient ERM moyen (MERMQ) et l'indice de risque toxique (IRT). Ces approches peuvent apporter des explications utiles en vue d'une actualisation ultérieure des EAC pour CI-17 dans les sédiments. Toutefois, le niveau de contamination ne se traduit pas nécessairement par un effet sur le biote.

[17] Consulter par exemple : Pejman et al., (2015) ; Perošević-Bajčeta et al., (2024) ; Prasad Ahirvar et al., (2023)

Annexe II :

Données relatives aux paramètres de CI-17 téléversées dans le système d'information IMAP (IMAP IS) de janvier 2022 à avril 2026 et non utilisées dans le QSR MED2023

Pays	Identifiant du fichier IMAP	Année	Matrice	Espèces	Contaminants
Bosnie-Herzégovine	982	2025	Sédiment		TM, HAP, PCB, composés organiques
Bosnie-Herzégovine	986	2025	Biote	MG	TM, HAP, PCB, composés organiques
Chypre	906	2022	Sédiment		TM, HAP
Chypre	907	2022	Eau de mer		TM, HAP, composés organiques
Chypre	907	2023	Eau de mer		TM, HAP, composés organiques
Chypre	907	2024	Eau de mer		TM, HAP, composés organiques
Chypre	926	2022	Biote	MB	TM, composés organiques
Chypre	926	2023	Biote	MB	TM, composés organiques
Chypre	926	2024	Biote		TM, composés organiques
Égypte	775	2021	Sédiment		TM, HAP
Égypte	804	2023	Sédiment		TM, HAP
Israël	898	2023	Sédiment		TM
Liban	809	2022	Biote	MB	TM, HAP, PCB, composés organiques
Liban	809	2022	Sédiment		TM, HAP, PCB, composés organiques
Liban	813	2023	Biote	MB	TM, HAP, PCB, composés organiques
Liban	813	2023	Sédiment		TM, HAP, PCB, composés organiques
Libye	800	2023	Eau de mer		TM, HAP, TPH
Libye	800	2023	Sédiment		TM, HAP, TPH
Monténégro	819	2023	Sédiment		TM, HAP, PCB, composés organiques
Maroc	858	2022	Biote	MG	TM
Maroc	866	2021	Sédiment		TM
Maroc	866	2022	Sédiment		TM
Maroc	867	2022	Biote	MG	PCB
Slovénie	885	2022	Biote	MB	TM, composés organiques
Slovénie	885	2022	Biote	MG	TM,HAP
Slovénie	885	2022	Sédiment		TM, HAP, PCB, composés organiques
Slovénie	951	2022	Sédiment		TM, HAP, PCB, composés organiques
Slovénie	952	2023	Biote	MG	TM, HAP
Slovénie	953	2024	Biote	MG	TM, HAP

Annexe III :

Recherche bibliographique visant à identifier les études contenant des données sur les paramètres CI-17 mesurés en lien avec des effets biologiques. Une attention particulière a été accordée aux études publiées depuis 2015 et portant sur la mer Méditerranée et le biote

Recherche bibliographique visant à identifier les études contenant des données sur les paramètres CI-17 mesurés en lien avec des effets sur le biote. Une attention particulière a été accordée aux études publiées depuis 2015 et portant sur la mer Méditerranée (S-sédiment et B-biote) Surlignées en bleu : les articles comportant des données sur les biomarqueurs.

Pays	Sous-région	Année de collecte des données	Matrice	Contaminant	Critères environnementaux	Biomarqueurs analysés	Référence
Algérie	WMS	na	B-MG	TM			Guendouzi et al., 2024
Chypre	AEL Levantine	2013	B			g	Tsangaris et al., 2017
Égypte	AEL	2020	S-superficiel	Composés organiques	TEQ, MEQ, ERL		El-Maradny et al.,2023
Égypte	AEL	2021	S-superficiel	TM	TEL, PEL, ERL, ERM		Thabet et al., 2024
France	WMS	2021	B-MG			b	Benito et al., 2023
France	WMS	2021	B-MG	TM, composés organiques			Briand et al., 2023
France	Atlantique	2008	S-superficiel	TM, composés organiques			Burgeot et al., 2017
France	Atlantique	2008	B-PF, LM, Msp, NL	TM, composés organiques		e	Burgeot et al., 2017
France	WMS	2016	S-carottes	TM	ERL		Mulholland et al., 2025
Grèce	AEL	2016	B-MG	TM			De Giorgi et al., 2024
Grèce	CEN	2016	B-MG	TM			De Giorgi et al., 2024
Italie	Laboratoire	na	B-SA	TM		d	Bonsignore et al.,2022
Italie	ADR	na	S-superficiel	TM	NQE		Covelli et al., 2025
Italie	ADR	2016	B-MG	TM			De Giorgi et al., 2024
Italie	WMS	2020	B-MG	Composés organiques		a	Della Torre et al., 2024
Italie	WMS	2 017	S-superficiel	TM, composés organiques			Morroni et al., 2020
Italie	WMS	2 017	B-MG, MB, PE, DV	TM, composés organiques		f	Morroni et al., 2020
Italie, Slovénie, Grèce	ADR, AEL (Aegean)	2013	B-MG, BP, MS			g	Tsangaris et al., 2017
Italie, Slovénie, Grèce	ADR	2013	B-DS			g	Tsangaris et al., 2017
Lybie	AEL	na	S-superficiel	TM	CF, Igeo, EF, SPI, BAF, et RI		Maeyouf et al., 2025b
Lybie	AEL	na	B-MG	TM			Maeyouf et al., 2025b

Pays	Sous-région	Année de collecte des données	Matrice	Contaminant	Critères environnementaux	Biomarqueurs analysés	Référence
Lybie	AEL	na	S-superficiel	TM			Maeyouf et al., 2025a
Portugal	Laboratoire	na	B-MG	TM		c	Cunha et al., 2024
Espagne	WMS	2016	B-MG	TM			De Giorgi et al., 2024
Espagne	WMS	de 2011 à 2012	S-superficiel	Composés organiques	ERL, NQE		Leon et al, 2020
Espagne	WMS	2008	B-MG	TM, composés organiques		h	Martínez-Gómez et al., 2017a
Espagne	WMS	2008	B-MG	TM, composés organiques		i	Martínez-Gómez et al., 2017b
Espagne	WMS	2008	B-MB	TM, composés organiques		j	Martínez-Gómez et al., 2017b
Espagne	WMS	2008	S-superficiel	TM, composés organiques			Martínez-Gómez et al., 2017b
Espagne	WMS	de 2005 à 2015	S-superficiel	TM	ERL, TEL, PEL		Pachés et al., 2023
Espagne	WMS	de 2005 à 2015	B-MG, DT	TM			Pachés et al., 2023
Espagne	WMS	na	S-carottes	TM			Santos-Echeandía et al., 2025

Espèces du biote

SA-*Sparus aurata* ; MB-*Mullus barbatus* ; MG-*Mytilus galloprovincialis* ; PF-*Platichthys flesus* ; LL-*Limanda limanda* ; *Msp*-*Mytilus* sp. ; NL-*Nucella lapilus* ; DT-*Donax trunculus* ; PE-*Pagellus erythrinus ;* DV-*Diplodus vulgaris* ; BP-*Brachidontes pharaonis* ; MS-*Mullus surmuletus* ;DS-*Diplodus sargus.*

Biomarqueurs analysés :

a. Capacité métabolique (activité du système de transport des électrons, ETS), réserves énergétiques (teneur en glycogène, GLY), stress oxydant et détoxification (activité de la superoxyde dismutase, SOD ; activité de la catalase, CAT ; activité de la glutathion peroxydase, GPx et activité des glutathion S-transférases, GST) et dommages oxydatifs (niveaux de peroxydation lipidique, LPO ; niveaux de carbonylation des protéines, PC).
b. Stabilité de la membrane lysosomale (LMS), altérations structurelles des lysosomes (LSC) et autres.
c. Capacité métabolique (activité du système de transport des électrons (ETS), et de l'acyl-CoA oxydase (ACOX) ; teneur en réserves énergétiques (teneur en glycogène (GLY)) ; défenses antioxydantes (activité de la catalase (CAT), et de la glutathion peroxydase (GPx) ; défenses de biotransformation (activité des glutathion S-transférases (GST), et des carboxylestérases (CbE) ; équilibre redox (teneur en glutathion oxydé (GSSG) et capacité totale de piégeage des oxyradicaux (TOSC) évaluée vis-à-vis des radicaux peroxyle ROO·, des radicaux hydroxyle HO·et du peroxynitrite, $ONOO^-$) ; et dommages cellulaires (niveaux de peroxydation lipidique, LPO, et de carbonylation des protéines, PC).
d. Lipides totaux, acides gras polyinsaturés, production de malonaldéhyde, marqueurs moléculaires liés au stress oxydant et au métabolisme lipidique.
e. Bio-essais sur sédiments, activité EROD, activité de l'acétylcholinestérase (AChE), stabilité de la membrane lysosomale (LMS), cassures des brins d'ADN par le test des comètes, adduits

à l'ADN, micronoyaux (MN), métabolites des HAP, imposex, intersexe et pathologies externes chez les poissons.

f. Test de stabilité de la membrane lysosomale chez les moules (NRRT), métallothionéines (MT) dans les glandes digestives, AChE dans l'hémolymphe des moules et le cerveau des poissons. EROD dans le foie des poissons, métabolites aromatiques dans la bile des poissons, fréquence des micronoyaux (MN) dans les hémocytes des moules et les branchies des poissons.
g. Activités de la catalase, de la glutathion S-transférase et de l'acétylcholinestérase, et métallothionéines.
h. Stress sur stress (SoS) et stabilité de la membrane lysosomale (LMS).
i. Biomarqueurs subcellulaires chez la moule (teneur en MT dans les glandes digestives, activité de l'AChE dans les branchies, stabilité de la membrane lysosomale (LMS), dans les hémocytes) et deux réponses à l'échelle de l'organisme entier (survie à l'air, SoS, et capacité de croissance, (SFG).
j. Biomarqueurs chez le poisson comprenant des réponses tissulaires (néoplasmes hépatiques visibles macroscopiquement) et des biomarqueurs subcellulaires : teneur hépatique en métallothionéines (MT), EROD hépatique, acétylcholinestérase cérébrale (AChE) et sanguin (ALA-D), ainsi que la fréquence des micronoyaux (MN) dans les érythrocytes périphériques.

Références relatives à l'annexe III

Benito, D., Briand, M., Herlory, O., Izagirre, U., Bouchoucha, M. et Briaudeau, T. (2024) Active mussel biomonitoring for the health status assessment of the Western Mediterranean Sea. Marine Pollution Bulletin 207, 116898.

Bonsignore, M., Messina Concetta, M., Bellante, A., Manuguerra, S., Arena, R., Santulli, A., Maricchiolo, G., Del Core, M. et Sprovieri, M. (2022) Chemical and biochemical responses to sub−lethal doses of mercury and cadmium in gilthead seabream (Sparus aurata) [Réponses chimiques et biochimiques à des doses sublétales de mercure et de cadmium chez la dorade royale (Sparus aurata)]. Chemosphere 307, 135822.

Briand, M.J., Herlory, O., Briant, N., Brach-Papa, C., Boissery, P. et Bouchoucha, M. (2023) The French Mussel Watch: More than two decades of chemical contamination survey in Mediterranean coastal waters. Marine Pollution Bulletin 191, 114901.

Burgeot, T., Akcha, F., Ménard, D., Robinson, C., Loizeau, V., Brach-Papa, C., Martínez-Gòmez, C., Le Goff, J., Budzinski, H. et Le Menach, K. (2017) Integrated monitoring of chemicals and their effects on four sentinel species, Limanda limanda, Platichthys flesus, Nucella lapillus and Mytilus sp., in Seine Bay: A key step towards applying biological effects to monitoring. Marine Environmental Research 124, 92-105.

Covelli, S., Pisoni, C., Pavoni, E., Floreani, F., Petranich, E., Adami, G., Deponte, M., Gordini, E., Dal Cin, M. et Busetti, M. (2025) Lithogenic and anthropogenic contributions of trace metal(oid)s in coastal sediments near the Port of Trieste (northern Adriatic Sea): A geochemical normalisation approach based on regional background values. Marine Pollution Bulletin 214, 117774.

Cunha, M., Nardi, A., Henriques, B., Soares, A.M.V.M., Pereira, E., Regoli, F. et Freitas, R. (2024) The role of the macroalgae Ulva lactuca on the cellular effects of neodymium and mercury in the mussel Mytilus galloprovincialis. Chemosphere 358, 141908.

De Giorgi, R., Bardelli, R., Cilenti, L., Falco, S., Fanizzi, F.P., Guerra, M.T., Katselis, G., Kevrekidis, K., Mancini, F., Doria, L., Marchini, A., Migoni, D., Papadia, P., Vizzini, S. et Mancinelli, G. (2024) Opportunistic omnivory impairs the use of the Atlantic blue crab Callinectes sapidus as a trace metal biomonitor in invaded Mediterranean coastal waters. Marine Pollution Bulletin 206, 116715.

Della Torre, C., Villa, S., Chiarore, A., Cannavacciuolo, A., Rizzi, C., Musco, L., Nigro, L. et Munari, M. (2024) Biomonitoring of human activities recovery following lockdown in a highly touristic Mediterranean Island using Mytilus galloprovincialis. Marine Pollution Bulletin 204, 116533.

El-Maradny, A., Radwan, I.M., Amer, M., Fahmy, M.A., Mohamed, L.A. et Ibrahim, M.I.A. (2023) Spatial distribution, sources and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the surficial sediments of the Egyptian Mediterranean coast. Marine Pollution Bulletin 188, 114658.

Guendouzi, Y., Benhalima, M., Serbah, I., Fara, M., Fowler, S.W., Boulahdid, M. et Soualili, D.L. (2024) A novel approach to assess temporal baseline levels of trace metal contamination in the

mussel M. galloprovincialis in the Mediterranean, Marmara and Black Seas. Marine Pollution Bulletin 202, 116367.

León, V.M., Viñas, L., Concha-Graña, E., Fernández-González, V., Salgueiro-González, N., Moscoso-Pérez, C., Muniategui-Lorenzo, S. et Campillo, J.A. (2020) Identification of contaminants of emerging concern with potential environmental risk in Spanish continental shelf sediments. Science of the Total Environment 742, 140505.

Maeyouf, H., Khattab, R.A., Temraz, T., Sami, M., Ali, I. et Imanova, G. (2025a) Assessment of heavy metal contamination in sediments, seawater, and marine organisms along the Benghazi coast, northeastern Libya (Mediterranean Sea). Environmental Science and Pollution Research.

Maeyouf, H., Khattab, R.A., Temraz, T., Sami, M., Ali, I. et Imanova, G. (2025b) Heavy metal contamination in seawater, sediments, algae, and fish from Susah and Tobruk, Mediterranean Sea. Water Environment Research 97(5), e70091.

Martínez-Gómez, C., Fernández, B., Robinson, C.D., Campillo, J.A., León, V.M., Benedicto, J., Hylland, K. et Vethaak, A.D. (2017a) Assessing environmental quality status by integrating chemical and biological effect data: The Cartagena coastal zone as a case. Marine Environmental Research 124, 106-117.

Martínez-Gómez, C., Robinson, C.D., Burgeot, T., Gubbins, M., Halldorsson, H.P., Albentosa, M., Bignell, J.P., Hylland, K. et Vethaak, A.D. (2017b) Biomarkers of general stress in mussels as common indicators for marine biomonitoring programmes in Europe: The ICON experience. Marine Environmental Research 124, 70-80.

Morroni, L., d'Errico, G., Sacchi, M., Molisso, F., Armiento, G., Chiavarini, S., Rimauro, J., Guida, M., Siciliano, A., Ceparano, M., Aliberti, F., Tosti, E., Gallo, A., Libralato, G., Patti, F.P., Gorbi, S., Fattorini, D., Nardi, A., Di Carlo, M., Mezzelani, M., Benedetti, M., Pellegrini, D., Musco, L., Danovaro, R., Dell'Anno, A. et Regoli, F. (2020) Integrated characterization and risk management of marine sediments: The case study of the industrialized Bagnoli area (Naples, Italy). Marine Environmental Research 160, 104984.

Mulholland, D., Vinicius, M., Conceição, S., Briant, N., Pellouin-Grouhel, A. et Araújo, D. (2025) Metal contamination along the French Mediterranean coast: From background to current status. Marine Pollution Bulletin 219.

Pachés, M., Martínez-Guijarro, R., Romero, I. et Aguado, D. (2023) Assessment of Metal Pollution and Its Environmental Impact on Spanish Mediterranean Coastal Ecosystems.

Santos-Echeandía, J., Bernárdez, P., Orellana, J.G., Rodellas, V., Bruach, J.M. et Cartes, J.E. (2025) Unravelling the anthropogenic pressures in deep waters of the N Iberian Peninsula in the last centuries through the study of sediment cores. Science of the Total Environment 975, 179221.

Thabet, W.M., Moneer, A.A., Abdelwahab, O., Ahdy, H.H.H., Khedawy, M. et Shabaan, N.A. (2024) Ecological risk assessment of metal pollution in the surface sediments of delta region, Egypt. Environmental Monitoring and Assessment 196(4), 351.

Tsangaris, C., Moschino, V., Strogyloudi, E., Coatu, V., Ramšak, A., Abu Alhaija, R., Carvalho, S., Felline, S., Kosyan, A., Lazarou, Y., Hatzianestis, I., Oros, A. et Tiganus, D. (2016) Biochemical biomarker responses to pollution in selected sentinel organisms across the Eastern Mediterranean and the Black Sea. Environmental Science and Pollution Research 23(2), 1789-1804.

Annexe IV :

Références

Andersen, J.H., Murray, C., Larsen, M.M., Green, N., Høgåsen, T., Dahlgren, E., Garnaga-budr, G., Gustavson, K., Haarich, M., Kallenbach, E.M., Mannio, J., Strand, J. et Korpinen, S. (2016) Development and testing of a prototype tool for integrated assessment of chemical status in marine environments. Environmental Monitoring and Assessment 188(2), 1-13.

European Commision (2018) EU Guidance Document No: 27. Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standard.

EEA - European Environment Agency. (2019). Contaminants in Europe's seas – Moving towards a clean, non-toxic marine environment. Report No. 25 (2018), Publications Office.

ICES. 2024. Working Group on Biological Effects of Contaminants (WGBEC). ICES Scientific Reports. 6:65. 114 pp. https://doi.org/10.17895/ices.pub.26936176

Larsen, M. et Hjermann, D. 2022. Status and Trend for Heavy Metals (Mercury, Cadmium and Lead) in Fish, Shellfish and Sediment. In: OSPAR, 2023: The 2023 Quality Status Report for the Northeast Atlantic. OSPAR Commission, London. Disponible sur: https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/heavy-metals-biota-sediment

Long, E.R. et Morgan, L.G. (1991) The potential for biological effect of sediment-sorbed contaminants tested in the National Status and Trends Program. NOAA Techical Memorandum NOS OMA 52.

Long, E., Macdonald, D., Smith, S. et Calder, F. (1995) Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. Environmental Management 19(1), 81-97.

Macdonald, D., Carr, R., Calder, F., Long, E. et Ingersoll, C. (1996) Development and Evaluation of Sediment Quality Guidelines for Florida Coastal Waters. Ecotoxicology 5, 253-278.

Pejman, A., Bidhendi, G.N., Ardestani, M., Saeedi, M. et Baghvand, A. (2015) A new index for assessing heavy metals contamination in sediments: A case study. Ecological Indicators 58, 365-373.

Perošević-Bajčeta, A., Martinović, R., Joksimović, D., Huter, A. et Bošković, N. (2024) Metal pollution in sediments along the Montenegrin coast, Adriatic Sea: a risk analysis. Journal of Soils and Sediments 24(12), 3796-3813.

Prasad Ahirvar, B., Das, P., Srivastava, V. et Kumar, M. (2023) Perspectives of heavy metal pollution indices for soil, sediment, and water pollution evaluation: An insight. Total Environment Research Themes 6, 100039.

UNEP/MED WG.492/6. (2021). Agenda Item 3: Monitoring Guidelines/Protocols for IMAP Common Indicator 18. Implementation of IMAP Common Indicator 18 on Biomonitoring

UNEP/MED 22WG533/Inf.3 (2022). Meeting of the Ecosystem Approach Correspondence Group on Pollution Monitoring. Videoconference, 27 and 30 May 2022. Agenda Item 3: Assessment Criteria. Adjusted Background (Assessment) Concentrations (BC/BAC) for Common Indicator 17 and Upgraded Approach for Environmental Assessment Criteria (EAC) for IMAP Common Indicators 17, 18 and 20

UNEP/MED WG.533/10 (2022). Meeting of CorMon Pollution (27 and 30 May 2022). Meeting report. Annex III, Appendix 1

UNEP/MED WG.556/Inf.8 (2023). Meeting of the Ecosystem Approach Correspondence Group on Pollution Monitoring , Athens, Greece, 1-2 March 2023. Agenda Item 3: 2023 Mediterranean Quality Status Report (QSR) - Pollution Ecological Objectives (EO5, EO9)The Marine Environment Assessment in the Areas with Insufficient Data: The Updated Results of GES Assessment for IMAP Common Indicator 17 in the Levantine Sea Basin by Applying the CHASE+ Environmental Assessment Methodology Harmonized with the NEAT GES Assessment Methodology

UNEP/MED WG.630/11/L.2 (2025). Appendix 3. Updated guidance factsheets for IMAP common indicators 13,14, 17, 18, 20, and 21.)

UNEP/MED WG. 647/6 (2026). Joint Meeting of the Ecosystem Approach Correspondence Groups on Pollution and Marine Litter Monitoring. Online, 22-24 July 2026.Agenda item 3: Assessment Criteria Upgrade. Further Development of Upgraded Background Assessment Concentrations (BAC) and Environmental Assessment Criteria (EAC) for Biomarkers under IMAP Common Indicator 18.

Tornero, V., Deviller, G., Hanke, G., Coatu, V., Do Carmo Alves Martins, I., Fryer, R., Hjermann, D., Iglesias Campos, A., Knezevic, J. et Kunitzer, A. (2022) Development and Implementation of Marine Contaminant Threshold Values. Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2022, doi:10.2760/088316, JRC131257.

Vethaak, A.D., Davies, I.M., Thain, J.E., Gubbins, M.J., Martínez-Gómez, C., Robinson, C.D., Moffat, C.F., Burgeot, T., Maes, T., Wosniok, W., Giltrap, M., Lang, T. et Hylland, K. (2017) Integrated indicator framework and methodology for monitoring and assessment of hazardous substances and their effects in the marine environment. Marine Environmental Research 124, 11-20.

Appendix 4

Further Development of Upgraded Background Assessment Concentrations (BAC) and Environmental Assessment Criteria (EAC) for Biomarkers under IMAP Common Indicator 18

Table of Contents

1 Introduction 1

1.1 Objective 1

1.2 Biomarkers Information 1

1.3 IMAP Requirements 3

1.4 Data Availability 4

1.5 Data Considerations 5

1.5.1 Reference Site Definition 5

1.5.2 Confounding Factors 7

1.6 Metadata Needed from Dataset for Proposing Assessment Criteria Values 7

2 Methodology 8

2.1 BACs Approaches 8

2.2 EACs Approaches 9

3 Calculated BACs and EACs 9

4 BACs and EACs for *Mullus barbatus* 12

5 BACs and EACs for Wild *Mytilus galloprovincialis* 13

5.1 SoS Considerations and Proposed Future Work 14

6 BACs and EACs for Caged *Mytilus galloprovincialis* 15

7 Additional Assessment Criteria Considerations 16

8 Conclusions and Next Steps 16

Annex I: Science-Based Approaches - BACs and EACs development for *Mullus barbatus*

Annex II: Science-Based Approaches - BACs and EACs development for Wild *Mytilus galloprovincialis*

Annex III: Science-Based Approaches - BACs and EACs development for Caged *Mytilus galloprovincialis*

Annex IV: References

List of Abbreviations / Acronyms

AC	Assessment Criteria
AChE	Acetylcholinesterase activity
AVG	Average
BAC	Background Assessment Criteria
BioRI	Biological Risk Index
C_{bio}	Biomarkers confidence
C_{cont}	Contaminants confidence
CHASE+	Chemical Status Assessment Tool
CI	Common Indicator
ChemRI	Chemical Risk Index
CV	Confidence Value
DW	Dry Weight
EAC	Environmental Assessment Criteria
EcAp	Ecosystem Approach
ERI	Environmental Risk Index
EROD	Ethoxyresorufin-O-deethylase activity
GES	Good Environmental Status
IMAP	Integrated Monitoring and Assessment Programme of the Mediterranean Sea and Coast and Related Assessment Criteria
LMS	Lysosomal Membrane Stability
LMS-HEXO	Lysosomal Membrane Stability on cryostat sections determination
LMS-NRRT	Lysosomal Membrane Stability - Neutral red retention time assay
MB	*Mullus barbatus*
MBb	Biomarkers in *Mullus barbatus*
MBc	Contaminants in *Mullus barbatus*
MED QSR	Mediterranean Quality Status Report
MG	*Mytilus galloprovincialis*
MGb	Biomarkers in *Mytilus galloprovincialis*
MGc	Contaminants in *Mytilus galloprovincialis*
MN	Micronuclei frequency
MT	Metallothionein
n	number of items
NEAT	Nested Environmental status Assessment Tool
OSPAR	Oslo and Paris Convention for the Protection of the Marine Environment for the North-East Atlantic
OWG	Online Working Group
PAH	Polycyclic Aromatic Hydrocarbon
PCB	Polychlorinated biphenyl
PEC	Probable Effect Concentration
sed	Contaminants in sediment
SoS	Stress on Stress
TEC	Threshold Effect Concentration
w	weight
WAC	Warning Assessment Criteria
wF	weighting Factor
WMS	Western Mediterranean Sub-region
WW	Wet Weight

1 Introduction

1.1 Objective

1. This document proposes updated Background Assessment Concentrations (BACs) and Environmental Assessment Criteria (EACs) for biomarkers in the Mediterranean Sea, in alignment with the Integrated Monitoring and Assessment Programme (IMAP) Common Indicator 18 (CI-18). These criteria are essential for identifying deviations from baseline biomarker levels in marine organisms and for assessing the likelihood of adverse biological effects.

2. The analysis focuses on two sentinel species, *Mullus barbatus* (red mullet) and *Mytilus galloprovincialis* (Mediterranean mussel), across four Mediterranean sub-regions: Western Mediterranean Sea, Ionian & Central (hereafter "Central Mediterranean Sea"), Adriatic Sea, and Aegean–Levantine (hereafter "Eastern Mediterranean Sea").

3. The primary objective is to extrapolate available datasets to derive Mediterranean-relevant BACs and EACs, while considering both sub-regional and regional variability. Establishing these criteria will strengthen CI-18 biomarker-based environmental monitoring and assessment and support the harmonized comparisons across national monitoring and assessment programmes in the Mediterranean region.

4. This work represents the second ~~first~~ effort to calculate BACs and EACs for biomarkers using data directly obtained from the Mediterranean Sea. The first exercise, focusing exclusively on data from *Mytilus galloprovincialis*, was undertaken by the UNEP/MAP Informal Online Expert Group on Contaminants. Nevertheless, the Group emphasized the need for additional datasets and further methodological harmonization to strengthen the robustness and reliability of these assessment criteria (UNEP/MED WG.427/Inf.3, 2016).The values presented in this document are proposed as initial thresholds and will be progressively refined as additional national data becomes available.

5. The present proposal has been prepared in close consultation with the Online Working Group (OWG) on Biomarkers and incorporates the following key elements developed in line with the conclusions reached within the framework of the OWG:

- Calculation of updated BACs and EACs for biomarkers at both regional and sub-regional levels, using Mediterranean-specific data;
- Integration of revised and corrected datasets provided by Contracting Parties (CPs), along with clarifications on national monitoring approaches (e.g. Reference Site definition);
- Identification of key data limitations and uncertainties, including gaps in sub-regional coverage (e.g., for the Eastern Mediterranean Sea), inconsistencies in metadata, and biomarker-specific constraints (e.g. SoS and MT interpretation);
- Consideration of methodological refinements for specific biomarkers, particularly the need to revise the approach for Stress on Stress (SoS) to better reflect its integrative physiological nature;
- Acknowledgement of additional confounding factors and future improvements, including the potential role Gonadosomatic Index (GSI);
- Acknowledgement of supplementary assessment criteria for biomarkers of exposure, including the application of Warning Assessment Criteria (WAC) and Thresholds of Biological Relevance (TBR);
- Recognition that the proposed BACs and EACs represent an initial step, to be further refined through future data submissions.

1.2 Biomarkers Information

6. BACs represent baseline biomarker levels expected at Reference Sites that are largely free from anthropogenic pressures, whereas EACs define threshold values above which biological effects are likely to occur. Together, these criteria link contaminant exposure to measurable biological responses and form a cornerstone of CI-18 implementation. Details on the biomarkers considered under CI-18 are presented in the table below (Table 1).

Table 1. Biomarkers considered under CI-18

Assay	Biomarker	Role	Species	Tissue	Status under IMAP
Lysosomal Membrane Stability - Neutral red retention time assay	LMS-NRRT	general physiological status screening	Mussel	Haemocytes	Mandatory
Lysosomal Membrane Stability on cryostat sections - enzymatic determination	LMS-HEXO	general physiological status screening	Fish/ Mussel	Liver / Digestive gland	Mandatory
Micronucleus frequency assay in fish	MN_F	assessing cytogenetic/DNA damage in marine organisms	Fish	Erythrocytes	Mandatory
Micronucleus frequency assay in mussel	MN_MH	assessing cytogenetic/DNA damage in marine organisms	Mussel	Gills & Haemocytes	Mandatory
Acetylcholinesterase enzymatic activity	AChE	assessing neurotoxic effects in aquatic organisms	Fish/ Mussel	Brain & Muscle/ Gills	Mandatory
Metallothionein level	MT	increase of the cellular MT-protein level is considered as a protective effect against an excess of harmful metals	Mussel	Digestive gland	Non-Mandatory
Stress on Stress	SoS	survival on air is a general method to determine the physiological condition in bivalves	Mussel	Whole organism	Non-Mandatory
Ethoxyresorufin-O-deethylase (microsomal) activity	EROD	reflects the induction of CYP1A	Fish	Liver	Non-Mandatory

7. For biomarkers of exposure, only BACs can be calculated, as these indicators reflect contaminant exposure but do not provide information on effects. In contrast, biomarkers of effect are directly linked to potential harmful outcomes, and therefore both BACs and EACs need to be calculated. Biomarker levels also respond differently to exposure to contaminants: some increase and others decrease with exposure. Biomarkers-specific information is presented in Table 2 below.

Table 2. Biomarkers-specific detail

Biomarker	Type of biomarker	Response Direction	Criteria
AChE	Effect	Decrease	BAC and EAC
LMS	Effect	Decrease	BAC and EAC
MN	Exposure	Increase	BAC
SoS	Effect	Decrease	BAC and EAC
EROD	Exposure	Increase	BAC
MT	Exposure	Increase	BAC

1.3 IMAP Requirements

8. IMAP requires the application of BACs and EACs that are regionally relevant and reflect the specific characteristics of Mediterranean ecosystems and sub-regions. While Mediterranean data-based BACs exist for most contaminants (trace metals, PAHs, organochlorines) under decisions IG.22/7, IG.23/6, and IG. 27/6, biomarker BACs and EACs have not yet been fully established using Mediterranean-specific data. CI-18 implementation requires the development of criteria for key biomarkers measured in *M. galloprovincialis* and *M. barbatus*, whereby a distinction should be made between the criteria required for mandatory biomarkers, and those that can be set, as feasible, for non-mandatory biomarkers. Criteria must also account for sub-regional variations and species-specific biological responses.

9. Until current efforts were undertaken, the Mediterranean EACs for Biomarkers in mussel (*M. galloprovincialis*) remained based on OSPAR values as initially agreed upon during COP19, and subsequently reaffirmed at COP 20 and COP 24 (Decisions IG.22/7, IG.23/6 and IG.27/6). They are presented in Table 3.

Table 3. The Mediterranean BACs and EACs for biomarkers in mussel (M. galloprovincialis) as endorsed by Decisions IG.22/7, IG.23/6, and IG.27/6

Biomarkers/Bioassays and units	BACs IG.23/6 in Mussels (*Mytilus galloprovincilais)*	EACs IG.23/6 in Mussels (*Mytilus galloprovincilais)*	BACs IG.22/7 in Mussels (*Mytilus galloprovincilais)*	EACs IG.22/7 in Mussels (*Mytilus galloprovincilais*)
Lysosomal membrane stability Neutral Red Retention Assay (minutes)			120	50
Lysosomal membrane stability Cytochemical method (minutes)			20	10
AChE activity (nmol min-1 mg-1 protein) in			29	20

gills (French Mediterranean waters)				
AChE activity (nmol min^{-1} mg^{-1} protein) in gills (Spanish Mediterranean waters)			15	10
Stress on Stress (days)	11	5		
Metallothioneins (µg/g digestive gland)	247			
Micronuclei frequency (number of cases /1000 cells) in haemocytes)	1			

1.4 Data Availability

10. The calculation of BACs and EACs is highly dependent on data availability and data quality. Currently available data and information include:

- Datasets uploaded into IMAP Info System: datasets that have been uploaded by Contracting Parties (CPs) that meet all data reporting requirements;
- Older MED POL Biomonitoring datasets: older datasets that are often non-comparable with IMAP CI 18 data due to differences in analytical methods, and may lack critical information such as specimen size and tissue analyzed;
- Datasets submitted through written correspondence by CPs under the umbrella of the Online Working Group (OWG) on Biomarker Analysis: datasets that contain old and newly collected data. Scientific literature: provides limited studies that report both biomarker responses and contaminant concentrations; includes also relevant information for the calculation of EACs.

11. Available data for each species is presented on the table below (Table 4). Not all the data presented in this table were used for the analysis for reasons that are detailed in the subsequent sections of this document.

Table 4. Biomarkers data availability as of December 10,2025

Species	Database	CPs	Sampling Years	Med. Sub-regions	Stations (n)	IMAP Biomarkers Analyzed	Other Biomarkers Analyzed
Mullus barbatus	IMAP IS	Spain	2015 -2016, 2022-2023	Western	11	AChE, MN, EROD	
	IMAP IS	Italy	2019-2023	Western, Adriatic, Central	21	AChE, LMS-HEXO, MN, MT, EROD	CF, GSI, HIS
	Old MEDPOL Data Sets	Spain	2006, 2008, 2010, 2012-2014, 2016	Western	17	AChE, MN, MT, EROD	CF, GSI, HIS
Mytilus galloprovincialis	IMAP IS	Spain	2019, 2022	Western	27	AChE, LMS-NRRT, MN, MT, SoS	
	Old MEDPOL Datasets	Albania	2004	Adriatic	2	MT	

	Old MEDPOL Datasets	Croatia	1999, 2001, 2002, 2005, 2012-2014	Adriatic	34	LMS-HEXO, MT, SoS, EROD	
	Old MEDPOL Datasets	Greece	2005, 2006	Central, Eastern	6	MN, LMS-HEXO, MT, AChE	
	Old MEDPOL Datasets	Morocco	2013-2017	Western	4	LMS-HEXO	
	Old MEDPOL Datasets	Slovenia	1999, 2000, 2003, 2004, 2010, 2011, 2013, 2014	Adriatic	6	MN, MT	
	Old MEDPOL Datasets	Spain	2008, 2010-2015, 2017, 2019	Western	30	MN, LMS-NRRT, MT, AChE, SoS	
	Recently Shared	Croatia	2017, 2019-2024	Adriatic	10	AChE, LMS-HEXO, MT, SoS	
	Recently Shared	France	2021	Western	16	LMS-HEXO	
	Recently Shared	Greece	2022, 2023	Eastern	16	AChE, MT, SoS	GST, CAT, LPO
	Recently Shared	Monteneg ro	2016-2018, 2022-2024	Adriatic	11	MN, AChE, (CI)	
	Recently Shared	Spain	2014, 2023-2025	Western	20	MN, LMS-NRRT, SoS, MT, AChE	CAT, GPx, GR, GST, LPO, SOD for 2014
	Scientific Literature	Greece	2007, 2013, 2019, 2021, 2022	Eastern	NA	AChE, MN, MT	GST, CAT, LPO

1.5 Data Considerations

12. Before undertaking the calculation of BACs and EACs, it is important to understand data and confounding factors that might have an impact on the calculation and interpretation of these thresholds.

1.5.1 Reference Site Definition

13. The definition and classification of Reference Sites are crucial for the calculation of BACs. Reference Sites should represent areas largely free from anthropogenic impacts rather than completely undisturbed environments, which are rarely found in the Mediterranean. Further, baseline conditions are not synonymous with pristine conditions.

14. Below is the definition of reference condition from UNEP(DEPI)/MED IG.22/Inf.7 ‘Integrated Monitoring an Assessment Guide’, which states:

15. "*Reference condition or state (sometimes referred to as background levels): a state of the environment considered largely free from the adverse effects of anthropogenic activities (i.e. negligible impacts from pressures). This can be defined in relation to aspects of environment state (physical, chemical and/or biological characteristics), or to levels of pressure or impact (e.g. an absence of contaminants or certain impacts). This type of baseline is typically used to allow an acceptable deviation in state to be defined which acts as the target threshold value to be achieved (i.e. the GES boundary). Reference state can be defined using a variety of methods, including:*

I. *Historic conditions, based on various evidence about conditions before there was significant anthropogenic activity;*

II. *Past date/period, based on time-series datasets in which a time that is considered to best equate to 'reference state', is selected;*

III. *Current conditions, in areas considered substantively free from anthropogenic pressures;*

IV. *Modelling, to try to predict current state in the absence of pressures.*"

16. That mentioned, a clear methodology to define and classify Reference Sites is not currently available. This is emphasized by the different methodologies applied by the CPs to determine Reference Sites which are listed below:

- **Italy:** The criterion used for the classification of Reference sites was the presence of low contamination level in sediments. The sediment contamination was evaluated through a Chemical Quality Judgment (CQJ), with Reference sites corresponding to a CQJ classified as GOOD. The CQJ for each site was assessed using the Chemical Quality Index (CQI), which integrates all contaminants classes in sediments, including metals, PAHs, HOCs, and organotins, based on MSFD monitoring data collected from 2016 to 2021). This criterion is described in detail in Maggi et al. (2022), the Italian MSFD Report 2024 (https://strategiamarina.isprambiente.it/report-comunitari/msfd-paper-report-2024/) and in Moltedo et al. (2025). It is based on comparing chemical concentration data with the Environmental Quality Standard (EQS) established under the European Directive 2013/39/UE for biota and transposed into Italian legislation through Legislative Decree No. 172/2015 for both sediment and biota. In addition, the authors subsequentially adopted a criterion based on contaminant concentrations measured in sediments near the fish sampling sites used for biomarker analysis. This approach enabled the simultaneous consideration of both metals and organic environmental contaminants.
- **Croatia:** Reference sites for biomarkers are selected based on their historically low levels of human activities impacts, as well as results from previous scientific research on pollution.
- **Spain:** For M. galloprovincialis, Reference Sites are located far from major point or diffuse sources of contamination, such as coastal population centers, harbors, major urban areas, and river discharges. Some of these sites are also Marine Protected Areas. Tissue contaminants concentrations were subsequently checked against the current BACs. For M. barbatus, an initial screening was carried out to verify that contaminants in both sediments and red mullet were clearly below BACs. Subsequently, additional sites were included to improve the spatial distribution of reference areas and to obtain information from red mullet subpopulations in which contaminants concentrations in muscle or liver tissue were below or just above BACs.
- **Greece:** Reference sites have not been formally defined and classified at the national level. ~~Reference sites have not yet been formally defined or classified at the national level.~~ For the implementation of national monitoring programmes and related studies, the Reference Sites are defined as areas subject to minimal pollution pressure and located away from known pollution sources. The classification process also considers available data on chemical contaminants such as metals and organic contaminants, preferably measured in the bioindicator organisms and/or in sediments in order to confirm that contaminants concentrations are low

17. Overall, the CPs appear to follow broadly similar principles in defining and classifying Reference ~~S~~ites. This approach is generally based on a qualitative evaluation drawing on the historical and scientific knowledge gained though the implementation of their respective national monitoring programmes, complemented by cross-checking against chemical contaminant data.

1.5.2 Confounding Factors

18. Confounding factors need to be considered during the calculation of BACs and EACs. Specifically, biological, physical, and environmental factors, such as age, water temperature, and reproductive stage, need to be carefully considered to separate physiological variability from contaminant-induced effects on biomarkers.

19. Some of these confounding factors are considered in the IMAP sampling and analysis guidelines. Specifically, for *Mullus barbatus*, it is suggested that red mullet should be sampled outside the reproductive periods (i.e., sampling only between September and October, or between March and April) and having a species length of 12-16 cm. These should account for reproductive changes, sexual maturity, and age. Similarly, *Mytilus galloprovincialis* should be sampled by having a standardized shell size of 4-5 cm and before or after the reproductive period (the two sampling times should take place approximately between April and June, and between September and November). These criteria for both species are guidelines rather than a strict requirement, and can be adjusted where scientifically justified.

20. Similarly, the ICES WGBEC recommended that the analysis of ACs for M. barbatus focus on samples collected during autumn, specifically targeting fish within the 12–18 cm size range, and specimens with a gonadosomatic index (GSI) below 1.3%. These criteria were considered suitable for minimizing natural variability in biomarker responses. The IMAP CI 18 guidelines do not specify a GSI cut-off; nevertheless, GSI is a useful indicator of individual reproductive status and should be considered because it influences biomarker levels. Although selecting non-reproductive seasons will generally reduce GSI-related variability, individual differences in GSI may still introduce noise into the analysis.

21. Temperature is also a particularly critical confounding factor, especially for enzymatic biomarkers such as AChE and EROD, which are known to show strong temperature dependence. While standardizing sampling season can control for reproductive cycles, temperature differences among regions and depths remain a significant source of uncertainty. Further evaluation is needed to determine whether biomarker values should be restricted to data collected within a specific temperature range.

1.6 Metadata Needed from Dataset for Proposing Assessment Criteria Values

22. To conduct the analysis, the data should include the following information:

- Sampling year and month (and day) – to account for reproductive stages;
- Sampling location (latitude/longitude) – to determine for Mediterranean sub-regions;
- Specimen length (*M. barbatus*) or shell size (*M. galloprovincialis*) – to account for age differences;
- Tissue analyzed – to assure comparability among data;
- Whether samples are wild or caged (*M. galloprovincialis*).

23. Data lacking this information was excluded from the analysis, with the exceptions of certain cases elaborated in Section 5 ‘BACs and EACs for Wild *Mytilus galloprovincialis’* and Appendix III ‘Science-Based Approaches - BACs and EACs development for Wild *Mytilus galloprovincialis’*. Details on filter selected for sampling months and specimen size are presented in Sections 4 and 5 where species- and biomarkers-specific calculations are elaborated in detail. Biomarker-specific calculations are further elaborated in Appendix II ‘Science-Based Approaches - BACs and EACs development for *Mullus barbatus’* and Appendix III ‘Science-Based Approaches - BACs and EACs development for Wild *Mytilus galloprovincialis’*.

24. A temporal cutoff of 2015 was selected because national monitoring approaches and laboratory practices in several CPs underwent harmonization prior to that year. To reduce the influence of historical methodological inconsistencies and priorities current environmental conditions, 2015 was selected as a pragmatic cut-off year for the final analysis of BACs and EACs.

25. Only wild mussels were used in the analysis. Although caged *M. galloprovincialis* samples were available, they were excluded because deployment conditions were highly inconsistent across datasets. In many cases, the deployment duration was either unreported or varied substantially among

national monitoring programmes. Consequently, caged mussels were not included in the general BAC calculations, as the available metadata did not allow standardization of exposure time.

26. To ensure methodological robustness and maintain harmonization with IMAP requirements, only wild mussel data were used for the derivation of BACs and EACs. An exception was made for the Eastern Mediterranean sub-region, where caged mussel data were used to calculate preliminary BACs and EACs, as this represented the only reliable data for the sub-region, even though deployment durations ranged from 3 to 5 months.

27. Temperature and GSI were not applied as confounding factor filters in the present BAC and EAC calculations because the available dataset did not show any consistent or biologically meaningful trends linked to these parameters. Furthermore, given the limited sample size and the absence of detectable temperature and GSI-driven variability, applying additional filters would reduce data availability without improving confidence in the calculation. Therefore, although temperature and GSI were recognized as potential confounding factors (as described above), they were not used as exclusion criteria in this iteration due to the lack of evidence for a significant influence under the existing datasets, as well as the lack of data-specific information for these two confounding factors in many datapoints.

2 Methodology

2.1 BACs Approaches

28. As specified above, BACs represent baseline biomarker levels expected at Reference Sites largely free from anthropogenic pressures. To ensure ecosystem-specific monitoring and assessment, BACs need to be derived separately for the entire Mediterranean region, for each Mediterranean sub-region, and for each species and biomarker, while accounting for spatial and biological variability.

29. Two statistical approaches were initially considered for the calculation of BACs, both of which rely solely on the use of Reference Site data. The first approach was the Geometric Mean with Confidence Interval (CI), where BACs are calculated from the geometric mean and CI of Reference Site data. Specifically, the Max or Min CI bound is selected as the BAC depending on biomarker response directionality. The advantage that this approach provides is to account for variability and provides a confidence-based estimate. The second approach was the Percentile Approach, in which ACs were calculated as the 90th percentile (P90) for biomarker levels that increase with contaminant exposure, and as the 10th percentile (P10) for biomarker levels that decrease. This approach is better suited for data that is skewed distributed and reduces the influence of outliers.

30. The geometric mean is ideal for describing baseline “central” tendency, while a percentile is ideal for describing boundaries. For this reasoning, and since it was previously adopted by UNEP, OSPAR, and national monitoring programmes, the Percentile Approach was selected to conduct the calculation of BACs under the current work. Specifically, a PERCENTILE.INC function was adopted for the available data on Microsoft Excel. Species-specific filtering criteria applied in the analysis are presented in Sections 4 and 5, and biomarker-specific filtering criteria are further elaborated in Appendix II ‘Science-Based Approaches - BACs and EACs development for *Mullus barbatus’* and Appendix III ‘Science-Based Approaches - BACs and EACs development for Wild *Mytilus galloprovincialis’*. General details regarding the analysis are provided below:

- 90th percentile (P90) used to define BACs for biomarker levels that increase with exposure (MN, MT, EROD).
- 10th percentile (P10) used to define BACs for biomarker levels that decrease with exposure (AChE, SoS).

31. LMS is a well-established biomarker with universal thresholds reported in the literature. As these categorical thresholds already allow for interpretation of health status (e.g., healthy, stressed, severely stressed), LMS does not require new BAC (and EAC) calculations and could instead continue to be assessed using established reference values. This is consistent with the Moore et al., (2006) study, which stated that animals should be considered healthy when the lysosomal stability (LMS-HEXO) is ≥ 20 minutes (BAC value), and severely stressed and probably exhibiting pathological conditions when values <10 minutes (EAC value). If LMS is quantified using the Neutral Red

Retention (NRR) method, animals should be considered to be healthy if NRR time is ≥120 minutes (BAC value) and severely stressed and probably exhibiting pathology if <50 minutes (EAC value).

32. The geometric means and corresponding 95% confidence intervals were also calculated for each biomarker to quantitatively assess differences in biomarker levels between Reference Sites and Hot Spot areas. Comparison of confidence intervals across area typologies allowed for an evaluation of whether the observed differences were statistically meaningful, while also serving to verify that Hot Spot areas exhibit a consistent and measurable biomarker response indicative of exposure to anthropogenic stressors.

2.2 EACs Approaches

33. EACs define thresholds above which adverse biological effects are likely to occur. Under IMAP, EACs are established for each biomarker of effect (AChE, LMS, and SoS), for each species, for the entire Mediterranean region, and for each Mediterranean sub-region. Ecological validation is then applied to verify that sites exceeding the EACs correspond to areas known to be environmentally impacted. As with the BACs calculation, several approaches were considered:

- Geometric Mean with Confidence Interval using data from Hot Spots;
- Percentile Approach using data from Hot Spots;
- Biological and Literature-Based Approach: refining EACs based on scientifically robust toxicological thresholds.

34. Out of the three approaches, the Biological and Literature-Based approach was selected because it is the only approach that yields ecologically and biologically meaningful thresholds for biomarkers of effect. Unlike Hot Spot based statistical methods, which rely on environmental data from contaminated sites and therefore reflect current contamination patterns rather than true toxicological response levels, the Biological and Literature-Based approach derives EACs from peer-reviewed publications and established toxicological thresholds.

35. This approach is applicable and has been applied for AChE and LMS under the current work. However, for SoS no experimentally defined toxicity threshold is available and an arbitrary threshold was set. Below are the details:

- The EAC for AChE is set at 30% inhibition (calculated as 70% of the BAC value), based on toxicological evidence indicating that reduction in AChE activity within 20–50% range correspond to sublethal yet biologically meaningful neurotoxic effects in fish and invertebrates. Early studies demonstrated that a 20% decrease already indicates exposure to neurotoxic compounds, while reductions approaching 50% can impair physiological and behavioral functions (Zinkl et al., 1987; Busby et al., 1989). Selecting 30% falls in the center of this sublethal-effect range, and therefore represents a biologically justified threshold for identifying sites where neurotoxicity is likely. This approach was also adopted by OSPAR.
- The establishment of EACs (and BACs) for LMS-HEXO and LMS-NRRT was discussed in Section 2.1 above. The EAC for LMS-HEXO was established at 10 minutes, while the EAC for LMS-NRRT was established at 50 minutes.
- For SoS, no experimentally defined toxicity threshold has been reported in the literature, and the indicator already represents the lethal time at which half of the population dies (LT50). Therefore, the EAC was set arbitrarily as a 50% reduction in survival time at Reference Sites (i.e., BACs), representing a substantial sublethal effect.

3 Calculated BACs and EACs

36. The newly calculated BACs and EACs under this current work for each biomarker, species, and Mediterranean sub-region, as well as for the entire Mediterranean region, are presented in Table 5. Specifics and the rationale behind the filtering criteria applied to each biomarker, species, and Mediterranean sub-region are presented in the corresponding sub-sections of Sections 4 and 5.

Table 5. Established BACs and EACs under the current work for Mullus barbatus and Mytilus galloprovincialis in the Mediterranean region and sub-regions

Species	Biomarker/Bioassay	Tissue	Unit	Region and Sub-Region	BAC	EAC	Notes
Mullus barbatus	**AChE**	Brain	nmol/min/mg protein	Western	**95.79**	**67.06**	a, f
				Central	**56.18**	**39.33**	a, f
				Adriatic	**68.89**	**48.22**	a, f
				Eastern	-	-	j
				Mediterranean	**74.79**	**52.79**	a, f
	AChE	Muscle	nmol/min/mg protein	Western	**30.47**	**21.33**	a, f
				Central	**27.99**	**19.60**	a, f
				Adriatic	**29.51**	**20.66**	a, f
				Eastern	-	-	j
				Mediterranean	**29.13**	**20.39**	a, f
	MN	Erythrocytes	‰	Western	**0.94**	NA	a
				Central	**0.80**	NA	a
				Adriatic	**1.08**	NA	a
				Eastern	-	NA	j
				Mediterranean	**1.00**	NA	a
	EROD	Liver	pmol/min/mg	Western	**74.64**	NA	a
				Central	**67.93**	NA	a
				Adriatic	**61.76**	NA	a
				Eastern	-	NA	j
				Mediterranean	**76.65**	NA	a
	LMS-HEXO	Liver	minutes	All Sub-Regions	**20**	**10**	e

				Mediterranean	**20**	**10**	e
Mytilus galloprovincialis (Wild)	**AChE**	Gills	nmol/min/mg protein	Western	**12.88**	**9.01**	b, f
				Central	-	-	j
				Adriatic	**19.10**	**13.37**	c, f, i
				Eastern	-	-	j
				Mediterranean	**12.85**	**9.00**	c, f
	MN	Haemocytes	‰	Western	**2.50**	NA	b
				Central	-	NA	j
				Adriatic	-	NA	j
				Eastern	-	NA	j
				Mediterranean	**2.80**	NA	d
	MT	Digestive gland	µg/g	Western	**262.54**	NA	b
				Central	-	NA	j
				Adriatic	**249.90**	NA	c, i
				Eastern	-	NA	i
				Mediterranean	**253.75**	NA	c, i
	SoS	Whole organism	days	Western	**4**	**2**	b, g, i
				Central	-	-	j
				Adriatic	**6.4**	**3.2**	c, g, i
				Eastern	-	-	j
				Mediterranean	**5.2**	**2.6**	c, g, i
	LMS-HEXO	Digestive gland	minutes	All Sub-Regions	**20**	**10**	e
				Mediterranean	**20**	**10**	e
	LMS-NRRT	Haemocytes	minutes	All Sub-Regions	**120**	**50**	e
				Mediterranean	**120**	**50**	e

Mytilus galloprovincialis (Caged)	**AChE**	Gills	nmol/min/mg protein	Eastern	**11.65**	**8.15**	h, f
	SoS	Whole organism	days	Eastern	**6.3**	**3.15**	h, g, i

(a). *M. barbatus* samples: 12-18 cm in length, sampled from September to November, and from 2015 onwards.
(b). *M. galloprovincialis* (wild) samples: 4-5 cm in shell length, sampled from April to June, and from 2015 onwards.

(c). *M. galloprovincialis* (wild) samples: sampled from April to June, and from 2015 onwards.

(d). *M. galloprovincialis* (wild) samples: sampled from April to June, and from 2011 onwards.
(e). Unviersal categorical thresholds - Moore, M. N., Allen, J. I., & McVeigh, A. (2006). Environmental prognostics: an integrated model supporting lysosomal stress responses as predictive biomarkers of animal health status. Marine Environmental Research, 61(3), 278-304.
(f). EACs were calculated by subtracting 30% from the BAC values - OSPAR Commission. 2013. Background document and technical annexes for biological effects monitoring (Publication No. 589). OSPAR Commission. ISBN 978-1-909159-22-8.
(g). EACs were derived by applying a precautionary factor whereby EACs were assumed to correspond to 50% of the established BACs.

(h). *M. galloprovincialis* (caged) samples: from 2022 and 2023, deployment length between 3 to 5 months.

(i). Low sample and site numbers.
(j). Data were unavailable or insufficient to reliably calculate BAC and EAC values.

4 BACs and EACs for *Mullus barbatus*

37. Criteria for several confounding factors were applied in the analysis of biomarkers in *M. barbatus*. Specifically, only samples with measured lengths between 12 and 18 cm were included to account for potential variability associated with age and sexual maturity. This size range is consistent with ICES WGBEC recommendations, and only slightly differs from the IMAP sampling guidelines (12–16 cm). In addition, only samples collected during the autumn period (March – April or September–November) were used in order to minimize variability associated with reproductive stages. This approach also aligns with ICES WGBEC, while slightly differing from IMAP guidelines, which specify sampling from September to October. Furthermore, only data collected and analyzed from 2015 onwards were included to ensure consistency across laboratory methods and monitoring approaches. Given that this data was solely needed for the calculation of BACs, only data from Reference Sites were used. EACs were calculated by using the Literature-Based Approach, as described in Section 2 above.

38. Any data that did not meet these criteria, or for which key information was missing, was excluded from the BAC calculations, and the BACs and EACs verification process in order to avoid introducing noise into the analysis. As a result, this filtering removed a substantial number of data points from the analysis due to their potential unreliability. This rationale was applied to every biomarker, as well as to each Mediterranean sub-region and to the entire Mediterranean region.

39. Finally, the calculated BACs and EACs were compared against biomarker levels measured in the respective Hot Spot areas (when data were available/ mostly associated to the Western Mediterranean Sea sub-region) using the same filtering criteria. This comparison was conducted to evaluate the ability of the proposed assessment thresholds to discriminate between baseline/reference conditions and areas subject to known anthropogenic pressures, thereby testing the ecological relevance and practical applicability of the derived BACs and EACs under Mediterranean-specific exposure scenarios.

40. Data from Italy and Spain were available for the Western Mediterranean Sea sub-region, while only Italian data were available for the Central Mediterranean and Adriatic Seas sub-regions. No data was available for the Eastern sub-region at the time of the present assessment criteria calculation.

Biomarker-specific details are provided in Annex I ~~Appendix II~~ 'Science-Based Approaches - BACs and EACs development for *Mullus barbatus'*.

41. The main findings related to BACs and EACs for *M. barbatus* are as follows:

- These are the first Assessment Criteria (ACs) established using Mediterranean-specific data.
- Hot Spot data evaluations supported the reliability and applicability of the upgraded ACs.
- Data availability remains a key limitation, with most data originating from the Western Mediterranean Sea sub-region and none from the Eastern Mediterranean Sea sub-region.
- Inconsistencies in metadata collection and reporting were identified. For example, the inclusion of GSI data could have provided an additional layer for reducing any potential variability in the dataset. Although partially addressed through seasonal filtering, its availability would have further strengthened the analysis.
- These ACs should be considered preliminary and will require refinement as additional data are provided by CPs.

5 BACs and EACs for Wild *Mytilus galloprovincialis*

42. Several criteria were applied to control for confounding factors in the analysis of biomarkers in *M. galloprovincialis*. To reduce biological variability related to age and reproductive status, only mussels with a standardized shell size of 4–5 cm was included, in accordance with IMAP sampling guidelines. Likewise, only samples collected between April and June were used to minimize variability associated with reproductive stages. This seasonal selection also aligns with IMAP sampling guidelines. These size and seasonal criteria represent guidance values chosen to provide a scientifically robust basis for harmonizing datasets across different monitoring programmes. As with *M. barbatus*, only data collected and analyzed from 2015 onwards were included, ensuring consistency in laboratory methods and monitoring approaches. Furthermore, only data from Reference Site were used for the calculation of BACs. EACs were derived using the Biological and Literature-Based Approach described in Section 2.

43. Only wild mussels were used for the analysis. Although datasets for caged *M. galloprovincialis* were available, they were excluded due to substantial inconsistencies in deployment conditions among monitoring programmes. In many cases, exposure duration was either unreported or varied substantially, preventing harmonization of exposure times among datasets. For this reason, caged mussels were not included in the general BAC calculations, as the available metadata did not support standardization. This approach ensures methodological robustness and maintains consistency with IMAP requirements.

44. As introduced in Section 1.6, an exception was made for the Eastern Mediterranean Sea sub-region, where caged mussel data were used to derive preliminary BACs and EACs for AChE and SoS. This dataset represented the only reliable data for the sub-region, even though deployment durations within the dataset ranged from 3 to 5 months.

45. Following the BACs and EACs establishment, these thresholds were compared with biomarker levels measured in the corresponding Hot Spot areas, where such data were available, applying the same filtering criteria. This comparison was conducted to determine whether the derived assessment thresholds can effectively distinguish baseline conditions from sites affected by known anthropogenic pressures, and to evaluate their robustness when applied beyond reference conditions.

46. Any dataset lacking the required metadata, or otherwise failing to meet the filtering criteria, was excluded from the analysis to avoid introducing noise or bias. Consequently, a substantial number of data points were removed due to insufficient or unreliable supporting information.

47. Because of these stringent data requirements, it was not possible to derive BACs and EACs for all Mediterranean sub-regions. Only the Western Mediterranean sub-region contained sufficiently complete and reliable data to support the full derivation of BAC and EAC values. For the Adriatic and Central Mediterranean Sea sub-regions fewer data were available, and metadata completeness was limited. Therefore, less strict filtering criteria were applied to enable the calculation of preliminary BAC and EAC values for these areas.

48. Details of any deviations from the standard criteria, along with the rationale for their use, are provided in Annex II ~~Appendix III~~ 'Science-Based Approaches - BACs and EACs development for Wild *Mytilus galloprovincialis'*. In addition, datasets excluded from the analysis are discussed in each corresponding section of Appendix III to ensure full transparency.

49. The main findings related to BACs and EACs for *M. gallopronviclias* are as follows:

- These are the first Assessment Criteria (ACs) established using Mediterranean-specific data.
- Hot Spot data evaluations supported the reliability and applicability of the upgraded ACs, with the exception of MT-derived ACs.
- MT is not considered a reliable indicator of contaminant exposure in fish and may also be of limited reliability as a biomarker in mussels. Further investigation is therefore needed.
- Data availability remains a key limitation, with most data originating from the Western Mediterranean Sea sub-region and none from the Eastern Mediterranean Sea sub-region.
- Inconsistencies in metadata collection and reporting were identified. For example, mussel size information, an important confounding factor considered in this analysis, was often missing, limiting the usability of some datasets.
- BACs and EACs derived for SoS appear relatively low, raising questions about their representativeness and robustness for application in the Mediterranean Sea. A more detailed discussion of future work is provided in Section 5.1 below.
- These ACs should be considered preliminary and will require refinement as additional data are provided by CPs.

5.1 SoS Considerations and Proposed Future Work

50. As elaborated above, the calculated BACs and EACs for SoS appear to be relatively low, raising questions about their representativeness and robustness for application in the Mediterranean Sea. This should not be interpreted as a limitation in the reliability of SoS as a biomarker; rather, it is more likely a consequence of the methodology currently used to derive these BACs and EACs.

51. SoS is a physiological biomarker that integrates the combined effects of multiple environmental stressors and is closely linked to the Condition Index of mussels (OSPAR, 2013). As such, it reflects the overall physiological status of the organism rather than effects specifically attributable to contaminant exposure. This integrative and non-specific character distinguishes SoS from other biomarkers typically used in monitoring frameworks, which are more directly associated with contaminant exposure or effect pathways.

52. Given these characteristics, concerns of OWG members were raised about the suitability of applying conventional approaches for BACs derivation to SoS. In particular, the current methodology, based solely on data from Reference Sites, may not be fully appropriate for a biomarker that inherently reflects both natural variability and responses to a wide range of environmental conditions. Following bilateral discussions with CPs, a common understanding was reached that BAC values for SoS should be derived using data from all monitoring stations, rather than exclusively from Reference Sites, and subsequently compared with values derived from Reference Sites.

53. Reference sites are selected to represent areas of low anthropogenic pressure, therefore minimizing the artificial influence of contaminant-driven stress on SoS responses. While variability in SoS may still occur at references sites due to differences in physiological condition, restricting the dataset to these sites ensures that such variability reflects natural biological differences rather than responses induced by anthropogenic stressors. For this reason, maintaining a comparison between approaches is considered important.

54. In addition, the interpretation of SoS responses in Hot Spot areas may be influenced by population-level selection processes (Riberio and Lopes, 2013). Under conditions of elevated and prolonged stress, more sensitive individuals may fail to survive, resulting in a sampled population dominated by more tolerant organisms. This survivorship bias may lead to an underestimation of physiological stress, as the remaining individuals may exhibit comparatively improved SoS responses despite high environmental pressure. Consequently, SoS values derived from such areas should be interpreted with caution, as they may not represent the full magnitude of stress experienced by the original population.

55. Furthermore, an alternative approach has been proposed, suggesting that percentile-based methods (e.g., P10 used for SoS) may not be suitable for SoS because it is expressed as a time-to-effect endpoint (such as LT_{50}). Instead, OWG suggested that BAC should be defined as the grand median LT_{50}, calculated using data from either all stations or only Reference Sites, as this may provide a more appropriate representative measure of baseline physiological performance.

56. Therefore, the currently calculated BACs and EACs for SoS are presented in this document as provisional values. Data from the Western Mediterranean were used to evaluate the discussion points outlined above, including the use of all sites and the median-based approach, and the results are presented in Table 6 below. Further recalculations, incorporating both the alternative approaches discussed under the OWG, as well as additional newly available data, are planned to follow the 2026 CorMon meeting.

Table 6. M. galloprovincialis (Wild) SoS BACs and EACs in the Western Mediterranean Sea calculated using different approaches

Approach	Reference Sites or All Sites	BAC	EAC
Percentile	Reference Sites only	**4.00**	**2.00**
Percentile	All Sites	**4.30**	**2.15**
Median	Reference Sites only	**6.00**	**3.00**
Median	All Sites	**7.50**	**3.75**

6 BACs and EACs for Caged *Mytilus galloprovincialis*

57. For the Eastern Mediterranean sub-region, it was not possible to derive BACs and EACs using data from both wild *M. galloprovincialis* and *M. barbatus*. To obtain an initial understanding of baseline conditions in this sub-region, preliminary BACs and EACs were calculated for the biomarkers for which caged mussel data were available. Although preliminary, these estimates provide valuable initial insights into biomarker levels in the Eastern Mediterranean.

58. The available dataset comprised samples collected between September and December of 2022, and 2023, with deployment lengths ranging from 3 to 5 months. Samples originated from 16 distinct sampling stations, of which 4 were Reference Site stations. Data were available for AChE, SoS, MT, and several additional biomarkers not considered under IMAP. Shell lengths ranged between 4.28 and 7.52 cm. With the exception of the sampling years, these conditions fall outside the criteria normally applied for BAC and EAC calculations in wild mussels.

59. Using this dataset, it was only possible to calculate BACs and EACs for AChE and SoS, due to uncertainties in the MT analysis. Biomarker-specific details are provided in Annex III~~Appendix IV~~ 'Science-Based Approaches - BACs and EACs development for Caged *Mytilus galloprovincialis'*.

60. The main findings related to BACs and EACs for caged *M. galloprovincialis* are as follows:

- These are the first Assessment Criteria (ACs) established using Mediterranean-specific data.
- Preliminary ACs for AChE and SoS in caged mussels are comparable to those obtained for wild mussels in the Mediterranean Sea, supporting the reliability and applicability of these updated ACs.
- The preliminary BAC for MT in caged mussels appears excessively high and should not be considered reliable; further investigation is warranted.
- Data availability remains a key limitation and these values were derived only for the Eastern Mediterranean Sea sub-region.

- These ACs should be considered preliminary and will require refinement as additional data is provided.

7 Additional Assessment Criteria Considerations

61. The use of additional Assessment Criteria was discussed as a complementary approach for biomarkers of exposure, such as EROD, MN, and MT, for which establishment of EACs was not considered necessary. The derivation of EACs for these biomarkers is constrained by the absence of a consistent and quantifiable relationship between biomarker response and adverse biological effects. Consequently, two additional Assessment Criteria were proposed as pragmatic alternatives, intended to function as screening thresholds for early detection of biological responses without directly implying ecological harm. These are the Warning Assessment Criteria (WAC) and the Threshold of Biological Relevance (TBR). While both serve a broadly similar overarching purpose, they differ in their conceptual basis.

62. WACs (ICES, 2024) are designed to serve as early warning indicators by detecting deviations from baseline conditions that may warrant further investigation. Their calculation is based on a combination of the maximum observed biomarker value, the biomarker-specific BAC, and an adjustment factor. This approach enables the detection of elevated biological responses while maintaining a connection to baseline variability, thereby supporting a precautionary interpretation of biomarker data within environmental monitoring frameworks.

63. The TBR (Moltedo et al., 2025) represents the biomarker response level above (or below, in the case of biomarkers showing a decreasing trend) which biologically relevant effect is likely to occur, thereby providing a bridge between early warning signals and potential ecological significance. It is derived from the biomarker-specific BAC by applying a predefined percentage deviation considered biologically meaningful according to relevant scientific literature. This approach ensures that the threshold remains anchored to baseline conditions while incorporating an evidence-based margin of biological relevance, supporting a more nuanced interpretation of biomarker responses.

64. The recognition of WAC and TBR for biomarkers of exposure represents a potential future development within the assessment framework. However, these concepts are still at an early stage and are currently under evaluation at national level. Additional testing and validation across CPs are needed to evaluate their robustness, consistency, and applicability under different environmental conditions. As more experience is gained on their performance, these assessment criteria may be progressively refined and considered for formal implementation in future monitoring and assessment cycles.

8 Conclusions and Next Steps

65. This document provides ~~presents~~ the ~~first~~ Mediterranean-specific ~~derivation of~~ BACs and EACs for key biomarkers in *Mullus barbatus* and *Mytilus galloprovincialis*, in accordance with IMAP CI-18 requirements. This work builds upon the corresponding preliminary assessment for *Mytilus galloprovincialis*, previously addressed by the UNEP/MAP informal Online Expert Group on contaminants (UNEP/MED WG.427/Inf.3, 2016). ~~–~~By applying standardized filtering criteria and leveraging available datasets from Reference Sites, preliminary BACs and EACs were derived that reflect regional and sub-regional variability, while accounting for key confounding factors such as age, reproductive stage, and specimen size. Comparison with data from Hot Spots confirmed that the calculated thresholds are consistent with biomarker responses observed in impacted areas, supporting their initial reliability and applicability.

~~65.~~66. However, both data availability and completeness remain a limiting factor, particularly for the Central Mediterranean, Adriatic, and Eastern Mediterranean Seas sub-regions, where the preliminary threshold values were derived from less complete datasets, including caged mussel data in the Eastern Mediterranean Sea sub-region. Consequently, the level of confidence associated with some sub-regional values is lower, emphasizing the need for additional data and standardized monitoring efforts to further refine and validate these thresholds.

~~66.~~67. Overall, the presently calculated BACs and EAC should be considered preliminary and subject to future refinement as more comprehensive and representative Mediterranean datasets become available. As established in this work, they provide an essential foundation for harmonized biomarker-based monitoring and assessment under CI-18. They enable the identification of deviations from baseline conditions and support the assessment of potential adverse biological effects across the Mediterranean region. Nevertheless, these thresholds should be considered provisional.

~~67.~~68. Accordingly, the present proposal may be resubmitted to the OWG on Biomarkers, should the present meeting so recommend, with a view to further refining and finalizing the proposed BAC and EAC values, subject to increased data reporting by CPs. That further elaborated proposal could subsequently be submitted for final consideration at the 2027 CorMon Pollution Meeting, with a view to testing the BACs and EACs for CI 18 and assessing their application in the preparation of the 2031 Mediterranean Quality Status Report (MED QSR).

Annex I:
Science-Based Approaches - BACs and EACs development for Mullus barbatus

1 Acetylcholinesterase (AChE) Enzymatic Activity

1. Data was available for Acetylcholinesterase (AChE) enzymatic activity in both the brain and muscle tissue of *M. barbatus*. BACs and EACs were defined for AChE measured in both tissues separately.

1.1 AChE – Brain

2. BACs for the entire Mediterranean region, as well for each Mediterranean sub-region, were established using the percentile approach (P10), based on Reference Site data and the filtering criteria described above. Since AChE is a biomarker of effect, EACs were also established. The EACs were defined as 70% of the corresponding BAC values, reflecting a 30% inhibition of AChE activity. Table A.1 provides details on the calculated BACs and EACs.

Table A.1. M. barbatus AChE (brain) BACs and EACs

Tissue	Unit	Med. Or Sub-Region	BAC	EAC	Samples (n)	Stations (n)	Years	Biomarker Range (RS)	CPs
Brain	nmol/min/mg protein	Western	**95.79**	**67.06**	178	14	2015,2016, 2021, 2023	53.63 - 618.66	Italy, Spain
Brain	nmol/min/mg protein	Central	**56.18**	**39.33**	32	6	2020, 2023	46.73 - 188.37	Italy
Brain	nmol/min/mg protein	Adriatic	**68.89**	**48.22**	33	5	2020, 2022	56.38 - 197.63	Italy
Brain	nmol/min/mg protein	Eastern	*No data*	*No Data*	-	-	-	-	-
Brain	nmol/min/mg protein	Mediterranean	**74.79**	**52.35**	243	23	2015,2016, 2020, 2022, 2023	46.73 - 618.66	Italy, Spain

3. No previous BACs and or EACs were available for *M. barbatus* for any biomarker under UNEP. ~~Davies and~~ Vethaak et al (2017) ~~and ICES (2013)~~ ~~OSPAR (2013)~~ established a BAC of 118 nmol/min/mg protein in brain and an EAC of 83 nmol/min/mg protein in brain for red mullet~~, and d OSPAR (2013) established a BAC of 75 nmol/min/mg protein and an EAC of 52 nmol/min/mg protein in muscle tissue~~,, ~~while~~ the more recent ICES (2024) report established a BAC of 112 nmol/min/mg protein and an EAC of 78 nmol/min/mg protein for red mullet collected in Spanish Mediterranean waters. These previously reported values are higher than the currently calculated values for the Western Mediterranean Sea and other sub-regions. This difference is likely due to methodological variations. Specifically, ICES relied solely on data from Spanish Mediterranean waters and applied different filtering criteria, whereas the current analysis for the Western Mediterranean Sea sub-region also included data from Italian waters. In addition, the assessment criteria were also analyzed across multiple Mediterranean sub-regions.

~~3.~~4. No previous BACs and or EACs were available for *M. barbatus* for any biomarker under UNEP. OSPAR (2013) established a BAC of 118 nmol/min/mg protein and an EAC of 83 nmol/min/mg protein for red mulled, while the more recent ICES (2024) report established a BAC of 112 nmol/min/mg protein and an EAC of 78 nmol/min/mg protein for red mullet collected in Spanish Mediterranean waters. These previously reported values are higher than the currently calculated values for the Western Mediterranean Sea and other sub-regions. This difference is likely due to methodological variations. Specifically, ICES relied solely on data from Spanish Mediterranean waters and applied different filtering criteria, whereas the current analysis for the Western Mediterranean Sea

sub-region also included data from Italian waters. In addition, the assessment criteria were also analyzed across multiple Mediterranean sub-regions.

~~4.~~5. Calculated BAC and EAC values for the Western Mediterranean Sea sub-region were also tested against data collected in the respective Hot Spot areas (Fig. 1). This was only possible for the Western sub-region because no Hot Spot areas were identified for the Central Mediterranean and Adriatic Seas sub-regions, while no data was available for the Eastern sub-region.

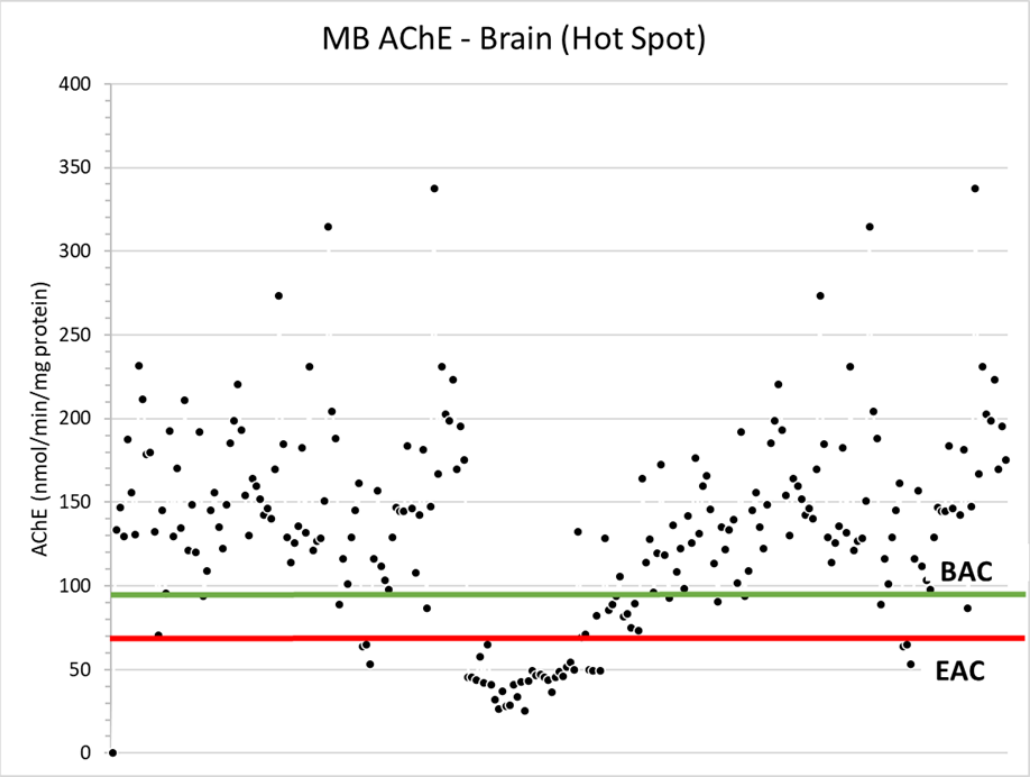


Figure A.1. M. barbatus AChE (brain) BACs and EACs vs Hot Spot data

~~5.~~6. Given that AChE activity decreases with exposure to contaminants, any measured AChE level between the BAC and EAC values (green and red lines, respectively) indicates a potential stress response, while any AChE level below the EAC value (red line) suggests that adverse biological effects are likely to occur. The figure above shows that several samples in Hot Spot areas fall below the newly established BAC and EAC values, demonstrating functionality and reliability of these assessment criteria.

~~6.~~7. Table A.2 additionally presents the central tendency, expressed as the geometric mean, of AChE activity in the Western Mediterranean Reference Sites in comparison with the corresponding Hot Spot areas.

Table A.2. M. barbatus AChE (brain) activity - Geometric Mean

Med. Sub-Region	Area Typology	Geo. Mean (Ci)
Western	Reference	**165.88** (155.80 - 176.61)
Western	Hot Spot	**118.41** (110.84 – 126.50)

~~7.~~8. Reference Sites show a higher mean AChE activity compared to the Hot Spot areas, indicating a greater level of AChE inhibition in red mullet collected from the Hot Spots. Since AChE activity decreases with increasing contaminant exposure, these differences strongly suggest that organisms in

the Hot Spot areas are likely impacted by contaminants. Moreover, the occurrence of Hot Spot samples falling below both the BAC and EAC thresholds further confirms that the newly established criteria effectively distinguish between relatively clean and impacted sites. Overall, these results support the functionality and reliability of the BAC and EAC assessment criteria for assessing AChE responses in the Mediterranean region.

1.2 AChE – Muscle

~~8.~~9. BACs for the entire Mediterranean region, as well as foreach Mediterranean sub-regions, were established by using the percentile approach (P10) based on Reference Site data and applying the filtering criteria described above. Since AChE is a biomarker of effect, EACs were also established. The EACs were defined as 70% of the corresponding BAC values, reflecting a 30% inhibition of AChE activity. Table A.3 provides details on the calculated BACs and EACs.

Table A.3. M. barbatus AChE (muscle) BACs and EACs

Tissue	Unit	Med. Or Sub-Region	BAC	EAC	Samples (n)	Stations (n)	Years	Biomarker Range (RS)	CPs
Muscle	nmol/min/mg protein	Western	**30.47**	**21.33**	41	3	2021, 2023	24.45 - 105.38	Itay, Spain
Muscle	nmol/min/mg protein	Central	**27.99**	**19.60**	30	3	2023	18.27 - 83.66	Italy
Muscle	nmol/min/mg protein	Adriatic	**29.51**	**20.66**	28	4	2022	19.81 - 76.87	Italy
Muscle	nmol/min/mg protein	Eastern	*No data*	*No Data*	-	-	-	-	-
Muscle	nmol/min/mg protein	Mediterranean	**29.13**	**20.39**	99	10	2021 - 2023	18.27 - 105.38	Itay, Spain

~~9.~~10. No previous BACs and or EACs were available for *M. barbatus* for any biomarker under UNEP. OSPAR (2013) established a BAC of 155 nmol/min/mg protein and an EAC of 109 nmol/min/mg protein for red mulled collected in French, Spanish, and Italian Mediterranean waters. These older values are much higher than the currently calculated values for the Western Mediterranean and other sub-regions. It is unclear why such a difference is noted; however, this could likely be due to the fact that OSPAR relied on data generated before 2004, whereas the current analysis includes more recent data (from 2015 onward)from Italian and Spanish Mediterranean waters, and covers multiple Mediterranean sub-regions, including the Central Mediterranean and the Adriatic Sea Sub-regions.

~~10.~~11. The calculated BAC and EAC values for the Western Mediterranean Sea sub-region were also tested against data collected from the corresponding Hot Spot areas (Fig. 2). This comparison was only feasible for the Western Mediterranean Sea sub-region, as no Hot Spot areas were identified for the Central Mediterranean and Adriatic Seas sub-regions, and no data was available for the Eastern Mediterranean sub-region.

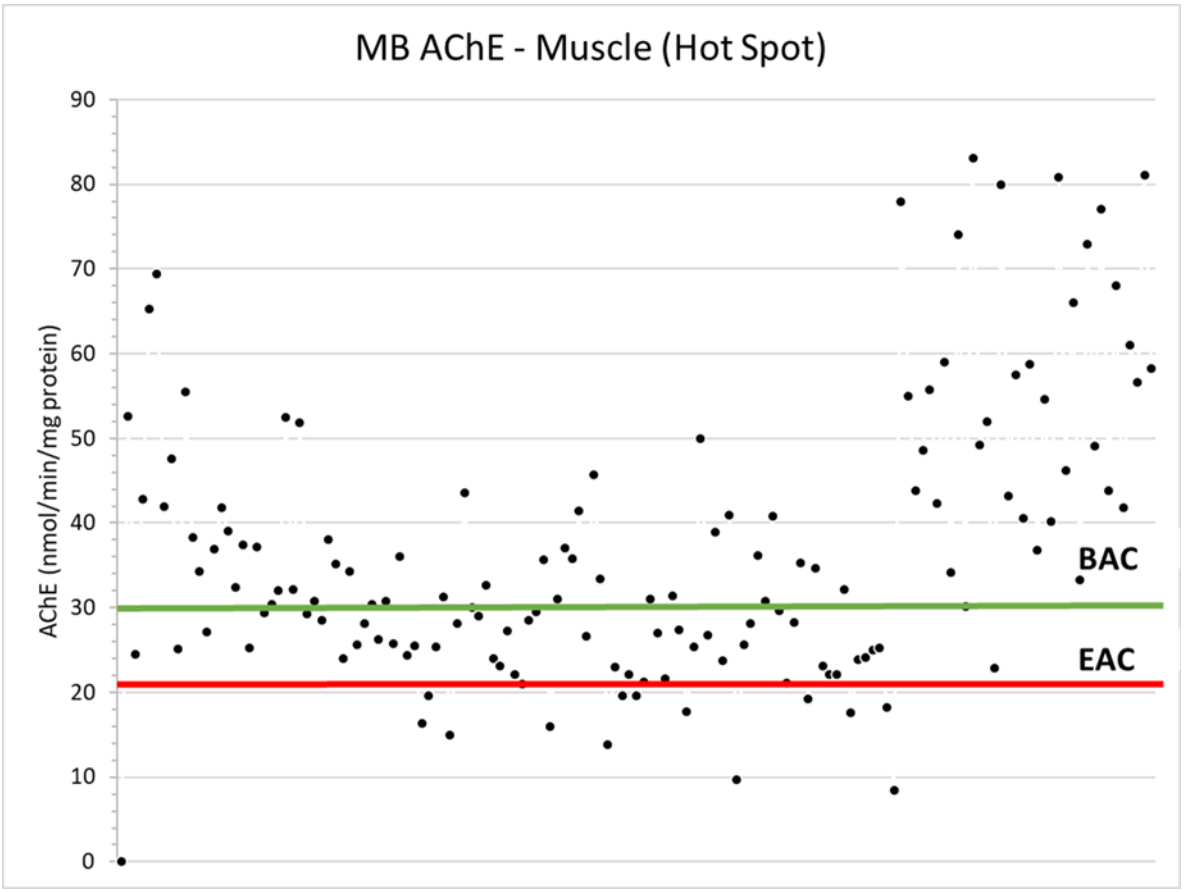


Figure A.2. M. barbatus AChE (muscle) BAC and EAC vs Hot Spot data

~~11.~~12. Given that AChE activity decreases with exposure to contaminants, any measured AChE level between the BAC and EAC values (green and red lines, respectively) indicates a potential stress response, while any AChE level below the EAC value (red line) suggests that adverse biological effects are likely to occur. The figure above shows that several samples in Hot Spot areas fall below the newly established BAC and EACs value demonstrating the functionality and reliability of these assessment criteria.

~~12.~~13. Table A.4 additionally presents the central tendency, expressed as geometric mean, of AChE activity in the Western Mediterranean Reference Sites in comparison with the corresponding Hot Spot areas.

Table A.4. M. barbatus AChE (muscle) activity - Geometric mean

Med. Sub-Region	Area Typology	Geo. Mean (Ci)
Western	Reference	**49.42** (44.35 – 55.07)
Western	Hot Spot	**33.44** (31.19 – 35.87)

~~13.~~14. Reference Sites show a higher mean AChE activity compared to the Hot Spot areas, indicating a greater level of AChE inhibition in red mullet in the Hot Spots. Since AChE activity decreases with increasing contaminant exposure, these differences strongly suggest that organisms in the Hot Spot areas are likely impacted by contaminants. Moreover, the occurrence of Hot Spot samples falling below both the BAC and EAC thresholds further confirms that the newly established criteria effectively distinguish between relatively clean and impacted sites. Overall, these results support the

functionality and reliability of the BAC and EAC assessment criteria for assessing AChE responses in the Mediterranean region.

2 Micronucleus (MN) Frequency Assay

~~14.~~15. BACs for the entire Mediterranean region, as well as for each Mediterranean sub-region, were established by using the percentile approach (P90) based on Reference Site data and applying the filtering criteria described above. Since MN is a biomarker of exposure, the calculation of EACs was not considered necessary. Table A.5 provides details on the calculated BACs.

Table 6. M. barbatus MN BAC

Tissue	Unit	Med. Or Sub-Region	BAC	EAC	Samples (n)	Stations (n)	Years	Biomarker Range (RS)	CPs
Erythrocytes	‰	Western	**0.94**	NA	174	15	2015, 2016, 2021, 2023	0 - 3.13	Itay, Spain
Erythrocytes	‰	Central	**0.80**	NA	54	6	2020, 2023	0 - 3.40	Italy
Erythrocytes	‰	Adriatic	**1.08**	NA	47	5	2020, 2022	0 - 1.60	Italy
Erythrocytes	‰	Eastern	*No data*	NA	-	-	-	-	-
Erythrocytes	‰	Mediterranean	**1.00**	NA	275	26	2015, 2016, 2020 - 2023	0 - 3.40	Itay, Spain

16. No previous BACs and/or EACs for *M. barbatus* biomarkers under UNEP were available. ~~OSPAR (2013) established a BAC of 0.3‰, (2013)~~ Vethaak et al (2017) established a BAC of 0.3 ‰~~while the more recent ICES (2024) report established a BACs of 0.78‰ and of 0.40‰ for the Spanish and Italian waters, respectively~~. This value is slightly lower than BACs currently calculated for Spain and Italy (WGBEC, 2024), and the BAC currently calculated for the Mediterranean and its Sub-regions as shown above in Table 6. ~~These values are slightly lower than the BACs currently calculated for the Mediterranean and its sub-regions.~~ This discrepancy is likely attributed to methodological differences, as the ICES assessment considered data from Spanish and Italian Mediterranean waters separately, whereas the current analysis incorporates more recent data and applies a finer subdivision of the Mediterranean Sea into distinct sub-regions.

~~15.~~17. The calculated BAC and EAC values for the Western Mediterranean sub-region were also validated against data collected in the respective Hot Spot areas (Fig. 3). This validation was only possible for the Western Mediterranean Sea sub-region, as no Hot Spot areas were identified for the Central Mediterranean and Adriatic Sea sub-regions, while no relevant data was available for the Eastern Mediterranean Sea sub-region.

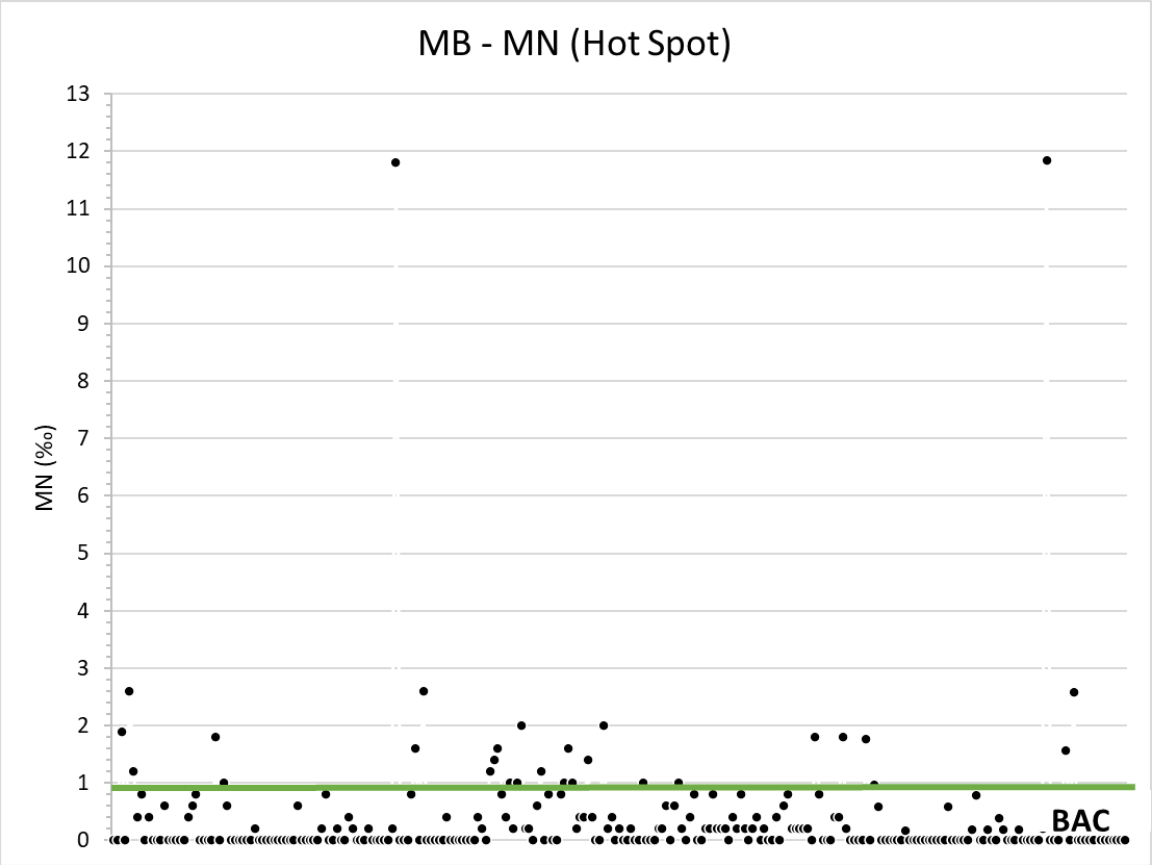


Figure A.3. M. barbatus MN BAC vs Hot Spot data

~~16.~~18. Since MN frequency increases with exposure to contaminants, any measured MN frequency value exceeding the BAC value (green line) indicates a deviation from the baseline conditions and potential stress. The figure above shows that several samples in Hot Spot areas fall above the newly established BAC value demonstrating the functionality and reliability of this assessment criterion.

~~17.~~19. Table A.6 below further shows the central tendency (geometric mean) of MN frequency in the Western Mediterranean Reference Sites in comparison with the corresponding Hot Spot areas.

Table 7. M. barbatus MN frequency - Geometric mean

Med. Sub-Region	Area Typology	Geo. Mean (Ci)
Western	Reference	**0.48** (0.43 – 0.55)
Western	Hot Spot	**0.52** (0.46 – 0.58)

~~18.~~20. Reference Sites show a slightly lower mean MN frequency compared to the Hot Spot areas, indicating a greater level of genotoxic stress in red mullet in the Hot Spots. Since MN frequency increases with contaminant exposure, these differences strongly suggest that organisms in the Hot Spot areas are likely impacted by contaminants. Moreover, the occurrence of Hot Spot samples falling above the BAC threshold further confirms that the newly established criteria effectively distinguish between relatively clean and impacted sites. Overall, these results support the functionality and reliability of the BAC for assessing MN responses in the Mediterranean.

3 Lysosomal Membrane Stability (LMS-HEXO)

~~19.~~21. As elaborated in the methodology section (Section 2.1 of the technical paper), LMS is a well-established biomarker with universally accepted threshold values widely reported in the literature. These categorical thresholds already provide a basis for interpreting organism health status (e.g., healthy, stressed, or severely stressed). Therefore, LMS does not require derivation of new BAC or EAC values and can continue to be assessed using the established reference threshold values. This approach is consistent with Moore et al. (2006), which reported that organisms should be considered healthy when lysosomal membrane stability (LMS-HEXO) is ≥ 20 minutes (BAC threshold value), whereas organisms with LMS-HEXO is < 10 minutes (EAC threshold value) should be regarded as severely stressed and likely exhibiting pathological values.

~~20.~~22. Reference Site data from all Mediterranean sub-regions with available LMS-HEXO data (Western Mediterranean, Central Mediterranean, and Adriatic Sea Sub-regions) were evaluated against these established thresholds to assess their suitability for the Mediterranean Sea (Fig. 4).

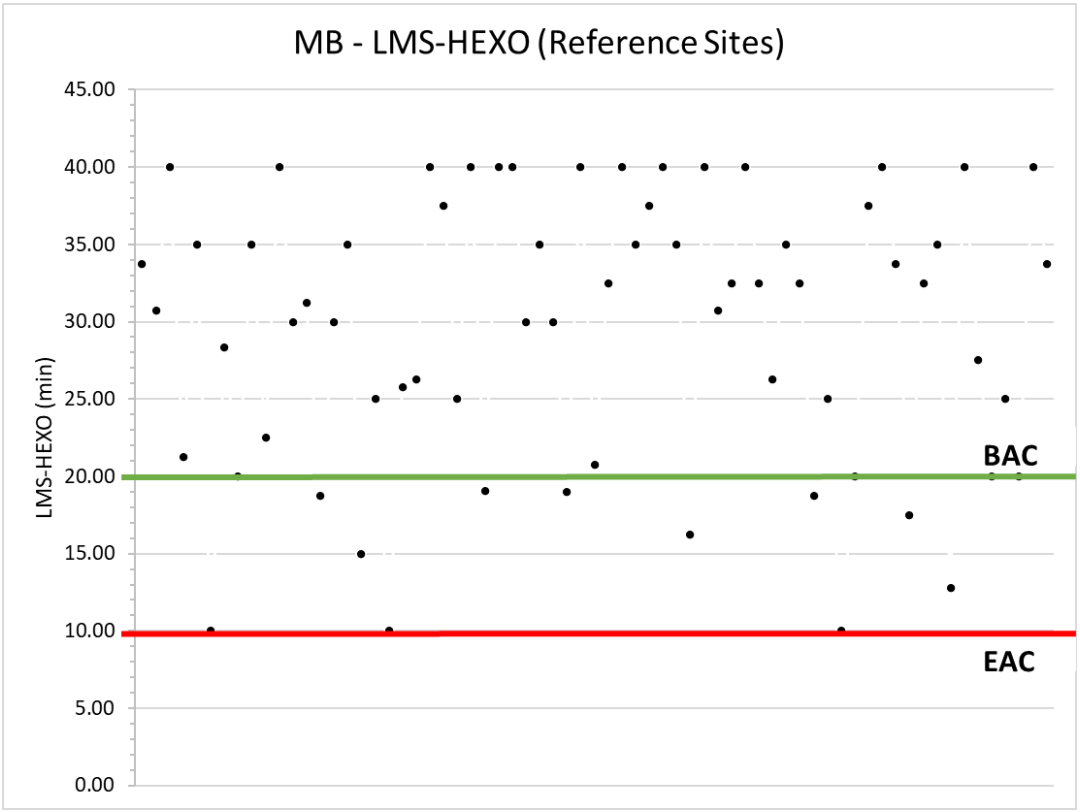


Figure A.4. LMS-HEXO BAC and EAC vs M. barbatus Reference Site data

~~21.~~23. The lowest LMS-HEXO value recorded at Reference Sites was 10 minutes, corresponding to the EAC threshold (represented by the three points on the red line in the figure). Only a small number of observations fell below the BAC threshold (20 minutes), while the majority exceeded it, further supporting the robustness and reliability of the established thresholds.Furthermore, both the central tendency (geometric mean) and the lower bound of the Confidence Interval (Ci) for each Mediterranean sub-region were above the BAC threshold, indicating that Reference Site values generally exceed the BAC threshold. This suggests that organisms in these areas are overall likely to be in healthy condition (Table A.7).

Table 8. M.barbatus LMS-HEXO - Geometric mean at Reference Sites in each Mediterranean Sub-Region

Med. Sub-Region	Geo. Mean (Ci)	Samples (n)	Sites (n)
Western	**31.70** (24.82 – 40.48)	6	2
Central	**25.01** (21.64 – 28.91)	31	6
Adriatic	**30.31** (26.81 – 34.28)	30	4

4 Ethoxyresorufin-O-deethylase (EROD) Activity

~~22.~~24. BACs for the entire Mediterranean region, as well as for each Mediterranean sub-region, were established by using the percentile approach (P90) based on Reference Site data and applying the filtering criteria elaborated above. Additionally, only microsomal EROD was used for the calculation of BACs, as this faction is requested under IMAP. Therefore, S9 EROD was excluded from the calculation. Since EROD is a biomarker of exposure, the calculation of EACs was not considered necessary. Table A.8 provides details on the calculated BACs.

Table A.89. M. barbatus EROD BACs

Tissue	Unit	Med. Or Sub-Region	BAC	EAC	Samples (n)	Stations (n)	Years	Biomarker Range (RS)	CPs
Liver	pmol/min/mg	Western	**74.70**	NA	180	14	2015, 2016, 2021, 2023	2.11 - 133.45	Italy, Spain
Liver	pmol/min/mg	Central	**102.06**	NA	36	6	2020, 2023	3.95 - 117.68	Italy
Liver	pmol/min/mg	Adriatic	**64.97**	NA	32	5	2020, 2022	4.78 - 103.05	Italy
Liver	pmol/min/mg	Eastern	*No data*	NA	-	-	-	-	-
Liver	pmol/min/mg	Mediterranean	**76.65**	NA	248	25	2015, 2016, 2021 - 2023	2.11 - 133.45	Italy, Spain

~~23.~~25. No previous BACs and/or EACs for *M. barbatus* biomarkers under UNEP were available. Vethaak et al., (2017) ~~OSPAR (2013)~~ established a BAC of 115 pmol/min/mg, while the more recent ICES (WGBEC 2024) report established BACs of 121.44 pmol/min/mg and 84.10 pmol/min/mg for the Spanish and Italian waters, respectively. These values differ slightly from the BACs currently calculated for the Mediterranean and its sub-regions. This difference is likely attributed to methodological differences, as the ICES assessment considered data from Spanish and Italian Mediterranean waters separately, whereas the current analysis includes more recent data and applies a finer sub-division of the Mediterranean Sea into distinct sub-regions.

~~24.~~26. The calculated BAC value for the Western Mediterranean sub-region was also validated against data collected in the respective Hot Spot areas (Fig. 5). This validation was only possible for the Western Mediterranean sub-region, as no Hot Spot areas were identified for the Central Mediterranean and Adriatic Seas sub-regions, while no relevant data were available for the Eastern Mediterranean Se sub-region.

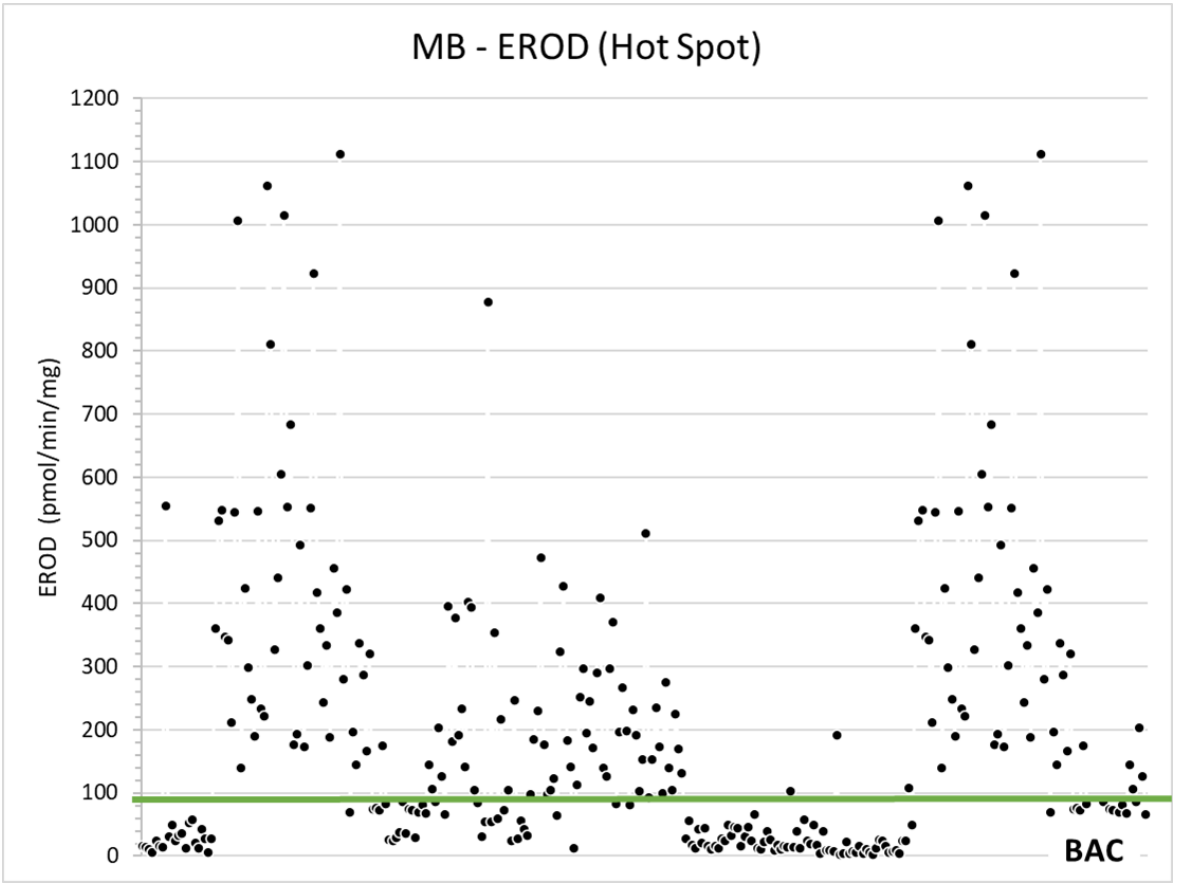


Figure A.5. M. barbatus EROD BAC vs Hot Spot Data

~~25.~~27. Since EROD activity increases with exposure to contaminants, any measured EROD activity exceeding the BAC value (green line) indicates a deviation from the baseline conditions and potential stress. The figure above shows that several samples in Hot Spot areas fall above the newly established BAC value demonstrating the functionality and reliability of this assessment criterion.

~~26.~~28. Table A.9 further shows the central tendency (geometric mean) of EROD activity in the Western Mediterranean Reference Sites in comparison with the corresponding Hot Spot areas

Table 10. M. barbatus EROD geometric mean

Med. Sub-Region	Area Typology	Geo. Mean (Ci)
Western	Reference	**27.80** (24.54 – 31.62)
Western	Hot Spot	**94.26** (80.62 – 110.20)

~~27.~~29. Reference Sites show a much lower mean EROD activity compared to the Hot Spot areas, indicating a greater level of CYP1A induction in red mullet in the Hot Spots.

~~68.~~ Since EROD activity increases with increasing contaminant exposure, these differences strongly suggest that organisms in the Hot Spot areas are likely more impacted by contaminants. Moreover, the occurrence of Hot Spot samples falling above the BAC threshold further confirms that the newly established criteria effectively distinguish between relatively clean and impacted sites. Overall, these results support the functionality and reliability of the BACs for assessing EROD responses in the Mediterranean.

Annex II:
Science-Based Approaches - BACs and EACs development for Wild Mytilus galloprovincialis

1 Acetylcholinesterase (AChE) Enzymatic Activity

1. BACs for each Mediterranean sub-regions were established using the percentile approach (P10) based on Reference Site data. Since AChE is a biomarker of effect, EACs were also established for each sub-region. The EACs represent 70% of the corresponding BAC values, representing a 30% inhibition of AChE activity.

2. The filtering criteria applied to the Western Mediterranean Sea sub-region were the same as elaborated in Section 5 of the technical paper. For the Adriatic Sea sub-region, however, shell length information was not included as a filtering parameter because no shell length information was available in the dataset.

3. Even though BACs and EACs were calculated for the Adriatic sub-region, sample and station numbers were too low to consider these values a good representative for that specific sub-region. More data is needed to increase the confidence of the calculation.

4. Even though BACs and EACs were calculated for the Adriatic sub-region, the limited number of sample and station numbers reduces the representativeness and reliability of these values for that sub-region. Additional data is therefore needed to increase the confidence of the calculation.

5. For the Mediterranean region as a whole, the same filtering criteria used for the Adriatic sub-region were applied to ensure that data from both sub-regions could be included in the calculations.

6. Furthermore, AChE data was also available from additional CPs; however, this data couldn't be used in the calculation. Specifically:

- Greece provided data for both the Central and Eastern Mediterranean sub-region; however, all the data associated with AChE activity comes from caged mussels only.
- Montenegro provided data from the Adriatic sub-region; however, the Reference Site data represents caged mussels only.

7. BAC and EACs values should be calculated for all Mediterranean sub-regions where they are currently unavailable, once sufficient data become available. Table B.1 provides details on the calculated BACs and EACs.

Table B.111. M. galloprovincialis AChE (gills) BACs and EACs

Tissue	Unit	Med. Or Sub-Region	BAC	EAC	Samples (n)	Stations (n)	Years	Biomarker Range (RS)	CPs
Gills	nmol/min/mg protein	Western	**12.88**	**9.01**	77	5	2022 - 2025	7.77 – 69.64	Spain
Gills	nmol/min/mg protein	Central	*No data*	*No data*	-	-	-	-	-
Gills	nmol/min/mg protein	Adriatic	**19.10**	**13.37**	6	2	2020-2022, 2024	17.00 - 38.00	Croatia
Gills	nmol/min/mg protein	Eastern	*No data*	*No data*	-	-	-	-	-
Gills	nmol/min/mg protein	Mediterranean	**12.85**	**9.00**	96	10	2015, 2020, 2022-2025	4.69 - 38.00	Croatia, Spain

8. UNEP (Table 3 in Section 1.3 of the technical paper) previously adopted the OSPAR (2013) BAC and EAC values of 15 and 10 nmol/min/mg protein in gills for Spanish Mediterranean waters. These earlier threshold values are higher than the values currently calculated for the Western Mediterranean Sea. This discrepancy is likely due to methodological differences, as the OSAR used

older dataset and no confounding factors filtering was applied, whereas the current analysis included data collected from 2015 onwards and incorporated such filtering procedures.

9. The calculated BAC value for the Western Mediterranean sub-region was also evaluated against data collected in the corresponding Hot Spot areas using the same filtering criteria (Fig. 6A). This was also possible for the Adriatic sub-region even though the BAC value was derived from a limited number of samples (Fig 6B). This was not possible for the remaining sub-regions because no BACs had been established for them.

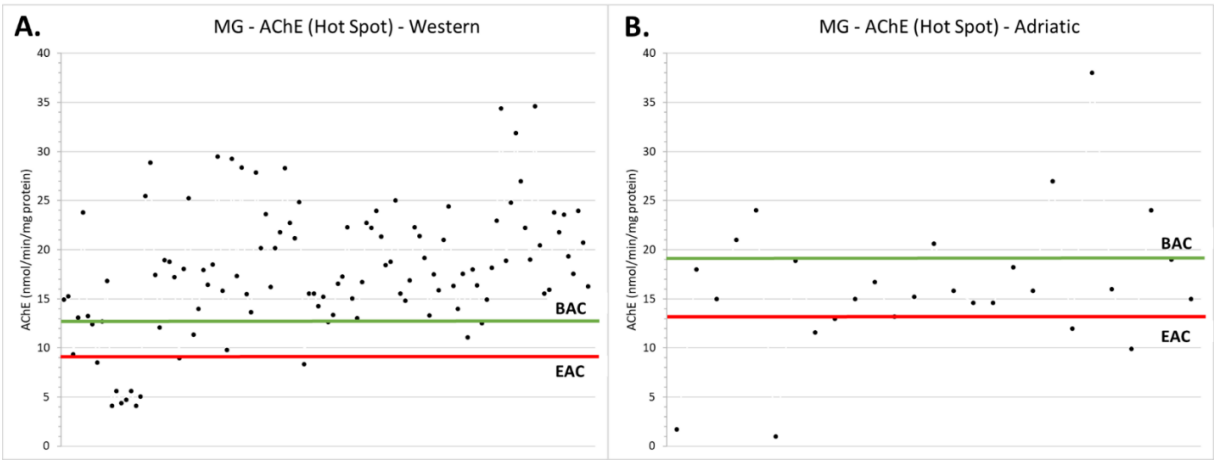


Figure B.1. M. galloprovincialis AChE BAC and EAC vs Hot Spot data in the Western Mediterranean (A) and Adriatic (B) sub-regions

10. Since AChE activity decreases in response to contaminants exposure, any measured AChE level between the BAC and EAC threshold values (green and red lines, respectively) indicates a potential stress response, whereas AChE level below the EAC threshold value (red line) suggests that adverse biological effects are likely to occur.

11. The figures above show that several samples from Hot Spot areas fall below the newly established BAC and EAC threshold values, demonstrating the functionality and reliability of these assessment criteria, including those derived for the Adratic sub-region despite a low sample number.

12. Table B.2 further shows the central tendency (geometric mean) of AChE activity in the Western and Adriatic Seas Reference Sites compared to the respective Hot Spot areas.

Table 12. M. galloprovincialis AChE activity geometric mean

Med. Sub-Region	Area Typology	Geo. Mean (Ci)
Western	Reference	**19.63** (18.07 – 21.33)
Western	Hot Spot	**15.49** (14.18 – 16.92)
Adriatic	Reference	**23.82** (17.78 – 31.90)
Adriatic	Hot Spot	**15.50** (12.55 – 19.13)

13. Reference Sites show a higher mean AChE activity than Hot Spot areas, indicating greater AChE inhibition in *M. galloprovincialis* collected from the Hot Spots.

14. Since AChE activity decreases with increasing contaminant exposure, these differences suggest that organisms in the Hot Spot areas are likely impacted by contaminants. The occurrence of

Hot Spot samples falling below both the BAC and EAC thresholds further confirms that the newly established criteria effectively distinguish between relatively clean and impacted sites. Overall, these findings support the functionality and reliability of the proposed BACs and EACs for assessing AChE responses in the Western Mediterranean Sea, as well as in the Adriatic Sea sub-region, despite the relatively small sample size used for the analysis.

2 Micronucleus (MN) Frequency Assay

15. BACs for each Mediterranean sub-regions were established using the percentile approach (P90) based on Reference Site data. Since MN is a biomarker of exposure, only BACs were derived.

16. The filtering criteria applied to the Western Mediterranean Sea sub-region were the same as elaborated in Section 5 of the technical paper. The only additional data for wild mussels from Reference Sites across different sub-regions were collected in the Adriatic Sea in 2011, comprising one station and a total of five samples, with no available shell length information. To include this data in the calculation of a BAC for the entire Mediterranean region, no shell-size filtering was applied, and all data from 2011 onwards were used for the calculation.

17. Furthermore, MN data was also available from additional CPs, but couldn't be used for the calculation. Specifically:

- Greece recently provided data for both the Central and Eastern Mediterranean Sea sub-regions; however, all MN frequency data were derived from caged mussels only. In addition, the older MED POL database contains data submitted by Greece with MN frequency information for only one station, which was classified as non-reference site.
- Montenegro provided data from the Adriatic sub-region; however, the Reference Site data represents caged mussels only.
- Slovenia provided data from Reference Sites; however, these data date back from 2011 and do not include shell length information.

18. BAC values for the remaining Mediterranean sub-regions will need to be calculated once additional suitable data becomes available. Table B.3 provides details on the calculated BACs.

Table 13. M. galloprovincialis MN BACs and EACs

Tissue	Unit	Med. Sub-Region	BAC	EAC	Samples (n)	Stations (n)	Years	Biomarker Range (RS)	CPs
Haemocytes	‰	Western	**2.50**	NA	38	4	2019	0 - 7.20	Spain
Haemocytes	‰	Central	*No data*	NA	-	-	-	-	-
Haemocytes	‰	Adriatic	*No data*	NA	-	-	-	-	-
Haemocytes	‰	Eastern	*No data*	NA	-	-	-	-	-
Haemocytes	‰	Mediterranean	**2.80**	NA	104	7	2011-2014, 2019	0 - 7.20	Spain, Slovenia

19. OSPAR (2013) established a BAC of 3.9 ‰, whereas under UNEP (Table 3 in Section 1.3 of the technical paper) the BAC was set as 1 ‰ for the entire Mediterranean region. These earlier values differ from the currently calculated values for both the Western Mediterranean Sea sub-region and the Mediterranean region as a whole. This discrepancy is likely due to methodological differences, as the earlier calculations relied on older datasets and did not apply filtering for confounding factors, whereas the current analysis includes data collected from 2015 onwards and includes such filtering procedures.

20. The calculated BAC value for the Western Mediterranean Sea sub-region was also evaluated against data collected in the corresponding Hot Spot areas using the same filtering criteria (Fig. 7). This was not possible for the remaining sub-regions, as no BACs had been established for them.

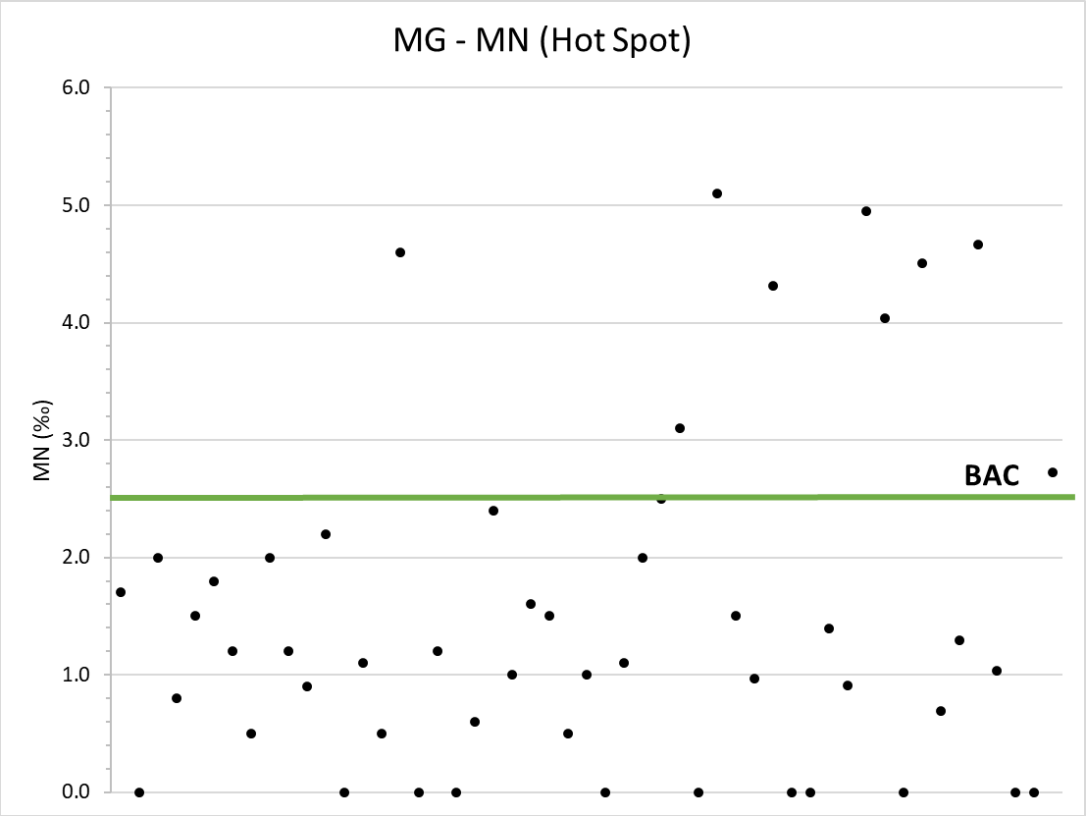


Figure B.2. M. galloprovincialis MN BAC vs Hot Spot data

21. Since MN frequency increases with exposure to contaminants, any measured MN frequency value above the BAC value (green line) indicates a deviation from the baseline conditions and potential stress. As shown in the figure above, several samples collected in Hot Spot areas exceed the newly established BAC value, confirming functionality and reliability of this assessment criterion.

22. Table B.4 further shows the central tendency, expressed as the geometric mean of MN frequency in the Western Mediterranean Sea Reference Sites compared to the corresponding Hot Spot areas.

Table 14. M. galloprovincialis MN frequency geometric mean

Med. Sub-Region	Area Typology	Geo. Mean (Ci)
Western	Reference	**1.04** (0.80 – 1.35)
Western	Hot Spot	**1.58** (1.31 – 1.90)

23. Reference Sites show a lower mean MN frequency than Hot Spot areas, indicating greater genotoxic stress in *M. galloprovincialis* collected from the Hot Spots.

24. Since MN frequency increases with increasing contaminant exposure, these differences suggest that organisms in the Hot Spot areas are likely to be impacted by contaminants. The occurrence of Hot Spot samples falling above the BAC threshold values further confirms that the newly established criteria effectively distinguish between relatively clean and impacted sites. Overall,

these findings support the functionality and reliability of the BAC for assessing MN responses in the Western Mediterranean Sea.

3 Lysosomal Membrane Stability (LMS-HEXO)

25. As elaborated in Section 2.1 of the technical paper, LMS is a well-established biomarker with universally accepted threshold values widely reported in the literature. The conceptual framework for LMS-HEXO, as described in Section 3 of Annex I, is equally applicable to LMS assessed via the Neutral Red Retention Time (NRRT) method. Under this framework, organisms should be considered healthy when the NRR time is ≥120 minutes (BAC threshold value), whereas values <50 minutes (EAC threshold value) indicate sever stress and likely exhibiting pathological values.

26. Reference Site data from all Mediterranean sub-regions with LMS available data (Adriatic and Eastern Mediterranean Seas sub-regions for LMS-HEXO and Western Mediterranean Ses sub-region for LMS-NRRT) were evaluated against these established thresholds to assess their suitability for the Mediterranean Sea (Fig. 8). LMS values were averaged when more than one individual was sampled at the same sampling station during a single sampling event. This primarily was applied to samples collected for LMS-NRRT in the Western Mediterranean Sea.

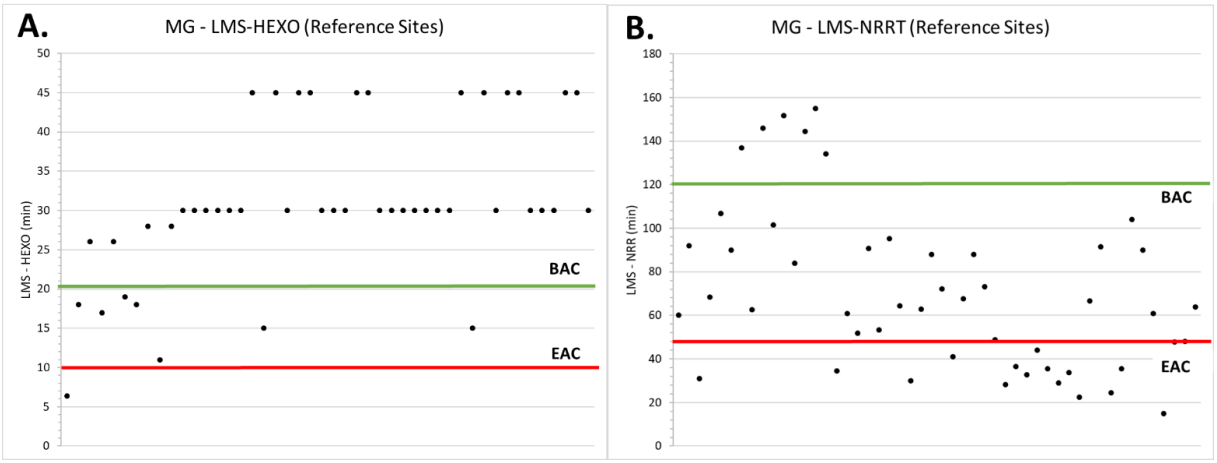


Figure B.3. M. galloprovincialis LMS-HEXO and LMS-NRRT responses at Reference Sites

27. Based on the available data, some measured LMS values at the Reference Sites fall below the established EACs. For the LMS-HEXO dataset, only one data point was recorded below the EAC threshold (10 minutes), which can be considered acceptable. However, this was not the case for LMS-NRRT, for which many Reference Site values were below the established EAC of 50 minutes.

28. A possible explanation for this pattern may be the ongoing decline of mussel populations along several coastal areas. This decline may be driven not only by chemical pollution, but also by additional stressors such as marine heatwaves, pathogenic infections, and other environmental pressures. Since LMS is a general biomarker of cellular stress, its response can be significantly influenced by these non-chemical stressors.

29. Overall, the proposed thresholds should be considered as universal values for establishing BACs and EACs. Nevertheless, monitoring programmes should also take into account other factors that might have an implication on biomarkers' response levels. The LMS-HEXO dataset illustrates the general reliability of the established thresholds, while the LMS-NRRT data shows the potential influence of additional factors.

4 Metallothionein (MT) Level

30. BACs for each Mediterranean sub-regions were established using the percentile approach (P90) based on Reference Site data. Since MT is a biomarker of exposure, only BACs were derived.

31. The filtering criteria applied to the Western Mediterranean Sea sub-region were the same as those described in Section 5 of the technical paper. However, to calculate the BAC for the Adriatic Sea sub-region, shell length was not included as a filtering parameter because this information was not available in the dataset. Even though BAC was calculated for the Adriatic Sea sub-region, the limited

number of sample and stations reduces the representativeness and reliability of this value for the sub-region. More data is needed to increase the confidence of the calculation.

32. The filtering criteria applied to the entire Mediterranean region were the same as those used for the Adriatic sub-region to ensure that data from both sub-regions were included in the calculation.

33. Furthermore, MT data was available from additional CPs, but these datasets couldn't be used for the BACs calculation for the following reasons:

- Albania provided data only for Hot Spot areas, which are not used for BAC calculations.
- Greece recently provided data for both the Central Mediterranean and Eastern Mediterranean Sea sub-regions; however, all MT frequency data were derived from caged mussels only. In addition, the older MED POL database contains data submitted by Greece for the Central Mediterranean sub-region, including MT information only from stations that classified as non-reference stations. The same dataset also included data from one Reference station in the Eastern Mediterranean sub-region dating back to 2006 (1 station and 8 samples), which were excluded because the measured MT levels (24–83 mg/g) were outside the normal range.
- Slovenia provided data for the Adriatic Sea sub-region; however, shell size information was not included. Consequently, these data could not be used for BAC calculation in the Adriatic Sea sub-region due to the confounding factors filtering criteria applied.

34. BAC values for the remaining Mediterranean sub-regions will need to be calculated once additional suitable data becomes available. Table B.5 provides details on the calculated BACs.

Table 15. M. galloprovincialis MT BACs and EACs

Tissue	**Unit**	**Med. Or Sub-Region**	**BAC**	**EAC**	**Samples (n)**	**Stations (n)**	**Years**	**Biomarker Range (RS)**	**CPs**
Digestive gland	µg/g	Western	**262.54**	NA	67	5	2022-2025	99.13 - 352.61	Spain
Digestive gland	µg/g	Central	*No data*	NA	-	-	-	-	-
Digestive gland	µg/g	Adriatic	**249.90**	NA	10	2	2017, 2019-2024	54.00 - 411.00	Croatia
Digestive gland	µg/g	Eastern	*No data*	NA	-	-	-	-	-
Digestive gland	µg/g	Mediterranean	**253.75**	NA	116	10	2017, 2019-2025	54.00 - 411.00	Croatia, Spain

35. UNEP (Table 3 in Section 1.3 of the technical paper) has previously adopted a BAC of 247 µg/g. This value is highly consistent with the BAC values currently calculated for the Western Mediterranean Sea and Adriatic Sea sub-regions, as well as for the entire Mediterranean region.

36. The calculated BAC value for the Western Mediterranean Sea sub-region was further evaluated against data collected from the corresponding Hot Spot areas using the same filtering criteria (Fig. 9A). A similar evaluation was also carried out in the Adriatic Sea sub-region even though the BAC value was derived from a low number of samples (Fig. 9B). Such validation was not possible for the Eastern Mediterranean Sea sub-region due to the absence of Hot Spot data, nor for the Central Mediterranean Sea sub-region because no BAC was established.

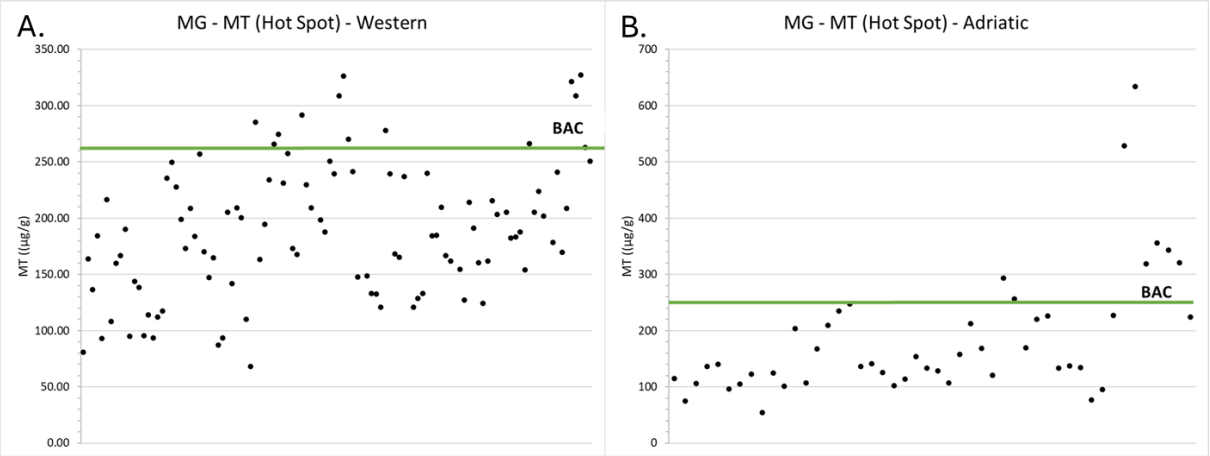


Figure B.4. M. galloprovincialis MT BAC vs Hot Spot data in the Western Mediterranean (A) and Adriatic (B) sub-regions

37. Since MT levels increase in response contaminants exposure, any measured MT values exceeding the BAC threshold value (green line) indicates a deviation from the baseline conditions and potential environmental stress. The figures above show that only a limited number of samples from Hot Spot areas exceed the newly established BAC values, thereby demonstrating the functionality and reliability of the proposed thresholds.

38. Table B.6 further shows the central tendency, as the geometric mean, of MT frequency in the Western Mediterranean and Adriatic Seas Reference Sites compared to the corresponding Hot Spot areas.

Table 16. M. galloprovincialis MT level geometric mean

Med. Sub-Region	Area Typology	Geo. Mean (Ci)
Western	Reference	**198.80** (185.91 – 212.58)
Western	Hot Spot	**179.50** (168.45 – 191.27)
Adriatic	Reference	**158.21** (104.74 – 238.99)
Adriatic	Hot Spot	**161.08** (139.30 – 186.27)

39. Contrary to expectations, the Reference Sites show a slightly higher or similar mean MT level compared to the Hot Spot areas. Even though it is not directly related to *M. galloprovincialis*, under the OWG on Biomarkers the CPs found that MT in *Mullus barbatus* is not considered a reliable indicator of contaminant exposure and should therefore be excluded from BAC/EAC derivation. A similar conclusion was reported by the OSPAR in its 2013 report, which stated that the use of MT in fish as a simple biomarker of metal stress has proven unreliable, except in areas with exceptionally high metal concentrations, typically associated with freshwater environments. The absence of clear differences between Reference Site data and Hot Spot data in the present analysis suggests that a similar rational may also be applicable to mussels. However, further investigation is needed.

5 Stress on Stress (SoS)

40. BACs for each Mediterranean sub-regions were established using the percentile approach (P10) based on using Reference Site data. Since SoS is a biomarker of effect, EACs were also derived

for each sub-region. They were defined as 50% of the corresponding BAC values, representing 50% reduction in survival time.

41. CPs provided data either as LT50 values (i.e., the number of days when 50% mortality of mussels occurred), or as single survival time expressed as the number of days until death for each mussel. To ensure consistency across datasets, raw individual – mussel level data were used whenever available to calculate LT50 (median value), which were then assigned to the corresponding test sample ID (typically with n ≈ 40). These calculated LT50 values, together with the LT50 values directly submitted by CPs, were subsequently used for BAC values derivation.

42. The filtering criteria applied to the Western Mediterranean sub-region were the same as those elaborated in Section 5 of the technical paper. However, for the Adriatic Sea sub-region, shell length was not included as a filtering parameter because no shell length information was available in the dataset. Even though BACs and EACs were calculated for the Adriatic Sea sub-region, the limited number of sample and monitoring stations reduces the representatives and reliability of these values for the sub-region. More data is therefore needed to increase the confidence of the calculations.

43. The filtering criteria applied to the entire Mediterranean region were the same as those applied to the Adriatic sub-region to ensure that data from both sub-regions were used for the calculation.

44. SoS data was also available from an additional CP, but couldn't be used in the calculation for the following reasons:

- Greece provided data for the Eastern Mediterranean sub-region; however, all SoS related data were derived from caged mussels only. Consequently, these data were used to derive SoS BAC and EAC values specifically for caged mussels in the Eastern Mediterranean sub-region.

45. BAC and EACs values for the remaining Mediterranean sub-regions will need to be established once sufficient reliable data become available. Table B.7 provides details on the calculated BACs and EACs.

Table 17. M. galloprovincialis SoS BACs and EACs

Tissue	Unit	Med. Or Sub-Region	BAC	EAC	Samples (n)	Stations (n)	Years	Biomarker Range (RS)	CPs
Whole organism	days	Western	**4**	**2**	13	6	2017, 2019, 2022-2025	4 - 10	Spain
Whole organism	days	Central	*No data*	*No data*	-	-	-	-	-
Whole organism	days	Adriatic	**6.4**	**3.2**	9	2	2019-2024	6.4 - 8.6	Croatia
Whole organism	days	Eastern	*No data*	*No data*	-	-	-	-	-
Whole organism	days	Mediterranean	**5.2**	**2.6**	29	8	2015, 2017, 2019-2025	4 - 10	Croatia, Spain

46. UNEP (Table 3 in Section 1.3 of the technical paper) previously adopted BAC and EAC for the entire Mediterranean of 11 and 5 days, respectively; while OSPAR (2013) established corresponding values of 10 and 5 days These previously adopted threshold values are notably higher than the currently calculated values. This discrepancy is likely due to methodological differences, as the OSPAR evaluation relied on older datasets and did not apply filtering for confounding factors, while the current analysis includes data coming from 2015 onwards and includes such filtering

procedures. Nevertheless, the newly calculated BACs and EACs appear unusually low, raising concerns regarding their scientific robustness.

47. The calculated BAC values for the Western Mediterranean and Adriatic Seas sub-regions were also tested against data collected from the respective Hot Spot areas using the corresponding filtering criteria (Fig. 10). Such testing could not be performed for the remaining sub-regions because no BACs were established for them.

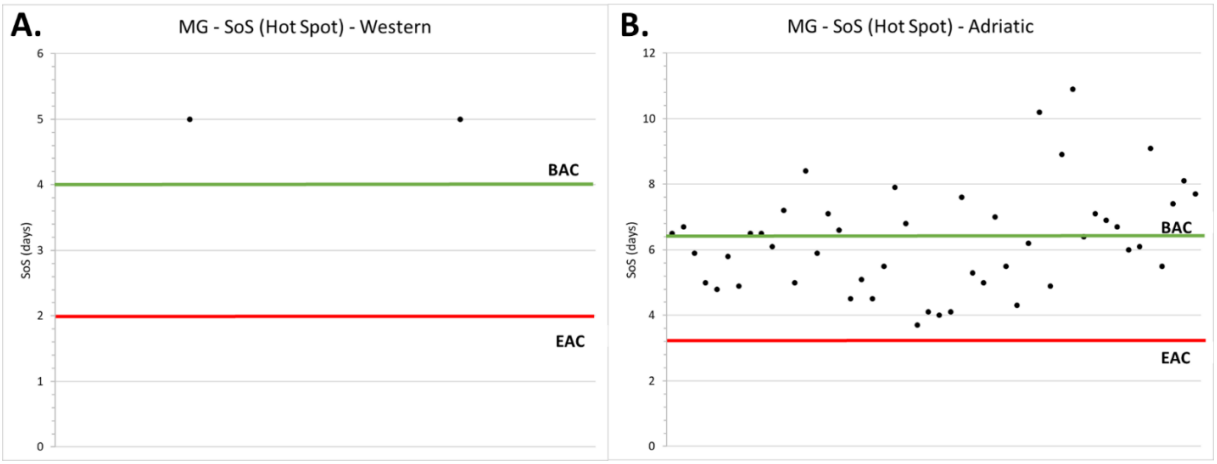


Figure B.5. M. galloprovincialis SoS BAC and EAC vs Hot Spot data in the Western Mediterranean (A) and Adriatic (B) sub-regions

48. Since SoS values decrease with increasing exposure to contaminants, any measured SoS value between the BAC and EAC threshold values (green and red lines, respectively) indicates a potential stress response, while values below the EAC value (red line) suggest stress. The figures above show that several samples from Hot Spot areas fall below the newly established BAC value for the Adriatic sub-region. However, no samples in either sub-region fall below the EAC values. It should also be noted that, with the application of the current filtering criteria, only two samples are associated with Hot Spot areas in the Western sub-region.

49. Table B.8 further shows the central tendency, as the geometric mean, of SoS values at the Western Mediterranean and Adriatic Seas Reference Sites compared to the corresponding Hot Spot areas.

Table 18. M. galloprovincialis SoS geometric mean

Med. Sub-Region	Area Typology	Geo. Mean (Ci)
Western	Reference	**6.39** (5.25 – 7.77)
Western	Hot Spot	**5**
Adriatic	Reference	**7.35** (6.75 – 8.00)
Adriatic	Hot Spot	**6.10** (5.68 – 6.56)

50. Reference Sites show a higher mean SoS values compared to the Hot Spot areas. Because SoS level decreases with increasing contaminant exposure, these differences suggest that organisms in the Hot Spot areas are likely more stressed compared to Reference Sites.

51. Survival capacity in the SoS assay is an integrative stress-response endpoint that reflects the combined effects of contaminant exposure, food availability, salinity variability (particularly in coastal

areas), reproductive stage, pathogen load, and other environmental stressors. Consequently, SoS responses at individual stations may vary over time and space, including at Reference Sites, especially when wild mussels are used.

52. The Mediterranean-specific calculated BACs and EACs are relatively low, because they incorporate non-contaminant-related stressors that reduce survival even at Reference Sites. As a result, these thresholds may not provide full protection against contaminant-induced effects under less environmentally stressed conditions. This conclusion will need to be confirmed as additional data become available, given the currently limited dataset for this biomarker compared with others, and through evaluation of alternative approaches, as discussed in Section 5.1 of the technical report.

Annex III:
Science-Based Approaches - BACs and EACs development for Caged Mytilus galloprovincialis

1 Acetylcholinesterase (AChE) Enzymatic Activity

1. BACs were calculated as described in Section 2 of the technical paper, using the 10th percentile (P10) of the dataset. EACs were derived as concentrations corresponding to a 30% inhibition of the calculated BAC (i.e., 70% of the BAC).

2. Table C.1 presents the calculated values and compares them with the BACs and EACs derived for wild mussels across the entire Mediterranean region.

Table C.1. M. galloprovincialis (caged) AChE BAC and EAC in the Eastern Mediterranean Sea compared to the BAC and EAC calculated for wild mussels in the entire Mediterranean region

Tissue	Unit	Med. Or Sub-Region	BAC	EAC	Samples (n)	Stations (n)	Years	Biomarker Range (RS)	CPs
Gills	nmol/min/mg protein	Eastern (caged)	**11.65**	**8.15**	20	4	2002, 2023	8.90 – 56.30	Greece
Gills	nmol/min/mg protein	Mediterranean (wild)	**8.15**	**5.95**	96	10	2015, 2020, 2022-2025	4.69 - 38.00	Croatia, Spain

3. The preliminary values appear similar to those obtained for wild mussels, further supporting the reliability of these initial threshold estimates.

2 Metallothionein (MT) Level

4. Since MT is a biomarker of exposure; only BACs were calculated using the 90th percentile (P90) of the dataset.

5. Table C.2 presents the calculated BAC and compares it with the BAC derived for wild mussels across the entire Mediterranean region.

Table C.2. M. galloprovincialis (caged) MT BAC and EAC in the Eastern Mediterranean Sea compared to the BAC and EAC calculated for wild mussels in the entire Mediterranean region

Tissue	Unit	Med. Or Sub-Region	BAC	EAC	Samples (n)	Stations (n)	Years	Biomarker Range (RS)	CPs
Digestive gland	µg/g	Eastern (caged)	**1120.18**	NA	18	4	2002, 2023	89.00 – 1397.00	Greece
Digestive gland	µg/g	Mediterranean (wild)	**253.75**	NA	116	10	2017, 2019-2025	54.00 - 411.00	Croatia, Spain

6. The BAC for wild mussels in the Mediterranean region is 253 µg/g, which is similar to the older UNEP value of 247 µg/g (Table 3 in Section 1.3 of the technical paper). In contrast, the BAC calculated for caged mussels in the Eastern Mediterranean Sea sub-region using the current dataset is approximately four times higher than these BACs. This value appears excessively high and, therefore, should not be considered reliable. Further investigation of the available MT data for the Eastern Mediterranean Sea sub-region is warranted.

3 Stress on Stress (SoS)

7. BACs were calculated as described in Section 2 of the technical paper, using the 10th percentile (P10) of the dataset. EACs were derived as values corresponding to a 50% reduction relative to the BACs.

8. Table C.3 presents the calculated values and compares them with the BACs and EACs derived for wild mussels across the entire Mediterranean region.

Table C.3. M. galloprovincialis (caged) SoS BAC and EAC in the Eastern Mediterranean Sea compared to the BAC and EAC calculated for wild mussels in the whole Mediterranean region

Tissue	Unit	Med. Or Sub-Region	BAC	EAC	Samples (n)	Stations (n)	Years	Biomarker Range (RS)	CPs
Whole organism	days	Eastern (caged)	**6.3**	**3.15**	4	4	2002, 2023	6 - 12	Greece
Whole organism	days	Mediterranean (wild)	**5.2**	**2.6**	29	8	2015, 2017, 2019-2025	4 - 10	Croatia, Spain

9. The preliminary values are similar to those obtained for wild mussels, which were considered too low (see Section 5 of Annex II). As in other Mediterranean sub-regions, confidence in these values remains limited due to the small number of samples. However, confidence is expected to increase as additional data becomes available.

Annex IV:
References

References

European Environmental Agency (2019). Assessment of Contamination Status using CHASE+. Available at: https://www.eea.europa.eu/en/datahub/datahubitem-view/eab57bb2-dbe0-47bb-aa29-903d2cc1e841

ICES. 2024. Working Group on Biological Effects of Contaminants (WGBEC). ICES Scientific Reports. 6:65. 114 pp. https://doi.org/10.17895/ices.pub.26936176

GES4SEAS (n.d.). Meet Tikta: GES4SEAS' Innovative Software for Environmental Analysis. Available at: https://www.ges4seas.eu/meet-tikta-ges4seas-innovative-software-for-environmental-analyses/

Moore, M.N., Allen, J.I. & McVeigh, (2006). Environmental prognostics: an integrated model supporting lysosomal stress responses as predictive biomarkers of animal health status. Mar. Environ. Res., 61, 278–304.

OSPAR Commission. (2013). Background document and technical annexes for biological effects monitoring (Publication No. 589). OSPAR Commission. ISBN 978-1-909159-22-8.

IAEA-Marine Environmental Studies Laboratory / UNEP/MAP MED POL. (n.d.). IMAP monitoring guidelines: Integrated Monitoring and Assessment Programme (IMAP) monitoring guidelines. IMAP MONITORING GUIDELINES FOR CI18.
https://www.iaea.org/sites/default/files/24/05/naml_imap_ci18_guidelines_c-1.pdf

UNEP/MED WG.492/6. (2021). Agenda item 3: Monitoring Guidelines/Protocols for IMAP Common Indicator 18. Implementation of IMAP Common Indicator 18 on Biomonitoring.

Viarengo, A., Lowe, D., Bolognesi, C., Fabbri, E., Koehler, A., 2007. The use of biomarkers in biomonitoring: a 2-tier approach assessing the level of pollutant-induced stress syndrome in sentinel organisms. Comp. Biochem. Physiol. C 146, 281-300.

Vethaak, A. D., Davies, I. M., Thain, J. E., Gubbins, M. J., Martínez-Gómez, C., Robinson, C. D., Moffat, C.F., Burgeot, T., Maes, T., Wosniok W., Giltrap, M., Lang, T., & Hylland, K. (2017). Integrated indicator framework and methodology for monitoring and assessment of hazardous substances and their effects in the marine environment. Marine environmental research, 124, 11-20.

Appendice 4

Poursuite de l'élaboration des concentrations de référence pour l'évaluation (BAC) et des critères d'évaluation environnementale (EAC) actualisés pour les biomarqueurs dans le cadre de l'indicateur commun 18 **de l'IMAP**

Table des matières

1 Introduction 1
1.1 Objectif 1
1.2 Informations sur les biomarqueurs 2
1.3 Exigences relatives à l'IMAP 4
1.4 Disponibilité des données 5
1.5 Considérations relatives aux données 6
1.5.1 Définition du site de référence 6
1.5.2 Facteurs de confusion 8
1.6 Métadonnées requises issues de l'ensemble de données pour proposer des valeurs de critères d'évaluation 8
2 Méthodologie 9
2.1 Approches des BAC 9
2.2 Approches des EAC 10
3 BAC et EAC calculés 11
4 BAC et EAC pour les *Mullus barbatus* 14
5 BAC et EAC pour les *Mytilus galloprovincialis* sauvages 15
5.1 Considérations relatives au SoS et pistes de travail pour l'avenir 16
6 BAC et EAC pour les *Mytilus galloprovincialis* élevées en cage 17
7 Autres éléments à prendre en compte concernant les critères d'évaluation 18
8 Conclusions et étapes suivantes 19

Annexe I : Approches fondées sur des données scientifiques - Élaboration des BAC et EAC pour les *Mullus barbatus*

Annexe II : Approches fondées sur des données scientifiques - Élaboration des BAC et EAC pour les *Mytilus galloprovincialis* sauvages

Annexe III : Approches fondées sur des données scientifiques - Élaboration des BAC et EAC pour les *Mytilus galloprovincialis* en cage

Annexe IV : Références

Liste des abréviations et acronymes

AChE	Activité de l'acétylcholinestérase
BAC	Critère d'évaluation de référence
BioRI	Indice de risque biologique
C_{bio}	Fiabilité des biomarqueurs
C_{cont}	Fiabilité relative aux contaminants
CE	Critère d'évaluation
CHASE+	Outil d'évaluation de l'état des substances chimiques
IC	Indicateur commun
ChemRI	Indice de risque chimique
VF	Valeur de fiabilité
DW	Poids sec
EAC	Critère d'évaluation environnementale
EcAp	Approche écosystémique
ERI	Indice de risque environnemental
EROD	Activité de l'éthoxyrésorufine-O-dééthylase
GES	Bon état écologique
IMAP	Programme intégré de surveillance et d'évaluation de la mer Méditerranée et du littoral, et critères d'évaluation correspondants
LMS	Stabilité de la membrane lysosomale
LMS-HEXO	Détermination de la stabilité de la membrane lysosomale sur des coupes au cryostat
LMS-NRRT	Stabilité de la membrane lysosomale - Essai du temps de rétention du rouge neutre
MB	*Mullus barbatus*
MBb	Biomarqueurs chez la *Mullus barbatus*
MBc	Contaminants chez la *Mullus barbatus*
MED QSR	Rapport sur l'état de la qualité en Méditerranée
MG	*Mytilus galloprovincialis*
MGb	Biomarqueurs chez la *Mytilus galloprovincialis*
MGc	Contaminants chez la *Mytilus galloprovincialis*
Moy	Moyen
MN	Fréquence des micronoyaux
MT	Métallothionéine
n	nombre d'éléments
NEAT	Outil d'évaluation environnementale
OSPAR	Convention d'Oslo et de Paris pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est
OWG	Groupe de travail en ligne
HAP	Hydrocarbure aromatique polycyclique
PCB	Biphényle polychloré
PEC	Concentration susceptible d'entraîner un effet
sed	Contaminants présents dans les sédiments
SoS	Stress sur stress
TEC	Concentration du seuil d'effet
w	poids
WAC	Critères d'évaluation d'alerte
wF	facteur de pondération
WMS	Sous-région de la Méditerranée occidentale
WW	Poids humide

1 Introduction

1.1 Objectif

1. Le présent document propose des concentrations d'évaluation de référence (BAC) et des critères d'évaluation environnementale (EAC) actualisés pour les biomarqueurs en mer Méditerranée, conformément à l'Indicateur commun 18 (CI-18) du Programme intégré de surveillance et d'évaluation (IMAP). Ces critères sont essentiels pour détecter les écarts par rapport aux niveaux de référence des biomarqueurs chez les organismes marins et évaluer la probabilité d'apparition d'effets biologiques néfastes.

2. L'analyse porte sur deux espèces sentinelles, *Mullus barbatus* (rouget de vase) et *Mytilus galloprovincialis* (moule méditerranéenne), dans quatre sous-régions de la Méditerranée : la Méditerranée occidentale, la mer Ionienne et la Méditerranée centrale (ci-après « Méditerranée centrale »), la mer Adriatique, ainsi que les mers Égée et Levantine (ci-après « Méditerranée orientale »).

3. L'objectif principal est d'extrapoler les ensembles de données disponibles afin d'établir des BAC et des EAC adaptés au contexte méditerranéen, tout en tenant compte de la variabilité aux échelles sous-régionale et régionale. L'établissement de ces critères renforcera la surveillance et l'évaluation de l'environnement fondées sur les biomarqueurs dans le cadre du CI-18 et favorisera l'harmonisation des comparaisons entre les programmes nationaux de surveillance et d'évaluation dans la région méditerranéenne.

4. Le présent travail constitue la deuxième~~première~~ tentative de calcul des BAC et des EAC pour biomarqueurs à partir de données directement obtenues en mer Méditerranée. Le premier exercice, portant exclusivement sur les données relatives à *Mytilus galloprovincialis*, a été réalisé par le Groupe d'experts informel en ligne du PNUE/PAM sur les contaminants. Néanmoins, le Groupe a souligné la nécessité de disposer de jeux de données supplémentaires ainsi que d'une harmonisation méthodologique plus poussée afin de renforcer la robustesse et la fiabilité de ces critères d'évaluation (PNUE/MED WG.427/Inf.3, 2016).Les valeurs présentées dans ce document sont proposées comme des seuils initiaux et seront progressivement affinées à mesure que des données nationales supplémentaires seront disponibles.

5. La présente proposition a été élaborée en étroite concertation avec le Groupe de travail en ligne (OWG) sur les biomarqueurs et intègre les principaux éléments suivants, conformément aux conclusions arrêtées dans le cadre des travaux de l'OWG :

- calcul de BAC et d'EAC actualisés pour les biomarqueurs aux niveaux régional et sous-régional, à partir de données propres à la Méditerranée ;
- intégration des jeux de données révisés et corrigés fournis par les Parties contractantes (PC), ainsi que des précisions apportées sur les approches nationales de surveillance (par exemple, la définition des sites de référence) ;
- identification des principales limites et incertitudes des données, notamment les lacunes dans la couverture sous-régionale (par exemple pour la Méditerranée orientale), les incohérences dans les métadonnées et les contraintes propres à certains biomarqueurs (par exemple l'interprétation des indicateurs SoS et MT) ;
- prise en compte d'améliorations méthodologiques pour certains biomarqueurs, en particulier la nécessité de réviser l'approche relative au Stress sur Stress (SoS) afin de mieux refléter son caractère physiologique intégrateur ;
- prise en compte de facteurs de confusion supplémentaires et de pistes d'amélioration futures, notamment le rôle potentiel de l'indice gonadosomatique (GSI) ;
- prise en compte de critères d'évaluation complémentaires pour les biomarqueurs d'exposition, notamment l'application des Critères d'évaluation d'alerte (WAC) et de la Concentration des seuils d'effet (TBR) ;
- reconnaissance du fait que les BAC et les EAC proposés constituent une première étape et qu'ils seront affinés au fur et à mesure de la transmission de nouvelles données.

1.2 Informations sur les biomarqueurs

6. Les BAC représentent les niveaux de référence des biomarqueurs attendus dans des sites de référence largement exempts de pressions anthropiques, tandis que les EAC définissent des valeurs seuils au-delà desquelles des effets biologiques sont susceptibles de se produire. Pris ensemble, ces critères permettent de relier l'exposition aux contaminants aux réponses biologiques mesurables et constituent un élément fondamental de la mise en œuvre du CI-18. Les détails relatifs aux biomarqueurs pris en compte dans le cadre du CI-18 sont présentés dans le tableau ci-dessous (tableau 1).

Tableau 1. Biomarqueurs pris en compte dans le cadre de l'étude CI-18

Essai	Biomarqueur	Rôle	Espèces	Tissu	État sous l'IMAP
Stabilité de la membrane lysosomale - Essai relatif au temps de rétention du rouge neutre	LMS-NRRT	bilan général de l'état physiologique	Moule	Hémocytes	Obligatoire
Stabilité de la membrane lysosomale sur des coupes au cryostat - dosage enzymatique	LMS-HEXO	bilan général de l'état physiologique	Poisson/moule	Foie/glande digestive	Obligatoire
Test de fréquence des micronoyaux chez les poissons	MN_F	évaluation des lésions cytogénétiques et de l'ADN chez les organismes marins	Poisson	Érythrocytes	Obligatoire
Essai relatif à la fréquence des micronoyaux chez la moule	MN_MH	évaluation des lésions cytogénétiques et de l'ADN chez les organismes marins	Moule	Branchies et hémocytes	Obligatoire
Activité enzymatique de l'acétylcholinestérase	AChE	évaluation des effets neurotoxiques chez les organismes aquatiques	Poisson/moule	Cerveau et muscles/branchies	Obligatoire

Taux de métallothionéine	MT	l'augmentation du taux de protéines MT cellulaires est considérée comme un effet protecteur contre un excès de métaux nocifs.	Moule	Glande digestive	Non obligatoire
Stress sur stress	SoS	la survie hors de l'eau est une méthode couramment utilisée pour évaluer l'état physiologique des bivalves.	Moule	Organisme entier	Non obligatoire
Activité de l'éthoxyrésorufine-O-dééthylase (microsomale)	EROD	reflète l'induction du CYP1A	Poisson	Foie	Non obligatoire

7. Pour les biomarqueurs d'exposition, seuls les BAC peuvent être calculés, ces indicateurs reflétant l'exposition aux contaminants sans fournir d'informations sur les effets biologiques. En revanche, les biomarqueurs d'effet sont directement liés à des effets potentiellement nocifs. Il est donc nécessaire de calculer à la fois des BAC et des EAC pour ces biomarqueurs. Les niveaux des biomarqueurs réagissent également de manière différente à l'exposition aux contaminants : certains augmentent, tandis que d'autres diminuent en fonction du niveau d'exposition. Les informations propres à chaque biomarqueur sont présentées dans le tableau 2 ci-dessous.

Tableau 2. Informations spécifiques aux biomarqueurs

Biomarqueur	Type de biomarker	Orientation de la réponse	Critères
AChE	Effet	Baisse	BAC et EAC
LMS	Effet	Baisse	BAC et EAC
MN	Exposition	Augmentation	BAC
SoS	Effet	Baisse	BAC et EAC
EROD	Exposition	Augmentation	BAC
MT	Exposition	Augmentation	BAC

1.3 Exigences de l'IMAP

8. L'IMAP exige l'application de BAC et d'EAC pertinents à l'échelle régionale et reflétant les caractéristiques propres aux écosystèmes et aux sous-régions de la Méditerranée. Si des BAC fondés sur des données méditerranéennes existent déjà pour la plupart des contaminants (métaux traces, HAP et composés organochlorés) en vertu des Décisions IG.22/7, IG.23/6 et IG. 27/6, les BAC et les EAC applicables aux biomarqueurs n'ont pas encore été pleinement établis à partir de données spécifiques à la Méditerranée. La mise en œuvre du CI-18 nécessite l'élaboration de critères pour les principaux biomarqueurs mesurés chez *M. galloprovincialis et M. barbatus* à cet égard, une distinction doit être établie entre les critères applicables aux biomarqueurs obligatoires et ceux qui peuvent être définis, dans la mesure du possible, pour les biomarqueurs nonobligatoires. Les critères doivent également tenir compte des variations entre les sous-régions ainsi que des réponses biologiques propres à chaque espèce.

9. Jusqu'à ce que les efforts actuels soient entrepris, les EAC méditerranéens relatifs aux biomarqueurs chez la moule (*M. galloprovincialis*) restaient fondés sur les valeurs de l'OSPAR initialement convenues lors de la COP 19, puis réaffirmées lors des COP 20 et COP 24 (décisions IG.22/7, IG.23/6 et IG.27/6). Ils sont présentés dans le tableau 3.

Tableau 3. Les BAC et EAC méditerranéens pour les biomarqueurs de la moule (M. galloprovincialis), tels qu'approuvés par les décisions IG.22/7, IG.23/6 et IG.27/6

Biomarqueurs/tests biologiques et unités	**BAC IG.23/6 chez les moules (*Mytilus galloprovincilais)***	**EAC IG.23/6 chez les mousses (*Mytilus galloprovincilais)***	**BAC IG.22/7 chez les moules (*Mytilus galloprovincilais)***	**EAC IG.22/7 chez les mousses (*Mytilus galloprovincilais)***
Stabilité de la membrane lysosomale : test de rétention du rouge neutre (en minutes)			120	50
Stabilité de la membrane lysosomale méthode cytochimique (minutes)			20	10
Activité de l'AChE (nmol min^{-1} mg^{-1} de protéines) dans les branchies (eaux méditerranéennes françaises)			29	20
Activité de l'AChE (nmol min^{-1} mg^{-1} de protéines) dans les branchies (eaux méditerranéennes espagnoles)			15	10
Stress sur Stress (jours)	11	5		
Métallothionéines (µg/g de glande digestive)	247			
Fréquence des micronoyaux (nombre de cas pour	1			

1 000 cellules) dans les hémocytes)				

1.4 Disponibilité des données

10. Le calcul des BAC et des EAC dépend fortement de la disponibilité et de la qualité des données. Les données et informations actuellement disponibles comprennent :

- les jeux de données téléchargés dans le système d'information IMAP : il s'agit des jeux de données transmis par les Parties contractantes (PC) qui satisfont à l'ensemble des exigences en matière de communication des données ;
- les anciens jeux de données de biosurveillance du MED POL : ces jeux de données sont souvent difficilement comparables aux données du CI-18 de l'IMAP en raison des différences entre les méthodes d'analyse et peuvent ne pas contenir des informations essentielles, telles que la taille des spécimens et le tissu analysé ;
- les jeux de données soumis par les Parties contractantes dans le cadre d'échanges écrits sous l'égide du Groupe de travail en ligne (OWG) sur l'analyse des biomarqueurs : ces jeux de données comprennent à la fois des données anciennes et des données récemment collectées ; la littérature scientifique : elle fournit un nombre limité d'études rapportant à la fois les réponses des biomarqueurs et les concentrations en contaminants ; elle contient également des informations pertinentes pour le calcul des EAC.

11. Les données disponibles pour chaque espèce sont présentées dans le tableau ci-dessous (tableau 4). Toutes les données présentées dans ce tableau n'ont pas été utilisées pour l'analyse, pour des raisons qui sont détaillées dans les sections suivantes du présent document.

Tableau 4. Disponibilité des données sur les biomarqueurs au 10 décembre 2025

Espèces	Base de données	PC	Années d'échantillonnage	Méd. Sous-régions	Stations (n)	Biomarqueurs de l'IMAP analysés	Autres biomarqueurs analysés
Mullus barbatus	IMAP IS	Espagne	2015-2016, 2022-2023	Occidentale	11	AChE, MN, EROD	
	IMAP IS	Italie	de 2019 à 2023	Occidentale, Adriatique, Centrale	21	AChE, LMS-HEXO, MN, MT, EROD	CF, GSI, HIS
	Anciens ensembles de données de MEDPOL	Espagne	2006, 2008, 2010, 2012-2014, 2016	Occidentale	17	AChE, MN, MT, EROD	CF, GSI, HIS
Mytilus galloprovincialis	IMAP IS	Espagne	2019, 2022	Occidentale	27	AChE, LMS-NRRT, MN, MT, SoS	
	Anciens ensembles de données de MEDPOL	Albanie	2004	Adriatique	2	MT	
	Anciens ensembles de données de MEDPOL	Croatie	1999, 2001, 2002, 2005, 2012-2014	Adriatique	34	LMS-HEXO, MT, SoS, EROD	

	Anciens ensembles de données de MEDPOL	Grèce	2005, 2006	Centrale, Orientale	6	MN, LMS-HEXO, MT, AChE	
	Anciens ensembles de données de MEDPOL	Maroc	2013-2017	Occidentale	4.	LMS-HEXO	
	Anciens ensembles de données de MEDPOL	Slovenie	1999, 2000, 2003, 2004, 2010, 2011, 2013, 2014	Adriatique	6	MN, MT	
	Anciens ensembles de données de MEDPOL	Espagne	2008, 2010-2015, 2017, 2019	Occidentale	30	MN, LMS-NRRT, MT, AChE, SoS	
	Partagé récemment	Croatie	2017, 2019-2024	Adriatique	10	AChE, LMS-HEXO, MT, SoS	
	Partagé récemment	France	2021	Occidentale	16	LMS-HEXO	
	Partagé récemment	Grèce	2022, 2023	Orientale	16	AChE, MT, SoS	GST, CAT, LPO
	Partagé récemment	Monténégro	2016-2018, 2022-2024	Adriatique	11	MN, AChE, (CI)	
	Partagé récemment	Espagne	2014, 2023-2025	Occidentale	20	MN, LMS-NRRT, SoS, MT, AChE	CAT, GPx, GR, GST, LPO, SOD pour 2014
	Littérature scientifique	Grèce	2007, 2013, 2019, 2021, 2022	Orientale	NA	AChE, MN, MT	GST, CAT, LPO

1.5 Considérations relatives aux données

12. Avant d'entreprendre le calcul des BAC et des EAC, il est essentiel de bien comprendre les données disponibles ainsi que les facteurs de confusion susceptibles d'influencer le calcul et l'interprétation de ces seuils.

1.5.1 Définition du site de référence

13. La définition et la classification des sites de référence sont essentielles pour le calcul des BAC). Les sites de référence doivent représenter des zones largement exemptes de pressions anthropiques, plutôt que des environnements totalement vierges, qui sont rarement présents en Méditerranée. En outre, les conditions de référence ne sont pas synonymes de conditions naturelles intactes.

14. La définition des conditions de référence figurant dans le document UNEP(DEPI)/MED IG.22/Inf.7, intitulé « Integrated Monitoring and Assessment Guide », qui stipule :

15. « *État ou condition de référence (parfois appelé niveau de fond) : état de l'environnement considéré comme étant largement exempt des effets néfastes des activités anthropiques (c'est-à-dire soumis à des pressions d'origine humaine négligeables). Cette situation peut être définie en fonction d'aspects liés à l'état de l'environnement (caractéristiques physiques, chimiques et/ou biologiques) ou aux niveaux de pression ou d'impact (par exemple, l'absence de contaminants ou de certains impacts). Ce type de référence est généralement utilisé pour définir un écart acceptable par rapport à l'état de référence, lequel sert de valeur seuil cible à atteindre (c'est-à-dire la limite correspondant au bon état écologique (BEE)). L'état de référence peut être établi selon différentes méthodes, notamment :*

I. *les conditions historiques, fondées sur diverses sources d'information décrivant l'état du milieu avant que les activités anthropiques n'aient des effets significatifs ;*

II. *la période ou date antérieure, fondée sur des séries chronologiques de données permettant de sélectionner une période considérée comme représentant au mieux l'« état de référence » ;*

III. *les conditions actuelles, observées dans des zones considérées comme étant essentiellement exemptes de pressions anthropiques ;*

IV. *la modélisation, visant à prédire l'état actuel du milieu en l'absence de pressions anthropiques. »*

16. Cela étant dit, il n'existe actuellement aucune méthodologie claire permettant de définir et de classer les sites de référence. Cette lacune est mise en évidence par les différentes méthodologies appliquées par les PC pour déterminer les sites de référence, présentées ci-dessous :

- **Italie** : Le critère retenu pour la classification des sites de référence était la présence d'un faible niveau de contamination des sédiments. La contamination des sédiments a été évaluée au moyen d'un jugement de qualité chimique (CQJ), les sites de référence correspondant à un CQJ classé comme BON. Le CQJ de chaque site a été établi à l'aide de l'indice de qualité chimique (CQI), qui intègre l'ensemble des classes de contaminants présents dans les sédiments, notamment les métaux, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les hydrocarbures organohalogénés (HOC) et les composés organostanniques, sur la base des données de surveillance recueillies dans le cadre de la DCSMM entre 2016 et 2021. Ce critère est décrit en détail dans Maggi et al. (2022), le rapport italien DCSMM 2024 (https://strategiamarina.isprambiente.it/report-comunitari/msfd-paper-report-2024/) ainsi que dans Moltedo et al. (2025). Il repose sur la comparaison des données de concentrations chimiques avec les normes de qualité environnementale (EQS) établies par la Directive européenne 20 13/39/UE pour le biote et transposées dans la législation italienne par le décret législatif n° 172/2015, applicable aux sédiments comme au biote. En outre, les auteurs ont ensuite adopté un critère fondé sur les concentrations de contaminants mesurées dans les sédiments à proximité des sites d'échantillonnage des poissons utilisés pour l'analyse des biomarqueurs. Cette approche a permis de prendre simultanément en compte les métaux ainsi que les contaminants organiques présents dans l'environnement.
- **Croatie** : Les sites de référence pour les biomarqueurs sont sélectionnés en fonction de leurs faibles niveaux historiques d'impacts liés aux activités humaines, ainsi que des résultats de recherches scientifiques antérieures sur la pollution.
- **Espagne** : Pour *M. galloprovincialis*, les sites de référence sont situés à bonne distance des principales sources ponctuelles ou diffuses de contamination, telles que les zones côtières densément peuplées, les ports, les grandes agglomérations urbaines et les rejets fluviaux. Certains de ces sites sont également des aires marines protégées. Les concentrations de contaminants dans les tissus ont ensuite été vérifiées au regard des BAC actuellement en vigueur. Pour *M. barbatus*, une première sélection a été réalisée afin de vérifier que les concentrations de contaminants dans les sédiments et chez le rouget de vase étaient nettement inférieures aux BAC. Par la suite, des sites supplémentaires ont été intégrés afin d'améliorer la répartition spatiale des zones de référence et d'obtenir des informations sur des sous-populations de rougets de vase présentant des concentrations de contaminants dans les tissus musculaires ou hépatiques inférieures ou légèrement supérieures aux BAC.

- **Grèce:** Les sites de référence n'ont pas été officiellement définis ni classés à l'échelle nationale. Dans le cadre de la mise en œuvre des programmes nationaux de surveillance et des études qui y sont associées, les sites de référence sont définis comme des zones soumises à une pression de pollution minimale et situées à l'écart des sources de pollution connues. Le processus de classification tient également compte des données disponibles sur les contaminants chimiques, telles que les métaux et les contaminants organiques, mesurés de préférence chez les organismes bioindicateurs et/ou dans les sédiments, afin de confirmer que les concentrations en contaminants sont faibles.

17. Dans l'ensemble, les Parties contractantes semblent suivre des principes largement similaires pour définir et classer les sites de référence. Cette approche repose généralement sur une évaluation qualitative fondée sur les connaissances historiques et scientifiques acquises dans le cadre de la mise en œuvre de leurs programmes nationaux de surveillance respectifs, complétée par une vérification à l'aide des données relatives aux contaminants chimiques.

1.5.2 Facteurs de confusion

18. Les facteurs de confusion doivent être pris en compte lors du calcul des BAC et des EAC. Plus précisément, les facteurs biologiques, physiques et environnementaux, tels que l'âge, la température de l'eau et le stade de reproduction, doivent être soigneusement pris en considération afin de distinguer la variabilité physiologique des effets des contaminants sur les biomarqueurs.

19. Certains de ces facteurs de confusion sont pris en compte dans les lignes directrices de l'IMAP relatives à l'échantillonnage et aux analyses. Plus précisément, en ce qui concerne *Mullus barbatus*, il est recommandé de prélever des rougets en dehors des périodes de reproduction (c'est-à-dire uniquement entre septembre et octobre, ou entre mars et avril) et dont la longueur est comprise entre 12 et 16 cm. Ces critères permettent de tenir compte des variations liées à la reproduction, à la maturité sexuelle et à l'âge. De même, le *Mytilus galloprovincialis* devrait être prélevé lorsque la taille standardisée de sa coquille est comprise entre 4 et 5 cm et avant ou après la période de reproduction (les deux périodes de prélèvement devraient avoir lieu approximativement entre avril et juin, et entre septembre et novembre). Ces critères, applicables aux deux espèces, constituent des lignes directrices plutôt que des exigences strictes et peuvent être adaptés lorsqu'une justification scientifique le permet.

20. De même, le groupe de travail WGBEC du CIEM a recommandé que l'analyse des critères d'évaluation (AC) pour *M. barbatus* soit réalisée à partir d'échantillons collectés à l'automne, en ciblant spécifiquement des poissons d'une longueur comprise entre 12 et 18 cm et présentant un indice gonadosomatique (GSI) inférieur à 1,3 %. Ces critères ont été jugés appropriés pour limiter la variabilité naturelle des réponses des biomarqueurs. Les lignes directrices de l'IMAP relatives à l'IC 18 ne précisent pas de valeur seuil pour l'indice gonadosomatique (GSI). Néanmoins, le GSI constitue un indicateur utile de l'état reproducteur des individus et devrait être pris en considération, car il influence les niveaux des biomarqueurs. Bien que le choix de périodes situées en dehors de la reproduction permette généralement de réduire la variabilité liée au GSI, les différences individuelles de GSI peuvent néanmoins introduire une variabilité supplémentaire dans les analyses.

21. La température constitue également un facteur de confusion particulièrement important, notamment pour les biomarqueurs enzymatiques tels que l'AChE et l'EROD, dont l'activité est connue pour être fortement dépendante de la température. Si la standardisation de la période d'échantillonnage permet de contrôler les effets des cycles reproducteurs, les différences de température entre les régions et les profondeurs demeurent une source importante d'incertitude. Des évaluations complémentaires sont nécessaires afin de déterminer s'il convient de limiter les valeurs des biomarqueurs aux données recueillies dans une plage de température spécifique.

1.6 Métadonnées requises issues de l'ensemble de données pour proposer des valeurs de critères d'évaluation

22. Pour mener à bien cette analyse, les données doivent comporter les informations suivantes :

- l'année, le mois (et le jour) de l'échantillonnage, afin de tenir compte des stades de reproduction ;
- le lieu d'échantillonnage (latitude/longitude), afin de déterminer la sous-région méditerranéenne concernée ;

- la longueur des spécimens (*M. barbatus*) ou la taille de la coquille (*M. galloprovincialis*), afin de tenir compte des différences d'âge ;
- le tissu analysé, afin de garantir la comparabilité des données ;
- la provenance des échantillons (*M. galloprovincialis*), en précisant s'ils proviennent d'individus sauvages ou de moules encagées.

23. Les données ne comportant pas ces informations ont été exclues de l'analyse, à l'exception de certains cas décrits à la section 5, « BAC et EAC pour les populations sauvages de *Mytilus galloprovincialis* », ainsi qu'à l'annexe III, « Approches fondées sur des données scientifiques – Élaboration des BAC et des EAC pour les populations sauvages de *Mytilus galloprovincialis* ». Les critères de sélection appliqués aux mois d'échantillonnage et à la taille des spécimens sont présentés en détail dans les sections 4 et 5, qui décrivent les calculs spécifiques à chaque espèce et à chaque biomarqueur. Les calculs propres à chaque biomarqueur sont également détaillés dans l'annexe II, « Approches fondées sur des données scientifiques – Élaboration des BAC et des EAC pour *Mullus barbatus* », et dans l'annexe III, « Approches fondées sur des données scientifiques – Élaboration des BAC et des EAC pour les populations sauvages de *Mytilus galloprovincialis* ».

24. L'année 2015 a été retenue comme seuil temporel, car les approches nationales de surveillance et les pratiques de laboratoire de plusieurs PC avaient fait l'objet d'une harmonisation avant cette date. Afin de limiter l'influence des incohérences méthodologiques historiques et de privilégier des données reflétant les conditions environnementales actuelles, l'année 2015 a été retenue comme année de référence pragmatique pour l'analyse finale des BAC et des EAC.

25. Seules les moules sauvages ont été prises en compte dans l'analyse. Bien que des données concernant des échantillons de *M. galloprovincialis* encagés soient disponibles, elles ont été exclues en raison de la forte hétérogénéité des conditions de déploiement entre les différents jeux de données. Dans de nombreux cas, la durée d'exposition n'était pas renseignée ou variait considérablement d'un programme national de surveillance à l'autre. Par conséquent, les moules encagées n'ont pas été incluses dans le calcul général des BAC, les métadonnées disponibles ne permettant pas de standardiser la durée d'exposition.

26. Afin de garantir la robustesse méthodologique et de préserver l'harmonisation avec les exigences de l'IMAP, seules les données issues de moules sauvages ont été utilisées pour l'établissement des BAC et des EAC. Une exception a été faite pour la sous-région de la Méditerranée orientale, où des données issues de moules encagées ont été utilisées pour calculer des BAC et des EAC préliminaires, ces données représentant les seules informations fiables disponibles pour cette sous-région, bien que les durées de déploiement aient varié entre 3 et 5 mois.

27. La température et l'indice GSI n'ont pas été utilisés comme filtres de facteurs de confusion dans les présents calculs de la BAC et de l'EAC, car l'ensemble de données disponible ne faisait apparaître aucune tendance cohérente ou biologiquement significative liée à ces paramètres. En outre, compte tenu de la taille limitée de l'échantillon et de l'absence de variabilité détectable liée à la température et au GSI, l'application de filtres supplémentaires aurait réduit la disponibilité des données sans améliorer la fiabilité des calculs. Par conséquent, bien que la température et l'indice GSI soient reconnus comme des facteurs de confusion potentiels (comme indiqué ci-dessus), ils n'ont pas été utilisés comme critères d'exclusion dans cette itération, en raison de l'absence de preuves d'une influence significative dans les jeux de données existants, ainsi que du manque d'informations spécifiques à ces deux facteurs de confusion dans de nombreux points de données.

2 Méthodologie

2.1 Approches des BAC

28. Comme indiqué ci-dessus, les BAC correspondent aux niveaux de référence des biomarqueurs attendus sur les sites de référence, qui sont largement exempts de pressions anthropiques. Afin de garantir une surveillance et une évaluation spécifiques à chaque écosystème, les BAC doivent être dérivés séparément pour l'ensemble de la région méditerranéenne, pour chaque sous-région méditerranéenne, ainsi que pour chaque espèce et chaque biomarqueur, tout en tenant compte de la variabilité spatiale et biologique.

29. Deux approches statistiques ont initialement été envisagées pour le calcul des BAC, toutes deux reposant uniquement sur l'utilisation des données issues des sites de référence. La première approche est celle de la moyenne géométrique avec intervalle de confiance (IC), où les BAC sont calculés à partir de la moyenne géométrique et de l'intervalle de confiance des données des sites de référence. Plus précisément, la borne supérieure ou inférieure de l'IC est retenue comme BAC en fonction du sens de réponse du biomarqueur. L'avantage de cette approche est qu'elle permet de prendre en compte la variabilité et fournit une estimation fondée sur un niveau de confiance. La seconde approche est l'approche par percentile, dans laquelle les AC sont calculés comme le 90e percentile (P90) pour les biomarqueurs dont les niveaux augmentent avec l'exposition aux contaminants, et comme le 10e percentile (P10) pour les biomarqueurs dont les niveaux diminuent. Cette approche est mieux adaptée aux données présentant une distribution asymétrique et permet de réduire l'influence des valeurs aberrantes.

30. La moyenne géométrique est idéale pour décrire une tendance « centrale » de base, tandis qu'un percentile est plus approprié pour définir des valeurs seuils. Pour ces raisons, et étant donné qu'elle a déjà été adoptée par le PNUE, l'OSPAR ainsi que par plusieurs programmes nationaux de surveillance, l'approche par percentile a été retenue pour le calcul des BAC dans le cadre des travaux actuels. Plus précisément, la fonction PERCENTILE.INC a été utilisée sur Microsoft Excel pour les données disponibles. Les critères de filtrage spécifiques aux espèces appliqués dans l'analyse sont présentés dans les sections 4 et 5, et les critères de filtrage propres aux biomarqueurs sont détaillés dans l'annexe II, Approches fondées sur des données scientifiques – Élaboration des BAC et des EAC pour *Mullus barbatus,* ainsi que dans l'appendice III, Approches fondées sur des données scientifiques – Élaboration des BAC et des EAC pour les populations sauvages de *Mytilus galloprovincialis.* Les détails généraux relatifs à l'analyse sont présentés ci-dessous :

- Le 90e percentile (P90) a été utilisé pour définir les BAC pour les niveaux de biomarqueurs qui augmentent avec l'exposition (MN, MT, EROD).
- Le 10e percentile (P10) a été utilisé pour définir les BAC pour les biomarqueurs dont les niveaux diminuent avec l'exposition (AChE, SoS).

31. Le LMS est un biomarqueur bien établi, pour lequel des seuils universels sont disponibles dans la littérature. Comme ces seuils catégoriels permettent déjà d'interpréter l'état de santé (par exemple : sain, stressé, fortement stressé), le LMS ne nécessite pas de nouveaux calculs de BAC (et d'EAC) et peut continuer à être évalué à l'aide des valeurs de référence existantes. Ce résultat concorde avec l'étude de Moore et al. (2006), selon laquelle les animaux doivent être considérés comme en bonne santé lorsque la stabilité lysosomale (LMS-HEXO) est ≥ 20 minutes (valeur BAC), et comme étant soumis à un stress important et présentant probablement des troubles pathologiques lorsque cette valeur est < 10 minutes (valeur EAC). Si le LMS est quantifié à l'aide de la méthode de rétention du rouge neutre (NRR), les animaux doivent être considérés comme en bonne santé si le temps de NRR est ≥ 120 minutes (valeur BAC) et comme gravement stressés et présentant probablement une pathologie s'il est < 50 minutes (valeur EAC).

32. Les moyennes géométriques et les intervalles de confiance correspondants à 95 % ont également été calculés pour chaque biomarqueur afin d'évaluer quantitativement les différences de niveaux de biomarqueurs entre les sites de référence et les zones sensibles. La comparaison des intervalles de confiance entre les différentes catégories de sites a permis d'évaluer si les différences observées étaient statistiquement significatives, tout en vérifiant que les zones sensibles présentent une réponse des biomarqueurs cohérente et mesurable, révélatrice d'une exposition à des pressions d'origine anthropique.

2.2 Approches des EAC

33. Les EAC définissent les seuils au-delà desquels des effets biologiques néfastes sont susceptibles de se produire. Dans le cadre de l'IMAP, les EAC sont établis pour chaque biomarqueur d'effet (AChE, LMS et SoS), pour chaque espèce, pour l'ensemble de la région méditerranéenne ainsi que pour chacune des sous-régions méditerranéennes. Une validation écologique est ensuite réalisée afin de vérifier que les sites dépassant les EAC correspondent à des zones reconnues comme étant

affectées par des pressions environnementales. Comme pour le calcul des BAC, plusieurs approches ont été envisagées :

- moyenne géométrique avec intervalle de confiance, à partir des données des zones sensibles ;
- approche par percentile, à partir des données des zones sensibles ;
- approche fondée sur des données biologiques et bibliographiques, consistant à affiner les EAC à partir de seuils toxicologiques scientifiquement robustes.

34. Parmi les trois approches envisagées, l'approche fondée sur des données biologiques et bibliographiques a été retenue, car il s'agit de la seule permettant d'obtenir des seuils écologiquement et biologiquement pertinents pour les biomarqueurs d'effet. Contrairement aux méthodes statistiques fondées sur les données des zones sensibles, qui reposent sur des données environnementales provenant de sites contaminés et reflètent donc les niveaux de contamination observés plutôt que les véritables seuils de réponse toxicologique, l'approche fondée sur des données biologiques et bibliographiques établit les EAC à partir de publications scientifiques évaluées par les pairs et de seuils toxicologiques reconnus.

35. Cette approche est applicable et a été utilisée dans le présent travail pour l'AChE et le LMS. En revanche, aucun seuil de toxicité déterminé expérimentalement n'étant disponible pour le SoS, un seuil arbitraire a été retenu. Les détails sont présentés ci-dessous.

- L'EAC pour l'AChE est fixé à une inhibition de 30 % (calculée comme correspondant à 70 % de la valeur BAC), sur la base de données toxicologiques indiquant qu'une réduction de l'activité de l'AChE comprise entre 20 % et 50 % est associée à des effets neurotoxiques sublétaux, mais biologiquement significatifs, chez les poissons et les invertébrés. Les premières études ont montré qu'une diminution de 20 % constitue déjà un indicateur d'exposition à des composés neurotoxiques, tandis que des réductions approchant 50 % peuvent altérer les fonctions physiologiques et comportementales (Zinkl et al., 1987 ; Busby et al., 1989). Le choix d'une inhibition de 30 % se situe au milieu de cette plage d'effets sublétaux et représente donc un seuil biologiquement justifié pour identifier les sites où une neurotoxicité est probable. Cette approche a également été adoptée par l'OSPAR.
- L'établissement des EAC (et des BAC) pour le LMS-HEXO et le LMS-NRRT a été présenté à la section 2.1 ci-dessus. L'EAC du LMS-HEXO a été fixé à 10 minutes, tandis que celui du LMS-NRRT a été fixé à 50 minutes.
- Pour le SoS, aucun seuil de toxicité défini expérimentalement n'a été rapporté dans la littérature. Par ailleurs, cet indicateur correspond déjà au temps létal auquel la moitié de la population meurt (LT50) En conséquence, l'EAC a été fixé de manière arbitraire à une réduction de 50 % du temps de survie observé sur les sites de référence (c'est-à-dire par rapport aux BAC), représentant ainsi un effet sublétal important.

3 BAC et EAC calculés

36. Les BAC et les EAC nouvellement calculés dans le cadre des présents travaux, pour chaque biomarqueur, chaque espèce, chaque sous-région méditerranéenne ainsi que pour l'ensemble de la région méditerranéenne, sont présentés dans le tableau 5. Les détails ainsi que la justification des critères de filtrage appliqués à chaque biomarqueur, à chaque espèce et à chaque sous-région méditerranéenne sont présentés dans les sous-sections correspondantes des sections 4 et 5.

Tableau 5. BAC et EAC établis dans le cadre des présents travaux pour Mullus barbatus et Mytilus galloprovincialis dans la région méditerranéenne et ses sous-régions.

Espèces	Biomarqueur/Bioessai	Tissu	Unité	Région et sous-région	BAC	EAC	Remarques
Mullus barbatus	**AChE**	Cerveau	nmol/min/mg protein	Occidentale	**95,79**	**67,06**	a, f
				Central	**56,18**	**39,33**	a, f

				Adriatique	**68,89**	**48,22**	a, f
				Orientale	-	-	j
				Méditerranée	**74,79**	**52,79**	a, f
	AChE	Muscle	nmol/mines/mg de protéin	Occidentale	**30,47**	**21,33**	a, f
				Central	**27,99**	**19,60**	a, f
				Adriatique	**29,51**	**20,66**	a, f
				Orientale	-	-	j
				Méditerranée	**29,13**	**20,39**	a, f
	MN	Érythrocytes	‰	Occidentale	**0,94**	NA	a
				Central	**0,80**	NA	a
				Adriatique	**1,08**	NA	a
				Orientale	-	NA	j
				Méditerranée	**1,00**	NA	a
	EROD	Foie	pmol/min/mg	Occidentale	**74,64**	NA	a
				Central	**67,93**	NA	a
				Adriatique	**61,76**	NA	a
				Orientale	-	NA	j
				Méditerranée	**76,65**	NA	a
	LMS-HEXO	Foie	minutes	Toutes les sous-régions	**20**	**10**	e
				Méditerranée	**20**	**10**	e
Mytilus galloprovincialis (sauvage)	**AChE**	Branchies	nmol/mines/mg de protéin	Occidentale	**12,88**	**9,01**	b, f
				Central	-	-	j
				Adriatique	**19,10**	**13,37**	c, f, i
				Orientale	-	-	j
				Méditerranée	**12,85**	**9,00**	c, f
	MN	Hémocytes	‰	Occidentale	**2,50**	NA	b

				Central	-	NA	j
				Adriatique	-	NA	j
				Orientale	-	NA	j
				Méditerranée	**2,80**	NA	d
	MT	Glande digestive	µg/g	Occidentale	**262,54**	NA	b
				Central	-	NA	j
				Adriatique	**249,90**	NA	c, i
				Orientale	-	NA	i
				Méditerranée	**253,75**	NA	c, i
	SoS	Organisme entier	jours	Occidentale	**4**	**2**	b, g, i
				Central	-	-	j
				Adriatique	**6,4**	**3,2**	c, g, i
				Orientale	-	-	j
				Méditerranée	**5,2**	**2,6**	c, g, i
	LMS-HEXO	Glande digestive	minutes	Toutes les sous-régions	**20**	**10**	e
				Méditerranée	**20**	**10**	e
	LMS-NRRT	Hémocytes	minutes	Toutes les sous-régions	**120**	**50**	e
				Méditerranée	**120**	**50**	e
Mytilus galloprovincialis (en cage)	**AChE**	Branchies	nmol/mines/mg de protéin	Orientale	**11,65**	**8,15**	h, f
	SoS	Organisme entier	jours	Orientale	**6,3**	**3,15**	h, g, i

(a). Échantillon de *M. barbatus* : d'une longueur de 12 à 18 cm, prélevés de septembre à novembre, à partir de 2015.
(b). Échantillon de *M. galloprovincialis* (sauvage) : d'une longueur de coquille de 4 à 5 cm, prélevés d'avril à juin, à partir de 2015.
(c). Échantillons de *M. galloprovincialis* (sauvage) : prélevés d'avril à juin, à partir de 2015.
(d). Échantillons de *M. galloprovincialis* (sauvage) : prélevés d'avril à juin, à partir de 2011.
(e). Unviersal categorical thresholds - Moore, M. N., Allen, J. I., & McVeigh, A. (2006). Environmental prognostics: an integrated model supporting lysosomal stress responses as predictive biomarkers of animal health status. [Prévision environnementale : un modèle intégré mettant en avant les réponses au stress lysosomal comme biomarqueurs prédictifs de l'état de santé des animaux.] Marine Environmental Research, 61(3), 278-304.
(f). Les EAC ont été calculés en appliquant une réduction de 30 % aux valeurs des BAC – Commission OSPAR. 2013. Background document and technical annexes for biological effects monitoring (Publication n° 589). Commission OSPAR. ISBN 978-1-909159-22-8.
(g). Les EAC ont été établis en appliquant un facteur de précaution, selon lequel ils ont été fixés à 50 % des BAC établis.
(h). Échantillons de *M. galloprovincialis* (en cage) : données issues des campagnes de 2022 et 2023, avec une durée de déploiement comprise entre 3 et 5 mois.
(i). Faible nombre d'échantillons et de sites.

(j). Les données n'étaient pas disponibles ou étaient insuffisantes pour permettre un calcul fiable des valeurs de BAC et d'EAC.

4 BAC et EAC pour la *Mullus barbatus*

37. Plusieurs critères relatifs aux facteurs de confusion ont été appliqués à l'analyse des biomarqueurs chez la *M. barbatus*. Plus précisément, seuls les échantillons provenant d'individus dont la longueur mesurée était comprise entre 12 et 18 cm ont été retenus, afin de tenir compte de la variabilité potentielle liée à l'âge et à la maturité sexuelle. Cette plage de tailles est conforme aux recommandations du groupe de travail WGBEC du CIEM et ne diffère que légèrement des lignes directrices d'échantillonnage de l'IMAP (12 à 16 cm). En outre, seuls les échantillons prélevés pendant la période automnale (mars–avril ou septembre–novembre) ont été utilisés afin de limiter la variabilité liée aux stades de reproduction. Cette approche est également conforme aux recommandations du WGBEC du CIEM, tout en différant légèrement des lignes directrices de l'IMAP, qui préconisent un échantillonnage entre septembre et octobre. Par ailleurs, seules les données recueillies et analysées à partir de 2015 ont été prises en compte afin de garantir la cohérence des méthodes de laboratoire et des approches de surveillance. Étant donné que ces données étaient exclusivement destinées au calcul des BAC, seules les données provenant des sites de référence ont été utilisées. Les EAC ont été calculés selon l'approche fondée sur la littérature scientifique, telle que décrite à la section 2 ci-dessus.

38. Toutes les données ne satisfaisant pas à ces critères, ou pour lesquelles des informations essentielles étaient manquantes, ont été exclues du calcul des BAC ainsi que du processus de vérification des BAC et des EAC, afin d'éviter l'introduction d'une variabilité indésirable dans les analyses. Par conséquent, ce processus de filtrage a conduit à l'exclusion d'un nombre important de points de données de l'analyse en raison de leur fiabilité potentiellement insuffisante. Cette démarche a été appliquée à l'ensemble des biomarqueurs, ainsi qu'à chacune des sous-régions méditerranéennes et à l'ensemble de la région méditerranéenne.

39. Enfin, les BAC et les EAC calculés ont été comparés aux niveaux de biomarqueurs mesurés dans les zones sensibles correspondantes (lorsque des données étaient disponibles, principalement pour la sous-région de la Méditerranée occidentale), en appliquant les mêmes critères de filtrage. Cette comparaison visait à évaluer la capacité des seuils d'évaluation proposés à distinguer les conditions de référence des zones soumises à des pressions anthropiques connues, afin de vérifier la pertinence écologique et l'applicabilité pratique des BAC et des EAC établis dans des scénarios d'exposition propres à la Méditerranée.

40. Des données provenant de l'Italie et de l'Espagne étaient disponibles pour la sous-région de la Méditerranée occidentale, tandis que seules des données italiennes étaient disponibles pour les sous-régions de la Méditerranée centrale et de la mer Adriatique. Aucune donnée n'était disponible pour la sous-région de la Méditerranée orientale au moment du calcul des présents critères d'évaluation. Les détails propres à chaque biomarqueur sont présentés dans l'annexe II, « Approches fondées sur des données scientifiques – Élaboration des BAC et des EAC pour *Mullus barbatus ».*

41. Les principales conclusions relatives aux BAC et aux EAC pour *M. barbatus* sont les suivantes :

- Il s'agit des premiers critères d'évaluation (AC) établis à partir de données spécifiques à la Méditerranée.
- L'évaluation des données issues des zones sensibles a confirmé la fiabilité et l'applicabilité des AC révisés.
- La disponibilité des données demeure une limitation majeure, la plupart des données provenant de la sous-région de la Méditerranée occidentale, tandis qu'aucune donnée n'était disponible pour la sous-région de la Méditerranée orientale.
- Des incohérences ont été relevées dans la collecte et la documentation des métadonnées. Par exemple, l'intégration des données relatives au GSI aurait permis de mieux réduire la variabilité potentielle du jeu de données. Bien que cet aspect ait été partiellement pris en compte grâce au filtrage saisonnier, la disponibilité de ces données aurait renforcé la robustesse de l'analyse.

- Ces AC doivent être considérés comme préliminaires et devront être affinés à mesure que des données supplémentaires seront fournies par les PC

5 BAC et EAC pour les populations sauvages de *Mytilus galloprovincialis*

42. Plusieurs critères ont été appliqués afin de maîtriser les facteurs de confusion dans l'analyse des biomarqueurs chez la *M. galloprovincialis*. Afin de réduire la variabilité biologique liée à l'âge et à l'état reproducteur, seules les moules présentant une taille de coquille standardisée comprise entre 4 et 5 cm ont été retenues, conformément aux lignes directrices d'échantillonnage de l'IMAP. De même, seuls les échantillons prélevés entre avril et juin ont été utilisés afin de limiter la variabilité liée aux stades de reproduction. Cette sélection saisonnière est également conforme aux lignes directrices d'échantillonnage de l'IMAP. Ces critères relatifs à la taille des spécimens et à la période d'échantillonnage constituent des valeurs indicatives, retenues afin de fournir une base scientifiquement solide pour l'harmonisation des jeux de données issus de différents programmes de surveillance. Comme pour *M. barbatus*, seules les données recueillies et analysées à partir de 2015 ont été retenues, afin de garantir la cohérence des méthodes de laboratoire et des approches de surveillance. En outre, seules les données provenant des sites de référence ont été utilisées pour le calcul des BAC. Les EAC ont été établis selon l'approche fondée sur des données biologiques et bibliographiques décrite à la section 2.

43. Seules les moules sauvages ont été prises en compte dans l'analyse. Bien que des jeux de données concernant la *M. galloprovincialis* en cage soient disponibles, ils ont été exclus en raison d'importantes disparités dans les conditions de déploiement entre les différents programmes de surveillance. Dans de nombreux cas, la durée d'exposition n'était pas renseignée ou variait considérablement, ce qui empêchait toute harmonisation des temps d'exposition entre les jeux de données. Pour cette raison, les moules en cage n'ont pas été incluses dans le calcul général des BAC, les métadonnées disponibles ne permettant pas une standardisation satisfaisante. Cette approche garantit la robustesse méthodologique et assure la cohérence avec les exigences de l'IMAP.

44. Comme indiqué à la section 1.6, une exception a été faite pour la sous-région de la Méditerranée orientale, où des données issues de moules en cage ont été utilisées pour établir des BAC et des EAC préliminaires pour l'AChE et le SoS. Ce jeu de données représentait la seule source de données fiable disponible pour cette sous-région, bien que les durées de déploiement varient entre 3 et 5 mois.

45. Après l'établissement des BAC et des EAC, ces seuils ont été comparés aux niveaux de biomarqueurs mesurés dans les zones sensibles correspondantes, lorsque de telles données étaient disponibles, en appliquant les mêmes critères de filtrage. Cette comparaison visait à déterminer si les seuils d'évaluation établis permettaient de distinguer efficacement les conditions de référence des sites soumis à des pressions anthropiques connues, et à évaluer leur robustesse lorsqu'ils étaient appliqués au-delà des seules conditions de référence.

46. Tout jeu de données ne comportant pas les métadonnées requises, ou ne satisfaisant pas aux critères de filtrage, a été exclu de l'analyse afin d'éviter l'introduction de variabilité ou de biais. En conséquence, un nombre important de points de données a été écarté en raison d'informations d'accompagnement insuffisantes ou peu fiables.

47. En raison de ces exigences strictes en matière de qualité des données, il n'a pas été possible d'établir des BAC et des EAC pour l'ensemble des sous-régions méditerranéennes. Seule la sous-région de la Méditerranée occidentale disposait de données suffisamment complètes et fiables pour permettre l'établissement complet des valeurs de BAC et d'EAC. Pour les sous-régions de la mer Adriatique et de la Méditerranée centrale, les données disponibles étaient moins nombreuses et les métadonnées moins complètes. Des critères de filtrage moins stricts ont donc été appliqués afin de permettre le calcul de valeurs préliminaires de BAC et d'EAC pour ces zones.

48. Les détails des dérogations aux critères standard, ainsi que leur justification, sont présentés dans l'annexe III, « Approches fondées sur des données scientifiques – Élaboration des BAC et des EAC pour les populations sauvages de *Mytilus galloprovincialis* ». En outre, les jeux de données exclus de l'analyse sont présentés dans les sections correspondantes de l'annexe III afin de garantir une transparence totale.

49. Les principales conclusions relatives aux BAC et aux EAC pour la *M. galloprovincialis* sont les suivantes :

- Il s'agit des premiers critères d'évaluation (AC) établis à partir de données spécifiques à la Méditerranée.
- L'évaluation des données issues des zones sensibles a confirmé la fiabilité et l'applicabilité des AC révisés, à l'exception des AC dérivés de la MT.
- La MT n'est pas considérée comme un indicateur fiable de l'exposition aux contaminants chez les poissons et pourrait également présenter une fiabilité limitée en tant que biomarqueur chez les moules. Des recherches complémentaires sont donc nécessaires.
- La disponibilité des données demeure une limitation majeure, la plupart des données provenant de la sous-région de la Méditerranée occidentale, tandis qu'aucune donnée n'était disponible pour la sous-région de la Méditerranée orientale.
- Des incohérences ont été relevées dans la collecte et la documentation des métadonnées. Par exemple, les informations relatives à la taille des moules, qui constituent un facteur de confusion important pris en compte dans cette analyse, étaient souvent absentes, ce qui a limité l'exploitabilité de certains jeux de données.
- Les BAC et les EAC établis pour le SoS apparaissent relativement faibles, ce qui soulève des interrogations quant à leur représentativité et à leur robustesse pour une application en Méditerranée. Une analyse plus détaillée des travaux futurs est présentée à la section 5.1 ci-dessous.
- Ces AC doivent être considérés comme préliminaires et devront être affinés à mesure que des données supplémentaires seront fournies par les PC

5.1 Considérations relatives au SoS et pistes de travail pour l'avenir

50. Comme indiqué précédemment, les BAC et les EAC calculés pour le SoS semblent relativement faibles, ce qui soulève des interrogations quant à leur représentativité et à leur robustesse pour une application en mer Méditerranée. Cette observation ne doit pas être interprétée comme une remise en cause de la fiabilité du SoS en tant que biomarqueur ; elle est plus vraisemblablement liée à la méthodologie actuellement utilisée pour établir ces BAC et ces EAC.

51. Le SoS est un biomarqueur physiologique qui intègre les effets combinés de multiples facteurs de stress environnementaux et est étroitement lié à l'indice de condition des moules (OSPAR, 2013). À ce titre, il reflète l'état physiologique global de l'organisme plutôt que des effets spécifiquement imputables à l'exposition aux contaminants. Ce caractère intégrateur et non spécifique distingue le SoS des autres biomarqueurs couramment utilisés dans les programmes de surveillance, qui sont plus directement associés à l'exposition aux contaminants ou à leurs voies d'action.

52. Compte tenu de ces caractéristiques, les membres de l'OWG ont exprimé des réserves quant à la possibilité d'appliquer au SoS les approches conventionnelles d'établissement des BAC. En particulier, la méthodologie actuelle, fondée exclusivement sur les données provenant des sites de référence, pourrait ne pas être pleinement adaptée à un biomarqueur qui reflète intrinsèquement à la fois la variabilité naturelle et les réponses à un large éventail de conditions environnementales. À l'issue de discussions bilatérales avec les pays participants, il a été convenu que les valeurs BAC pour le SoS devaient être calculées à partir des données de toutes les stations de surveillance, et non exclusivement à partir des sites de référence, puis comparées aux valeurs calculées à partir des sites de référence.

53. Les sites de référence sont sélectionnés de manière à représenter des zones soumises à une faible pression anthropique, ce qui permet de limiter l'influence artificielle du stress induit par les contaminants sur les réponses du SoS. Bien qu'une certaine variabilité du SoS puisse encore être observée sur les sites de référence en raison de différences liées à l'état physiologique des organismes, le fait de limiter le jeu de données à ces sites garantit que cette variabilité reflète des différences biologiques naturelles plutôt que des réponses induites par des facteurs de stress d'origine anthropique. Pour cette raison, il est jugé important de maintenir une comparaison entre les différentes approches.

54. En outre, l'interprétation des réponses du SoS dans les zones sensibles peut être influencée par des processus de sélection à l'échelle des populations (Ribeiro et Lopes, 2013). Dans des conditions de

stress intense et prolongé, les individus les plus sensibles risquent de ne pas survivre, ce qui conduit à une population échantillonnée dominée par des organismes plus résistants. Ce biais de survie peut conduire à une sous-estimation du stress physiologique, les individus survivants pouvant présenter des réponses du SoS relativement meilleures malgré une forte pression environnementale. Par conséquent, les valeurs du SoS obtenues dans ces zones doivent être interprétées avec prudence, car elles peuvent ne pas refléter l'ampleur réelle du stress subi par la population d'origine.

55. Par ailleurs, une autre approche a été proposée, selon laquelle les méthodes basées sur les percentiles (par exemple, le P10 utilisé pour le SoS) pourraient ne pas convenir au SoS, car celui-ci est exprimé sous la forme d'un critère d'évaluation lié au délai d'apparition de l'effet (tel que le LT_{50}). Les membres de l'OWG ont plutôt suggéré de définir le BAC comme la médiane globale du LT_{50}, calculée à partir des données provenant soit de l'ensemble des stations, soit uniquement des sites de référence, cette mesure étant susceptible de fournir une estimation plus représentative de la performance physiologique de référence.

56. En conséquence, les BAC et les EAC actuellement calculés pour le SoS sont présentés dans le présent document comme des valeurs provisoires. Les données provenant de la Méditerranée occidentale ont été utilisées pour évaluer les points de discussion exposés ci-dessus, notamment l'utilisation des données de l'ensemble des sites ainsi que l'approche fondée sur la médiane. Les résultats sont présentés dans le tableau 6 ci-dessous. De nouveaux calculs, intégrant à la fois les approches alternatives examinées par l'OWG ainsi que les données supplémentaires nouvellement disponibles, sont prévus à la suite de la réunion CorMon de 2026.

Tableau 6. M. galloprovincialis (sauvage) : calcul des BAC et des EAC en Méditerranée occidentale à l'aide de différentes approches

Approches	Sites de référence ou tous les sites	BAC	EAC
Percentile	Sites de référence uniquement	**4,00**	**2,00**
Percentile	Tous les sites	**4,30**	**2,15**
Médiane	Sites de référence uniquement	**6,00**	**3,00**
Médiane	Tous les sites	**7,50**	**3,75**

6 BAC et EAC pour les *Mytilus galloprovincialis* en cage

57. Pour la sous-région de la Méditerranée orientale, il n'a pas été possible d'établir des BAC et des EAC à partir de données concernant à la fois les populations sauvages de *M. galloprovincialis* et *M. barbatus*. Afin d'obtenir une première caractérisation des conditions de référence dans cette sous-région, des BAC et des EAC préliminaires ont été calculés pour les biomarqueurs pour lesquels des données issues de moules en cage étaient disponibles. Bien que préliminaires, ces estimations fournissent de premières informations précieuses sur les niveaux des biomarqueurs en Méditerranée orientale.

58. Le jeu de données disponible comprenait des échantillons prélevés entre septembre et décembre en 2022 et 2023, avec des durées de déploiement comprises entre 3 et 5 mois. Les échantillons provenaient de 16 stations d'échantillonnage distinctes, dont 4 étaient des sites de référence. Des données étaient disponibles pour l'AChE, le SoS, la MT, ainsi que pour plusieurs autres biomarqueurs non pris en compte dans le cadre de l'IMAP. La longueur des coquilles variait de 4,28 à 7,52 cm. À l'exception des années d'échantillonnage, ces conditions ne satisfont pas aux critères normalement appliqués pour le calcul des BAC et des EAC chez les moules sauvages.

59. À partir de ce jeu de données, il a uniquement été possible de calculer des BAC et des EAC pour l'AChE et le SoS, en raison des incertitudes entourant l'analyse de la MT. Les détails propres à

chaque biomarqueur sont présentés dans l'appendice IV, « Approches fondées sur des données scientifiques – Élaboration des BAC et des EAC pour les *Mytilus galloprovincialis* en cage ».

60. Les principales conclusions relatives aux BAC et aux EAC pour les *M. galloprovincialis* en cage sont les suivantes :

- Il s'agit des premiers critères d'évaluation (AC) établis à partir de données spécifiques à la Méditerranée.
- Les AC préliminaires établis pour l'AChE et le SoS chez les moules en cage sont comparables à ceux obtenus pour les moules sauvages en mer Méditerranée, ce qui confirme la fiabilité et l'applicabilité de ces critères d'évaluation révisés.
- En revanche, le BAC préliminaire établi pour la MT chez les moules cage apparaît excessivement élevé et ne doit pas être considéré comme fiable ; des recherches complémentaires sont nécessaires.
- La disponibilité des données demeure une limitation majeure et ces valeurs n'ont pu être établies que pour la sous-région de la Méditerranée orientale.
- Ces AC doivent être considérés comme préliminaires et devront être affinés à mesure que des données supplémentaires seront mises à disposition.

7 Autres éléments à prendre en compte concernant les critères d'évaluation

61. L'utilisation de critères d'évaluation supplémentaires a été examinée comme approche complémentaire pour les biomarqueurs d'exposition, tels que l'EROD, le MN et la MT, pour lesquels l'établissement d'EAC n'a pas été jugé nécessaire. L'établissement d'EAC pour ces biomarqueurs est limité par l'absence d'une relation cohérente et quantifiable entre la réponse du biomarqueur et l'apparition d'effets biologiques néfastes. En conséquence, deux critères d'évaluation supplémentaires ont été proposés comme solutions pragmatiques, destinées à servir de seuils d'alerte pour la détection précoce des réponses biologiques, sans pour autant impliquer directement l'existence d'un dommage écologique. Il s'agit des critères d'évaluation d'alerte (WAC) et du seuil de pertinence biologique (TBR). Bien que ces deux critères poursuivent globalement le même objectif, ils reposent sur des fondements conceptuels différents.

62. Les WAC (CIEM, 2024) sont conçus pour servir d'indicateurs d'alerte précoce en détectant les écarts par rapport aux conditions de référence qui pourraient justifier une enquête plus approfondie. Leur calcul repose sur une combinaison de la valeur maximale observée du biomarqueur, de la BAC spécifique au biomarqueur et d'un facteur d'ajustement. Cette approche permet de détecter des réponses biologiques élevées tout en conservant un lien avec la variabilité de référence, favorisant ainsi une interprétation prudente des données issues des biomarqueurs dans le cadre de la surveillance environnementale.

63. Le TBR (Moltedo et al., 2025) représente le niveau de réponse du biomarqueur au-delà duquel (ou en deçà, dans le cas des biomarqueurs dont la réponse diminue) un effet biologiquement pertinent est susceptible de se produire. Il constitue ainsi un lien entre les signaux d'alerte précoce et leur éventuelle signification écologique. Le TBR est dérivé du BAC spécifique au biomarqueur par l'application d'un pourcentage prédéfini d'écart considéré comme biologiquement significatif au regard de la littérature scientifique pertinente. Cette approche permet d'ancrer le seuil dans les conditions de référence tout en intégrant une marge de pertinence biologique fondée sur des données scientifiques, favorisant ainsi une interprétation plus nuancée des réponses des biomarqueurs.

64. La reconnaissance des WAC et des TBR pour les biomarqueurs d'exposition constitue une évolution potentielle du cadre d'évaluation. Toutefois, ces concepts en sont encore à un stade précoce de développement et font actuellement l'objet d'une évaluation au niveau national. Des essais et des validations supplémentaires au sein des PC sont nécessaires afin d'évaluer leur robustesse, leur cohérence et leur applicabilité dans différentes conditions environnementales. À mesure que l'expérience acquise sur leur performance s'accroîtra, ces critères d'évaluation pourront être progressivement affinés et envisagés en vue de leur mise en œuvre officielle dans les futurs cycles de surveillance et d'évaluation.

8 Conclusions et prochaines étapes

65. Le présent document fournit~~présente~~ la première dérivation, spécifique à la Méditerranée, des BAC et des EAC pour les principaux biomarqueurs chez les *Mullus barbatus* et les *Mytilus galloprovincialis*, conformément aux exigences de l'IMAP relatives à l'IC-18. Ce travail s'appuie sur l'évaluation préliminaire correspondante concernant *Mytilus galloprovincialis*, précédemment examinée par le Groupe d'experts informel en ligne du PNUE/PAM sur les contaminants (PNUE/MED WG.427/Inf.3, 2016). En appliquant en des critères de filtrage normalisés et en exploitant les jeux de données disponibles provenant des sites de référence, des BAC et des EAC préliminaires ont été établis de manière à refléter la variabilité régionale et sous-régionale, tout en tenant compte des principaux facteurs de confusion, tels que l'âge, le stade de reproduction et la taille des spécimens. La comparaison avec les données provenant des zones sensibles a confirmé que les seuils calculés sont cohérents avec les réponses des biomarqueurs observées dans les zones soumises à des pressions environnementales, ce qui étaye leur fiabilité et leur applicabilité initiales.

66. Toutefois, la disponibilité et l'exhaustivité des données demeurent des facteurs limitants, en particulier pour les sous-régions de la Méditerranée centrale, de la mer Adriatique et de la Méditerranée orientale, où les valeurs seuils préliminaires ont été établies à partir de jeux de données moins complets, comprenant notamment des données issues de moules en cage pour la sous-région de la Méditerranée orientale. Par conséquent, le niveau de confiance associé à certaines valeurs sous-régionales est plus faible, ce qui souligne la nécessité de disposer de données supplémentaires et de renforcer les efforts de surveillance harmonisée afin d'améliorer et de valider ces seuils.

67. Dans l'ensemble, les BAC et les EAC calculés dans le cadre des présents travaux doivent être considérés comme préliminaires et susceptibles d'être améliorés à mesure que des jeux de données méditerranéens plus complets et plus représentatifs deviendront disponibles. Tels qu'ils ont été établis dans le présent travail, ils constituent une base essentielle pour une surveillance et une évaluation harmonisées fondées sur les biomarqueurs dans le cadre de l'IC-18. Ils permettent d'identifier les écarts par rapport aux conditions de référence et contribuent à l'évaluation des effets biologiques potentiellement néfastes à l'échelle de l'ensemble de la région méditerranéenne. Néanmoins, ces seuils doivent être considérés comme provisoires.

68. En conséquence, la présente proposition pourrait être soumise de nouveau au OWG sur les contaminants, si la présente réunion en formule la recommandation, afin de poursuivre l'amélioration et la finalisation des valeurs proposées pour les BAC et les EAC, sous réserve d'une amélioration de la transmission des données par les PC. Cette proposition plus détaillée pourrait ensuite être soumise pour examen final lors de la réunion CorMon sur la pollution de 2027, dans le but de tester les BAC et les EAC pour le CI-18 et d'évaluer leur application dans le cadre de la préparation du rapport sur l'état de la qualité de la Méditerranée (MED QSR) de 2031.

Annexe I :
Approches fondées sur des données scientifiques - ***Élaboration des BAC et des EAC pour les Mullus barbatus***

1 Activité enzymatique de l'acétylcholinestérase (AChE)

1. Des données étaient disponibles pour l'activité enzymatique de l'acétylcholinestérase (AChE) dans le cerveau et dans le tissu musculaire des *M. barbatus*. Des BAC et des EAC ont été définis pour l'AChE mesurée séparément dans les deux tissus.

1.1 AChE – Cerveau

2. Les BAC de l'ensemble de la région méditerranéenne et de chaque sous-région méditerranéenne ont été établies selon l'approche par percentiles (P10). Cette opération a été possible grâce aux données des sites de référence et en appliquant les critères de filtrage décrits ci-dessus. L'AChE étant un biomarqueur d'effet, des EAC ont également été établis. Les EAC ont été définis comme correspondant à 70 % des valeurs de BAC associées, ce qui traduit une inhibition de 30 % de l'activité de l'AChE. Le tableau A.1 présente les détails des BAC et EAC calculés.

Tableau A.1. Les BAC et EAC de l'AChE (cerveau) chez les M. barbatus

Tissu	**Unité**	**Méd. Ou sous-région**	**BAC**	**EAC**	**Échantillons (n)**	**Stations (n)**	**Années**	**Plage du biomarqueur (RS)**	**PC**
Cerveau	nmol/min/mg protein	Occidentale	**95,79**	**67,06**	178	14	2015, 2016, 2021, 2023	53,63 - 618,66	Italie, Espagne
Cerveau	nmol/mines/mg de protéin	Central	**56,18**	**39,33**	32	6	2020, 2023	46,73 - 188,37	Italie
Cerveau	nmol/mines/mg de protéin	Adriatique	**68,89**	**48,22**	33	5	2020, 2022	56,38 - 197,63	Italie
Cerveau	nmol/mines/mg de protéin	Orientale	*Aucune donnée*	*Aucune donnée*	-	-	-	-	-
Cerveau	nmol/mines/mg de protéin	Méditerranée	**74,79**	**52,35**	243	23	2015, 2016, 2020, 2022, 2023	46,73 – 618,66	Italie, Espagne

3. Dans le cadre du PNUE, aucune valeur de BAC ou d'EAC n'avait été établie auparavant pour les *M. barbatus*, pour quelque biomarqueur que ce soit. ~~L'OSPAR (2013) avait fixé un~~ Vethaak et al. (2017) ont établi une valeur BAC de 118 nmol/min/mg de protéine et une valeur EAC de 83 nmol/min/mg de protéines dans le cerveau pour le rouget de vase, tandis que le dernier rapport du CIEM (2024) a établi un BAC de 112 nmol/min/mg de protéine et un EAC de 78 nmol/min/mg de protéine pour des rougets de vase prélevés dans les eaux méditerranéennes espagnoles. Ces valeurs précédemment publiées sont supérieures aux valeurs calculées actuellement pour la Méditerranée occidentale et les autres sous-régions. Cette différence s'explique probablement par des variations méthodologiques. Plus précisément, le CIEM s'est appuyé uniquement sur des données provenant des eaux méditerranéennes espagnoles et a appliqué des critères de filtrage différents. En revanche, l'analyse actuelle de la sous-région de la Méditerranée occidentale a également pris en compte les données provenant des eaux italiennes. En outre, les critères d'évaluation ont aussi été analysés à l'échelle de plusieurs sous-régions méditerranéennes.

4. Les valeurs de BAC et d'EAC calculées pour la sous-région de la Méditerranée occidentale ont également été testées au regard des données recueillies dans les zones sensibles correspondantes (Fig. 1). Cette opération a été possible uniquement pour la sous-région occidentale. Aucune zone

sensible n'a été identifiée pour les sous-régions de la Méditerranée centrale et de l'Adriatique. Tandis qu'aucune donnée n'était disponible pour la sous-région orientale.

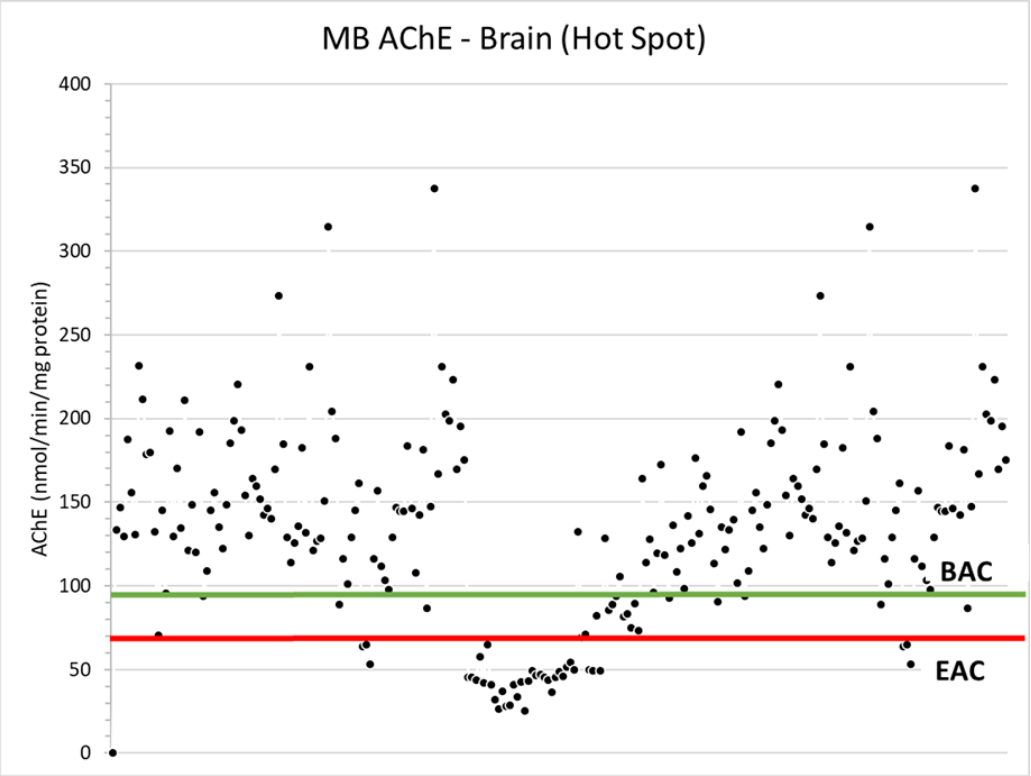


Figure A.1. Les BAC et EAC de l'AChE (cerveau) chez les M. barbatus comparés aux données des zones sensibles

5. Étant donné que l'activité de l'AChE diminue avec l'exposition aux contaminants, toute valeur d'AChE mesurée entre les valeurs de BAC et d'EAC (respectivement les lignes verte et rouge) indique une réponse de stress potentielle.

~~5.~~6. Tandis que toute valeur d'AChE inférieure à la valeur d'EAC (ligne rouge) donne à penser que des effets biologiques néfastes sont susceptibles de se produire. La figure ci-dessus montre que plusieurs échantillons prélevés dans les zones sensibles se situent en dessous des valeurs de BAC et d'EAC nouvellement établies, ce qui constitue une preuve de la fonctionnalité et de la fiabilité de ces critères d'évaluation.

~~6.~~7. Le tableau A.2 met également en évidence la tendance centrale, exprimée sous forme de moyenne géométrique, de l'activité de l'AChE dans les sites de référence de la Méditerranée occidentale, en comparaison avec les zones sensibles correspondantes.

Tableau A.2. Activité de l'AChE (cerveau) chez les M. barbatus - Moyenne géométrique

Méd. Sous-région	Typologie de zone	Moy. Géom. (Ci)
Occidentale	Référence	**165,88** (155,80 - 176,61)
Occidentale	Zone sensible	**118,41** (110,84 – 126,50)

~~7.~~8. Les sites de référence présentent une activité moyenne de l'AChE plus élevée que les zones sensibles, ce qui indique un plus grand degré d'inhibition de l'AChE chez le rouget de vase dans les zones sensibles. À mesure que l'activité de l'AChE diminue suite à l'augmentation de l'exposition aux contaminants, ces écarts donnent fortement à penser que les organismes des zones sensibles sont

susceptibles d'être affectés par les contaminants. De plus, le fait que des échantillons des zones sensibles se situent en dessous des seuils du BAC et de l'EAC confirme davantage que les critères nouvellement établis permettent de distinguer efficacement les sites relativement propres des sites affectés. De manière générale, ces résultats confortent la fonctionnalité et la fiabilité des critères d'évaluation BAC et EAC pour l'évaluation des réponses de l'AChE dans la région méditerranéenne.

1.2 AChE – Muscle

8.9. Les BAC de l'ensemble de la région méditerranéenne et de chaque sous-région méditerranéenne ont été établies selon l'approche par percentiles (P10), à partir des données des sites de référence et en appliquant les critères de filtrage décrits ci-dessus. L'AChE étant un biomarqueur d'effet, des EAC ont également été établis. Les EAC ont été définis comme correspondant à 70 % des valeurs de BAC associées, ce qui traduit une inhibition de 30 % de l'activité de l'AChE. Le tableau A.3 présente les informations relatifs aux BAC et EAC calculés.

Tableau A.3 Les BAC et EAC de l'AChE (muscle) chez les *M. barbatus*

Tissu	**Unité**	**Méd. Ou sous-région**	**BAC**	**EAC**	**Échantillons (n)**	**Stations (n)**	**Années**	**Plage du biomarqueur (RS)**	**PC**
Muscle	nmol/mines/mg de protéin	Occidentale	**30,47**	**21,33**	41	3	2021, 2023	24,45 - 105,38	Italie, Espagne
Muscle	nmol/mines/mg de protéin	Central	**27,99**	**19,60**	30	3	2023	18,27 - 83,66	Italie
Muscle	nmol/mines/mg de protéin	Adriatique	**29,51**	**20,66**	28	4.	2022	19,81 - 76,87	Italie
Muscle	nmol/mines/mg de protéin	Orientale	*Aucune donnée*	*Aucune donnée*	-	-	-	-	-
Muscle	nmol/mines/mg de protéin	Méditerranée	**29,13**	**20,39**	99	10	2021-2023	18,27 - 105,38	Italie, Espagne

9.10. Dans le cadre du PNUE, aucune valeur de BAC ou d'EAC n'avait été établie auparavant pour les *M. barbatus*, pour quelque biomarqueur que ce soit. L'OSPAR (2013) avait fixé un BAC de 155 nmol/min/mg de protéine et un EAC de 109 nmol/min/mg de protéine pour des rougets de vase prélevés dans les eaux méditerranéennes françaises, espagnoles et italiennes. Ces valeurs sont plus anciennes et nettement supérieures aux valeurs calculées actuellement pour la Méditerranée occidentale et les autres sous-régions. Les raisons d'un tel écart ne sont pas claires ; cependant, cela pourrait probablement tenir au fait que l'OSPAR s'est appuyé sur des données produites avant 2004, alors que l'analyse actuelle intègre des données plus récentes (à partir de 2015) provenant des eaux méditerranéennes italiennes et espagnoles, et couvre plusieurs sous-régions méditerranéennes, dont la Méditerranée centrale et l'Adriatique.

10.11. Les valeurs des BAC et des EAC calculées pour la sous-région de la Méditerranée occidentale ont également été testées au regard des données recueillies dans les zones sensibles correspondantes (Fig. 2). Cette comparaison a été réalisable uniquement pour la sous-région de la Méditerranée occidentale, car aucune zone sensible n'a été identifiée pour les sous-régions de la Méditerranée centrale et de l'Adriatique, et aucune donnée n'a été disponible pour la sous-région de la Méditerranée orientale.

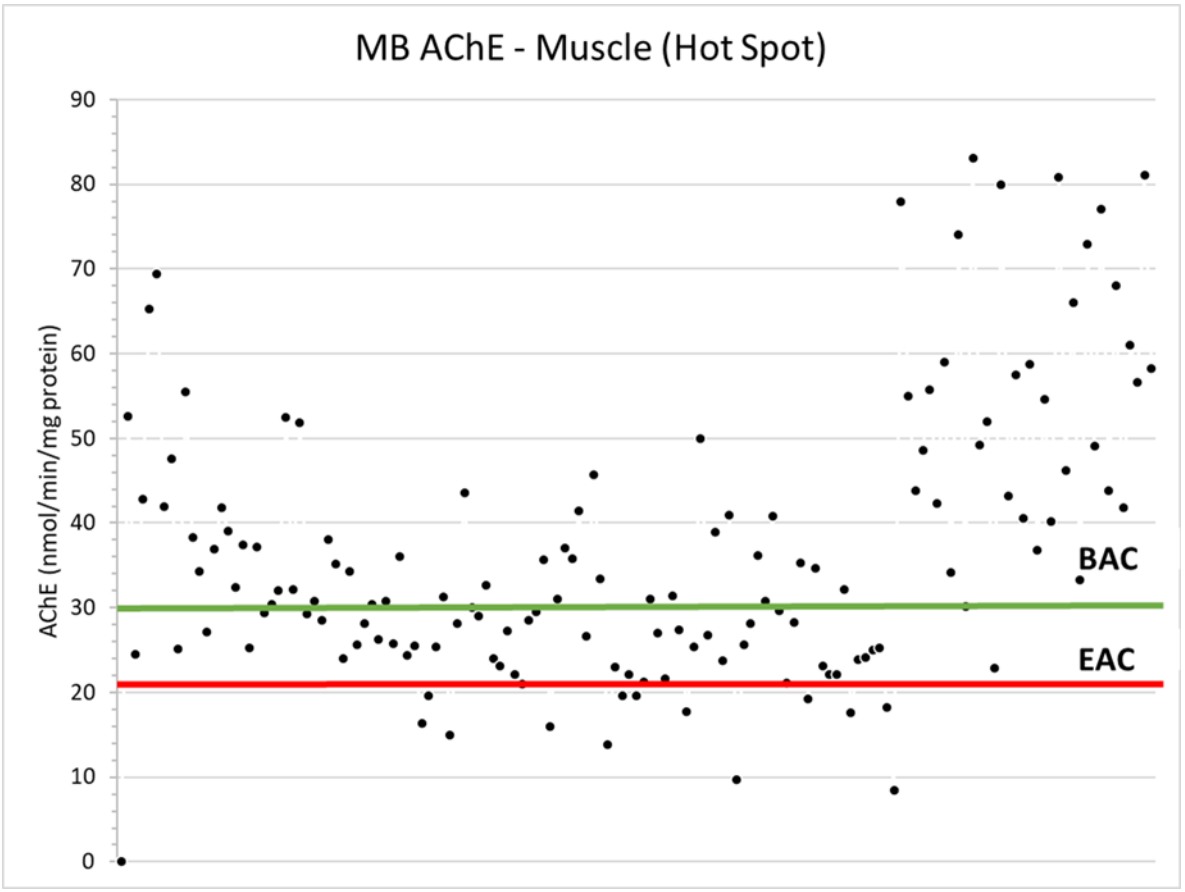


Figure A.2. Les BAC et EAC de l'AChE (muscle) chez les M. barbatus comparés aux données des zones sensibles

~~11.~~12. Étant donné que l'activité de l'AChE diminue avec l'exposition aux contaminants, toute valeur d'AChE mesurée entre les valeurs de BAC et d'EAC (respectivement les lignes verte et rouge) indique une réponse de stress potentielle. Tandis que toute valeur d'AChE inférieure à la valeur d'EAC (ligne rouge) donne à penser que des effets biologiques néfastes sont susceptibles de se produire. La figure ci-dessus montre que plusieurs échantillons prélevés dans les zones sensibles se situent en dessous des valeurs des BAC et des EAC nouvellement établies, ce qui constitue une preuve de la fonctionnalité et de la fiabilité de ces critères d'évaluation.

~~12.~~13. Le tableau A.4 met également en évidence la tendance centrale, exprimée sous forme de moyenne géométrique, de l'activité de l'AChE dans les sites de référence de la Méditerranée occidentale, en comparaison avec les zones sensibles correspondantes.

Tableau A.4. Activité de l'AChE (muscle) chez les M. barbatus-Moyenne géométrique

Méd. Sous-région	Typologie de zone	Moy. Géom. (Ci)
Occidentale	Référence	**49,42** (44,35 – 55,07)
Occidentale	Zone sensible	**33,44** (31,19 – 35,87)

~~13.~~14. Les sites de référence présentent une activité moyenne de l'AChE plus élevée que celle des zones sensibles, ce qui indique un niveau d'inhibition de l'AChE plus important chez le rouget de vase dans ces dernières. À mesure que l'activité de l'AChE diminue suite à l'augmentation de l'exposition aux contaminants, ces écarts donnent fortement à penser que les organismes des zones sensibles sont susceptibles d'être affectés par les contaminants. De plus, le fait que des échantillons des zones

sensibles se situent en dessous des seuils du BAC et de l'EAC confirme davantage que les critères nouvellement établis permettent de distinguer efficacement les sites relativement propres des sites affectés. De manière générale, ces résultats confortent la fonctionnalité et la fiabilité des critères d'évaluation BAC et EAC pour l'évaluation des réponses de l'AChE dans la région méditerranéenne.

2 Test de fréquence des micronoyaux (MN)

~~14.~~15. Les BAC de l'ensemble de la région méditerranéenne, ainsi que de chaque sous-région méditerranéenne, ont été établis selon l'approche par percentiles (P90), grâce aux données des sites de référence et en appliquant les critères de filtrage décrits ci-dessus. Le MN étant un biomarqueur d'exposition, le calcul des EAC n'a pas été jugé nécessaire. Le tableau A.5 fournit des détails sur les BAC calculées.

Tableau 6. *BAC des MN chez les M. barbatus*

Tissu	Unité	Méd. Ou sous-région	BAC	EAC	Échantillons (n)	Stations (n)	Années	Plage du biomarqueur (RS)	PC
Érythrocytes	‰	Occidentale	**0,94**	NA	174	15	2015, 2016, 2021, 2023	0 - 3,13	Italie, Espagne
Érythrocytes	‰	Central	**0,80**	NA	54	6	2020, 2023	0 - 3,40	Italie
Érythrocytes	‰	Adriatique	**1,08**	NA	47	5	2020, 2022	0 - 1,60	Italie
Érythrocytes	‰	Orientale	*Aucune donnée*	NA	-	-	-	-	-
Érythrocytes	‰	Méditerranée	**1,00**	NA	275	26	2015, 2016, 2020-2023	0 - 3,40	Italie, Espagne

~~15.~~16. Aucune valeur des BAC ou des EAC n'était disponible auparavant pour les biomarqueurs des *M. barbatus* dans le cadre du PNUE. Vethaak et al. (2017) ont établi une valeur ~~L'OSPAR (2013) avait fixé une~~ BAC de 0,3 ‰, ~~tandis que le dernier rapport du CIEM (2024) a établi des BAC respectivement de 0,78 ‰ et de 0,40 ‰ pour les eaux espagnoles et italiennes.~~ Cette valeur est légèrement inférieure aux valeurs BAC actuellement calculées pour l'Espagne et l'Italie (WGBEC, 2024), ainsi qu'à la valeur BAC actuellement calculée pour la Méditerranée et ses sous-régions, comme indiqué précédemment dans le Tableau 6.~~Ces valeurs sont légèrement inférieures aux BAC calculés actuellement pour la Méditerranée et ses sous-régions.~~ Cet écart s'explique probablement par des différences méthodologiques, l'évaluation du CIEM ayant considéré séparément les données des eaux méditerranéennes espagnoles et italiennes, alors que l'analyse actuelle intègre des données plus récentes et applique une subdivision plus précise de la Méditerranée en sous-régions distinctes.

~~16.~~17. Les valeurs des BAC et des EAC calculées pour la sous-région de la Méditerranée occidentale ont également été validées au regard des données recueillies dans les zones sensibles correspondantes (Fig. 3). Cette validation a été possible uniquement pour la sous-région de la Méditerranée occidentale, car aucune zone sensible n'a été identifiée pour les sous-régions de la Méditerranée centrale et de

l'Adriatique. D'autre part, aucune donnée pertinente n'était disponible pour la sous-région de la Méditerranée orientale.

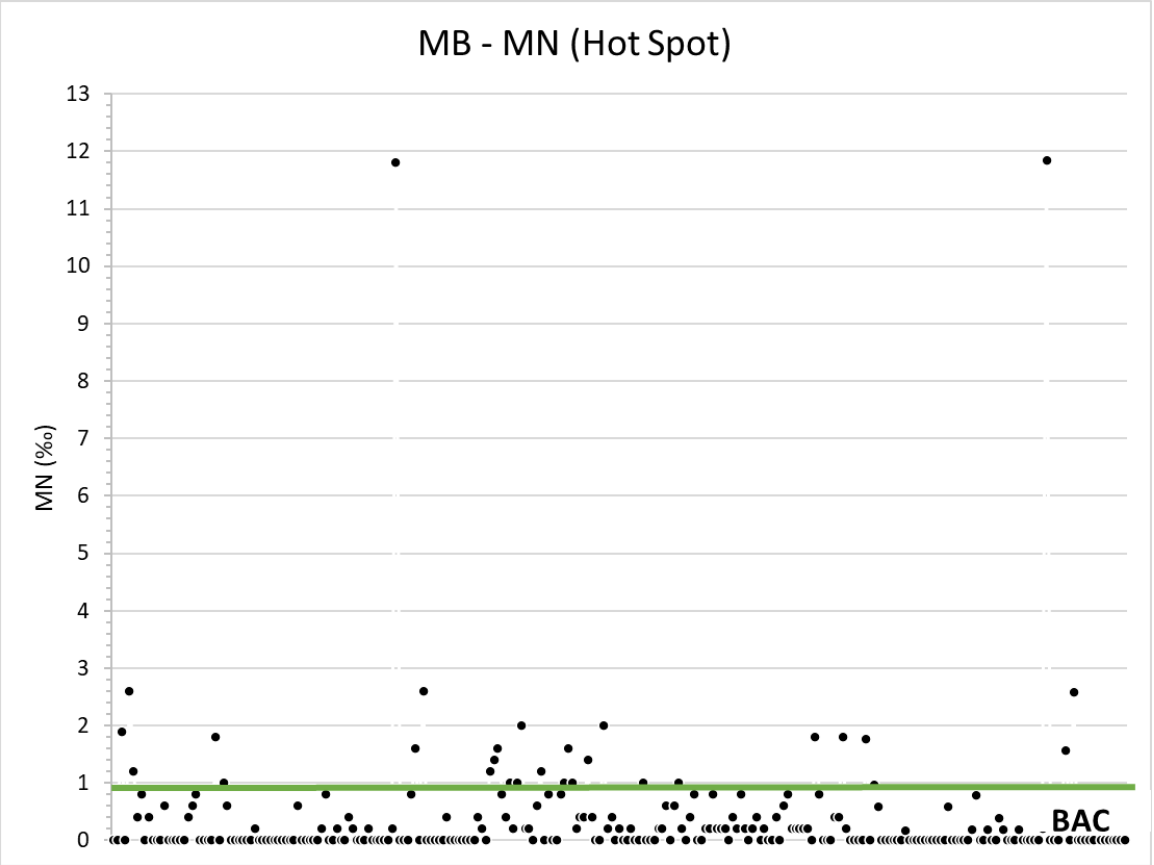


Figure A.3. Comparaison entre les BAC des MN chez les M. barbatus et les données relatives aux zones sensibles

~~17.~~18. À mesure que la fréquence des MN augmente avec l'exposition aux contaminants, toute valeur de fréquence des MN mesurée qui dépasse la valeur du BAC (ligne verte) indique un écart par rapport aux conditions de référence et un stress potentiel. La figure ci-dessus montre que plusieurs échantillons prélevés dans les zones sensibles se situent au-dessus du BAC nouvellement établit, ce qui constitue une preuve de la fonctionnalité et la fiabilité de ce critère d'évaluation.

~~18.~~19. Par ailleurs, le tableau A.6 ci-dessous présente la tendance centrale (moyenne géométrique) de la fréquence des MN dans les sites de référence de la Méditerranée occidentale, en comparaison avec les zones sensibles correspondantes.

Tableau 7. *Fréquence des MN chez les M. barbatus - Moyenne géométrique*

Méd. Sous-région	Typologie de zone	Moy. Géom. (Ci)
Occidentale	Référence	**0,48** (0,43 – 0,55)
Occidentale	Zone sensible	**0,52** (0,46 – 0,58)

~~19.~~20. Les sites de référence présentent une fréquence moyenne de MN légèrement inférieure à celle des zones sensibles, ce qui indique un plus grand degré de stress génotoxique chez le rouget de vase dans les zones sensibles. Compte tenu du fait que la fréquence des MN augmente avec l'exposition aux contaminants, ces différences suggèrent fortement que les organismes présents dans les zones sensibles sont probablement affectés par les contaminants. De plus, le fait que des échantillons de

zones sensibles se situent au-dessus du seuil du BAC confirme davantage que les critères nouvellement établis permettent de distinguer efficacement les sites relativement propres des sites affectés. De manière générale, ces résultats confirment la fonctionnalité et la fiabilité du BAC pour évaluer les réponses des MN en Méditerranée.

3 Stabilité de la membrane lysosomale (LMS-HEXO)

~~20.~~21. Comme indiqué dans la section consacrée à la méthodologie (section 2.1 du document technique), la LMS est un biomarqueur bien établi dont les valeurs seuils universellement acceptées, sont largement rapportées dans la littérature. Ces seuils catégoriels fournissent déjà une base en vue de faciliter l'interprétation de l'état de santé des organismes (par exemple sain, stressé ou sévèrement stressé). Par conséquent, la LMS ne nécessite pas la création de nouvelles valeurs de BAC ou d'EAC et peut continuer d'être évaluée à l'aide des valeurs seuils de référence établies. Cette approche est conforme à celle de Moore et al. (2006), qui indiquaient que les organismes devraient être considérés comme sains lorsque la stabilité de la membrane lysosomale (LMS-HEXO) est ≥ 20 minutes (valeur seuil du BAC), tandis que les organismes présentant une LMS-HEXO < 10 minutes (valeur seuil de l'EAC) devraient être considérés comme sévèrement stressés et affichant probablement des valeurs pathologiques.

~~21.~~22. Les données des sites de référence de toutes les sous-régions méditerranéennes disposant de données LMS-HEXO (sous-régions de la Méditerranée occidentale, de la Méditerranée centrale et de l'Adriatique) ont été évaluées au regard de ces seuils établis afin d'apprécier leur adaptation à la Méditerranée (Fig. 4).

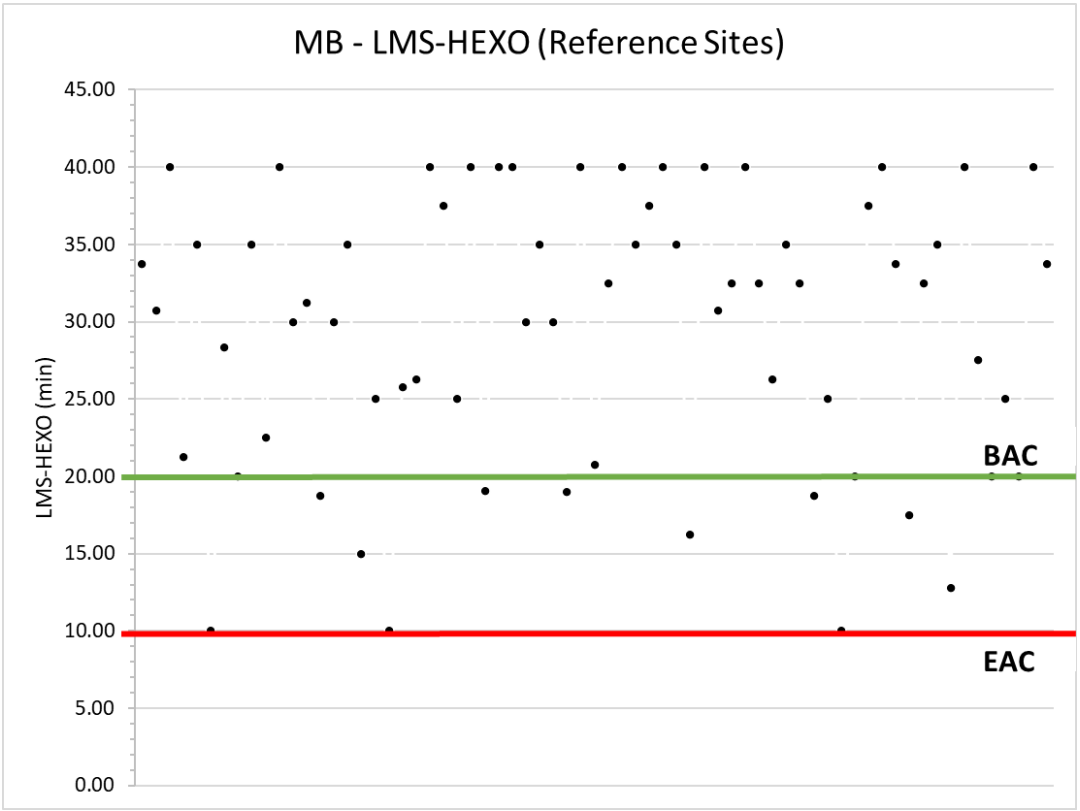


Figure A.4. Les valeurs des BAC et EAC de la LMS-HEXO comparées aux données des sites de référence des M. barbatus

~~22.~~23. La valeur de LMS-HEXO la plus faible enregistrée dans les sites de référence était de 10 minutes, correspondant au seuil de l'EAC (représenté par les trois points sur la ligne rouge de la figure). Seul un petit nombre d'observations se situait en dessous du seuil BAC (20 minutes), tandis que la majorité le dépassait, ce qui confirme encore davantage la robustesse et la fiabilité des seuils établis. De plus, tant la tendance centrale (moyenne géométrique) que la limite inférieure de l'intervalle de confiance (IC) pour chaque sous-région méditerranéenne se situaient au-dessus du seuil

BAC, ce qui indique que les valeurs des sites de référence dépassent généralement ce seuil. Généralement, les sites de référence dépassent ce seuil, ce qui témoigne du bon état de santé probable des organismes de ces zones (tableau A.7).

Tableau 8. *LMS-HEXO chez les M. barbatus - Moyenne géométrique dans les sites de référence de chaque sous-région méditerranéenne*

Méd. Sous-région	Moy. Géom. (Ci)	Échantillons (n)	Sites (n)
Occidentale	**31,70** (24,82 – 40,48)	6	2
Central	**25,01** (21,64 – 28,91)	31	6
Adriatique	**30,31** (26,81 – 34,28)	30	4.

4 Activité de l'éthoxyrésorufine-O-dééthylase (EROD)

~~23.~~24. Les BAC de l'ensemble de la région méditerranéenne, ainsi que pour chaque sous-région méditerranéenne, ont été établis selon l'approche par percentiles (P90), à partir des données des sites de référence et en appliquant les critères de filtrage exposés ci-dessus. En outre, seule l'EROD microsomale a été utilisée pour le calcul des BAC, cette fraction étant celle requise dans le cadre de l'IMAP. L'EROD S9 a donc été exclue du calcul. L'EROD étant un biomarqueur d'exposition, le calcul des EAC n'a pas été jugé nécessaire. Le tableau A.8 présente les informations relatives aux BAC calculés.

Tableau A.89. Les BAC de l'EROD chez les M. barbatus

Tissu	Unité	Méd. Ou sous-région	BAC	EAC	Échantillons (n)	Stations (n)	Années	Plage du biomarqueur (RS)	PC
Foie	pmol/min/mg	Occidentale	**74,70**	NA	180	14	2015, 2016, 2021, 2023	2,11 - 133,45	Italie, Espagne
Foie	pmol/min/mg	Central	**102,06**	NA	36	6	2020, 2023	3,95 - 117,68	Italie
Foie	pmol/min/mg	Adriatique	**64,97**	NA	32	5	2020, 2022	4,78 - 103,05	Italie
Foie	pmol/min/mg	Orientale	*Aucune donnée*	NA	-	-	-	-	-
Foie	pmol/min/mg	Méditerranée	**76,65**	NA	248	25	2015, 2016, 2021-2023	2,11 - 133,45	Italie, Espagne

~~24.~~25. Aucune valeur des BAC ou des EAC n'était disponible auparavant pour les biomarqueurs des *M. barbatus* dans le cadre du PNUE. Vethaak et al., (2017) ont etablit une valeur de ~~L'OSPAR (2013) avait fixé un~~ BAC de 115 pmol/min/mg, tandis que le dernier rapport du CIEM (2024) a établi des BAC de 121,44 pmol/min/mg et de 84,10 pmol/min/mg respectivement pour les eaux espagnoles et italiennes. Ces valeurs sont légèrement inférieures aux BAC calculés actuellement pour la Méditerranée et ses sous-régions. Cet écart provient probablement des différences méthodologiques. En effet, le CIEM a considéré séparément les données des eaux méditerranéennes espagnoles et

italiennes, alors que l'analyse actuelle s'appuie sur des données plus récentes et découpe la Méditerranée en sous-régions distinctes, selon une subdivision plus fine.

~~25.~~26. La valeur du BAC calculée pour la sous-région de la Méditerranée occidentale a par ailleurs été validée au regard des données recueillies dans les zones sensibles correspondantes (Fig. 5). Cette validation a été possible uniquement pour la sous-région de la Méditerranée occidentale. Aucune zone sensible n'a été identifiée dans les sous-régions de la Méditerranée centrale et de l'Adriatique et aucune donnée pertinente n'était disponible pour la sous-région de la Méditerranée orientale.

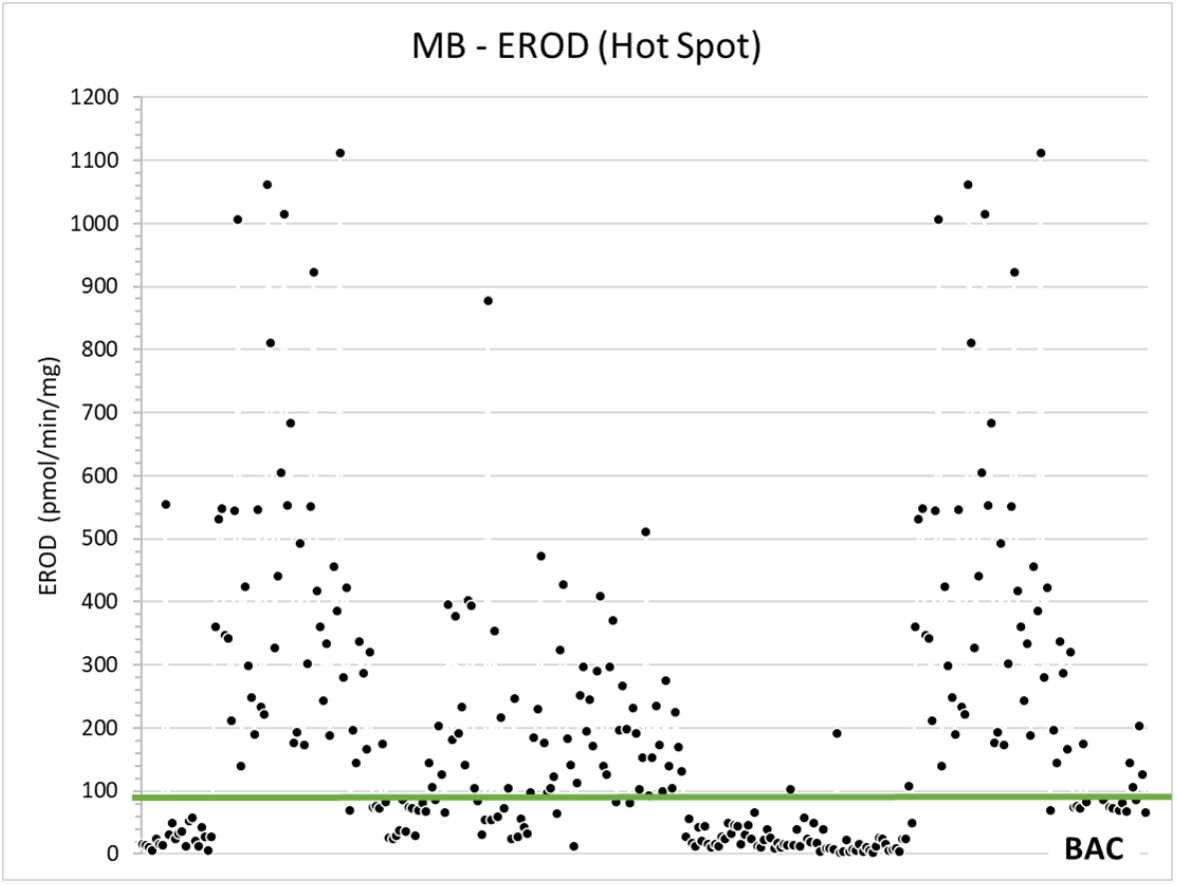


Figure A.5. Comparaison entre les BAC d'EROD chez les M. barbatus et les données relatives aux zones sensibles

~~26.~~27. Compte tenu du fait que l'activité de l'EROD augmente avec l'exposition aux contaminants, toute activité de l'EROD mesurée supérieure à la valeur du BAC (ligne verte) indique un écart par rapport aux conditions de référence et un stress potentiel. La figure ci-dessus montre que plusieurs échantillons prélevés dans les zones sensibles se situent au-dessus du BAC nouvellement établit, ce qui constitue une preuve de la fonctionnalité et la fiabilité de ce critère d'évaluation.

~~27.~~28. Par ailleurs, le tableau A.9 ci-dessous présente la tendance centrale (moyenne géométrique) de l'activité de l'EROD dans les sites de référence de la Méditerranée occidentale, en comparaison avec les zones sensibles correspondantes.

Tableau 10*. Moyenne géométrique de l'EROD chez les M. barbatus*

Méd. Sous-région	Typologie de zone	Moy. Géom. (Ci)
Occidentale	Référence	**27,80** (24,54 – 31,62)
Occidentale	Zone sensible	**94,26** (80,62 – 110,20)

~~28.~~29. Les sites de référence affichent une activité moyenne de l'EROD bien inférieure à celle des zones sensibles, ce qui traduit une induction plus marquée du CYP1A chez le rouget de vase dans ces dernières.

~~29.~~30. Compte tenu du fait que l'activité de l'EROD augmente à mesure que l'exposition aux contaminants s'intensifie, ces différences indiquent clairement que les organismes présents dans les zones sensibles sont probablement davantage affectés par les contaminants. De plus, le fait que des échantillons de zones sensibles se situent au-dessus du seuil du BAC confirme davantage que les critères nouvellement établis permettent de distinguer efficacement les sites relativement propres des sites affectés. De manière générale, ces résultats confirment la fonctionnalité et la fiabilité des BAC pour évaluer les réponses de l'EROD en Méditerranée.

Annexe II :
Approches fondées sur des données scientifiques - ***Élaboration des BAC et EAC pour les Mytilus galloprovincialis sauvages***

1 Activité enzymatique de l'acétylcholinestérase (AChE)

1. Les BAC de chaque sous-région méditerranéenne ont été établis selon l'approche par percentiles (P10) à partir des données des sites de référence. L'AChE étant un biomarqueur d'effet, des EAC ont également été établis pour chaque sous-région. Les EAC ont été définis comme correspondant à 70 % des valeurs de BAC associées, ce qui traduit une inhibition de 30 % de l'activité de l'AChE.

2. Les critères de filtrage appliqués à la sous-région de la Méditerranée occidentale étaient semblables à ceux décrits dans la section 5 du document technique. Toutefois, pour la sous-région de la mer Adriatique, la longueur de la coquille n'a pas été incluse comme paramètre de filtrage, car aucune information relative à la longueur de la coquille n'était disponible dans l'ensemble de données.

3. Bien que des BAC et des EAC aient été calculés pour la sous-région de la mer Adriatique, le nombre d'échantillons et de stations était trop faible pour que ces valeurs soient considérées comme représentatives de cette sous-région. Des données supplémentaires sont nécessaires afin de renforcer la fiabilité des calculs.

4. Bien que les BAC et les EAC aient été calculés pour la sous-région de la mer Adriatique, le nombre limité d'échantillons et de stations de surveillance réduit la représentativité et la fiabilité de ces valeurs pour cette sous-région. Des données sont davantage utiles afin de renforcer la fiabilité des calculs.

5. Les critères de filtrage appliqués à l'ensemble de la région méditerranéenne étaient similaires à ceux de la sous-région Adriatique en vue de garantir que les données des deux sous-régions soient incluses dans le calcul.

6. Par ailleurs, des données relatives à l'AChE provenaient également d'autres PC, mais n'ont pas pu être utilisées dans le calcul. En particulier :

- La Grèce a fourni des données relatives aux sous-régions de la Méditerranée centrale et de la Méditerranée orientale ; cependant, toutes les données de l'activité AChE provenaient exclusivement de moules en cage.
- Le Monténégro a fourni des données pour la sous-région de la mer Adriatique ; toutefois, les données des sites de référence portent uniquement sur des moules en cage.

7. Les valeurs du BAC et des EAC devraient être calculées pour toutes les sous-régions méditerranéennes où elles ne sont pas encore disponibles, dès que des données suffisantes seront disponibles. Le tableau B.1 présente des informations relatives aux BAC et EAC calculés.

Tableau B.111. Les BAC et EAC de l'AChE (branchies) chez les M. galloprovincialis

Tissu	**Unité**	**Méd. Ou sous-région**	**BAC**	**EAC**	**Échantillons (n)**	**Stations (n)**	**Années**	**Plage du biomarqueur (RS)**	**PC**
Branchies	nmol/mines/mg de protéin	Occidentale	**12,88**	**9,01**	77	5	2022-2025	7,77 – 69,64	Espagne
Branchies	nmol/mines/mg de protéin	Central	*Aucune donnée*	*Aucune donnée*	-	-	-	-	-
Branchies	nmol/mines/mg de protéin	Adriatique	**19,10**	**13,37**	6	2	2020-2022, 2024	17,00 - 38,00	Croatie
Branchies	nmol/mines/mg de protéin	Orientale	*Aucune donnée*	*Aucune donnée*	-	-	-	-	-

Branchies	nmol/mines/mg de protéin	Méditerranée	**12,85**	**9,00**	96	10	2015, 2020, 2022-2025	4,69-38,00	Croatie, Espagne

8. Le PNUE (tableau 3, section 1.3 du document technique) avait précédemment adopté les valeurs de BAC et d'EAC d'OSPAR (2013), soit 15 et 10 nmol/min/mg de protéine dans les branchies, pour les eaux méditerranéennes espagnoles. Ces valeurs seuils antérieures sont supérieures à celles calculées actuellement pour la Méditerranée occidentale. Cet écart est probablement dû à des différences méthodologiques, car l'OSPAR s'est appuyée sur un ensemble de données plus ancien et n'appliquait pas de filtrage des facteurs de confusion. En revanche, l'analyse actuelle inclut des données collectées à partir de 2015 et intègre de telles procédures de filtrage.

9. Le BAC calculé pour la sous-région de la Méditerranée occidentale a également été évalué au regard des données recueillies dans les zones sensibles correspondantes, selon les mêmes critères de filtrage (Fig. 6A). Cette évaluation a aussi été possible pour la sous-région de la mer Adriatique, bien que le BAC y ait été établi à partir d'un nombre restreint d'échantillons (Fig. 6B). Cette opération n'a pas pu être menée pour les autres sous-régions, car aucun BAC n'avait été établi pour celles-ci.

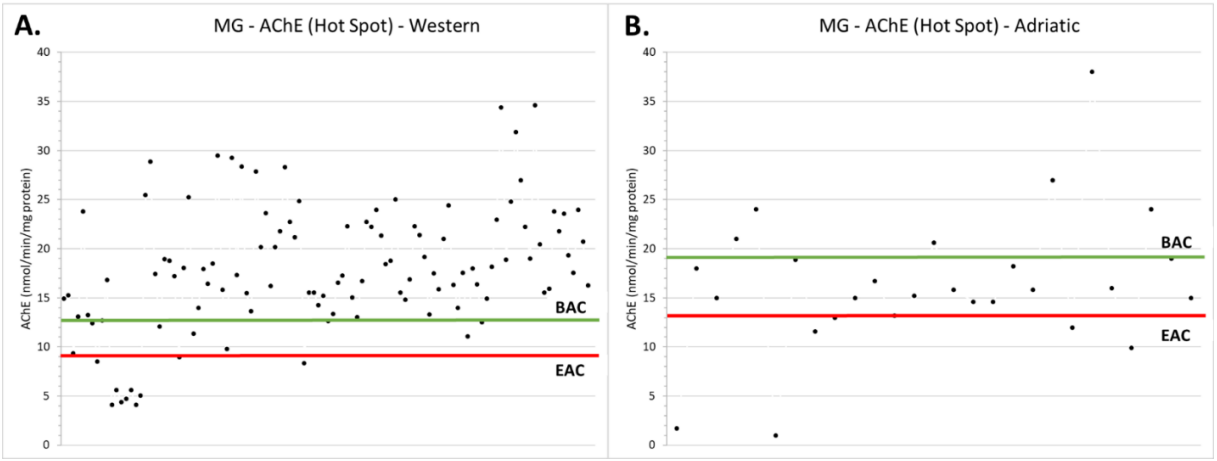


Figure B.1. Comparaison entre le BAC et l'EAC de l'AChE chez la M. galloprovincialis et les données relatives aux zones sensibles des sous-régions de la Méditerranée occidentale (A) et de la Mer Adriatique (B)

10. Compte tenu du fait que l'activité de l'AChE diminue en réponse à une exposition à des contaminants, tout niveau d'AChE mesuré compris entre les valeurs seuils BAC et EAC (lignes verte et rouge, respectivement) indique une réponse potentielle au stress, tandis qu'un niveau d'AChE inférieur à la valeur seuil EAC (ligne rouge) suggère que des effets biologiques néfastes sont susceptibles de se produire.

11. Les figures ci-dessus montrent que plusieurs échantillons issus des zones sensibles se situent en dessous des valeurs seuils du BAC et de l'EAC nouvellement établies, ce qui atteste la fonctionnalité et la fiabilité de ces critères d'évaluation, y compris ceux définis pour la sous-région de la mer Adriatique malgré un faible nombre d'échantillons.

12. En outre, le tableau B.2 présente la tendance centrale (moyenne géométrique) de l'activité de l'AChE dans les sites de référence de la Méditerranée occidentale et de la mer Adriatique, en comparaison avec les zones sensibles correspondantes.

Tableau 12. Moyenne géométrique de l'activité AChE chez les M. galloprovincialis

Méd. Sous-région	**Typologie de zone**	**Moy. Géom. (Ci)**
Occidentale	Référence	**19,63** (18,07 – 21,33)

Occidentale	Zone sensible	**15,49** (14,18 – 16,92)
Adriatique	Référence	**23,82** (17,78 – 31,90)
Adriatique	Zone sensible	**15,50** (12,55–19,13)

13. Les sites de référence affichent une activité moyenne de l'AChE supérieure à celle des zones sensibles, ce qui révèle une inhibition plus marquée de l'AChE chez les *M. galloprovincialis* prélevée dans ces dernières.

14. Compte tenu du fait que l'activité de l'AChE diminue à mesure que l'exposition aux contaminants augmente, ces différences suggèrent que les organismes présents dans les zones sensibles sont probablement affectés par les contaminants. La présence d'échantillons provenant des zones sensibles présentant des valeurs inférieures aux seuils de BAC et d'EAC confirme en outre que les critères nouvellement établis permettent de distinguer efficacement les sites relativement peu contaminés des sites soumis à des pressions environnementales. Dans l'ensemble, ces résultats confirment la pertinence et la fiabilité des BAC et des EAC proposés pour l'évaluation des réponses de l'AChE en Méditerranée occidentale, ainsi que dans la sous-région de la mer Adriatique, malgré la taille relativement limitée de l'échantillon utilisé pour l'analyse.

2 Test de fréquence des micronoyaux (MN)

15. Les BAC de chaque sous-région méditerranéenne ont été établis au moyen de l'approche par percentiles (P90), à partir des données des sites de référence. Le MN étant un biomarqueur d'exposition, seuls les BAC ont été calculés

16. Les critères de filtrage appliqués à la sous-région de la Méditerranée occidentale étaient semblables à ceux décrits dans la section 5 du document technique. Les seules données supplémentaires concernant des moules sauvages issues de sites de référence de différentes sous-régions ont été recueillies dans la mer Adriatique en 2011 ; elles portaient sur une seule station et un total de cinq échantillons, sans informations sur la longueur de la coquille. Afin d'intégrer ces données au calcul d'un BAC pour l'ensemble de la région méditerranéenne, aucun filtrage fondé sur la taille de la coquille n'a été appliqué, et toutes les données à partir de 2011 ont été utilisées pour le calcul.

17. Par ailleurs, des données relatives au MN provenaient également d'autres PC, mais elles n'ont pu être exploitées dans le calcul. En particulier :

- La Grèce a récemment fourni des données pour les sous-régions de la Méditerranée centrale et orientale ; toutefois, toutes les données de fréquence des MN proviennent exclusivement de moules en cage. En outre, l'ancienne base de données de la MED POL contient des données transmises par la Grèce, comportant des informations de fréquence des MN pour une seule station, laquelle n'a pas été classée comme site de référence
- Le Monténégro a fourni des données pour la sous-région de la mer Adriatique ; toutefois, les données des sites de référence portent uniquement sur des moules en cage.
- La Slovénie a fourni des données provenant de sites de référence. Toutefois, ces données remontent à 2011 et ne comprennent aucune information relative à la longueur de la coquille.

18. Les valeurs des BAC concernant les autres sous-régions méditerranéennes devront être calculées une fois que des données supplémentaires pertinentes seront disponibles. Le tableau B.3 présente les détails des BAC calculées.

Tableau 13. BAC et EAC des MN chez les M. galloprovincialis

Tissu	Unité	Méd. Sous-région	BAC	EAC	Échantillons (n)	Stations (n)	Années	Plage du biomarqueur (RS)	PC

Hémocytes	‰	Occidentale	**2,50**	NA	38	4.	2019	0 - 7,20	Espagne
Hémocytes	‰	Central	*Aucune donnée*	NA	-	-	-	-	-
Hémocytes	‰	Adriatique	*Aucune donnée*	NA	-	-	-	-	-
Hémocytes	‰	Orientale	*Aucune donnée*	NA	-	-	-	-	-
Hémocytes	‰	Méditerranée	**2,80**	NA	104	7	2011-2014, 2019	0 - 7,20	Espagne, Slovénie

19. L'OSPAR (2013) a établi un taux de BAC à 3,9 ‰, tandis que le PNUE (tableau 3 à la section 1.3 de l'article technique), l'a fixé à 1 ‰ pour toute la région méditerranéenne. Ces valeurs antérieures diffèrent des valeurs actuellement calculées aussi bien pour la sous-région de la Méditerranée occidentale que pour toute la région méditerranéenne. Cet écart est probablement dû à des différences méthodologiques, car les calculs antérieurs s'appuyaient sur des ensembles de données plus anciens et n'appliquaient pas de filtrage des facteurs de confusion, tandis que l'analyse actuelle inclut des données collectées à partir de 2015 et intègre de telles procédures de filtrage.

20. La valeur du BAC calculée pour la sous-région de la Méditerranée occidentale a également été évaluée par rapport aux données collectées dans les zones sensibles correspondantes, en utilisant les mêmes critères de filtrage (fig. 7). Cette opération n'a pas été possible pour les autres sous-régions, car aucun BAC n'avait été établi pour celles-ci.

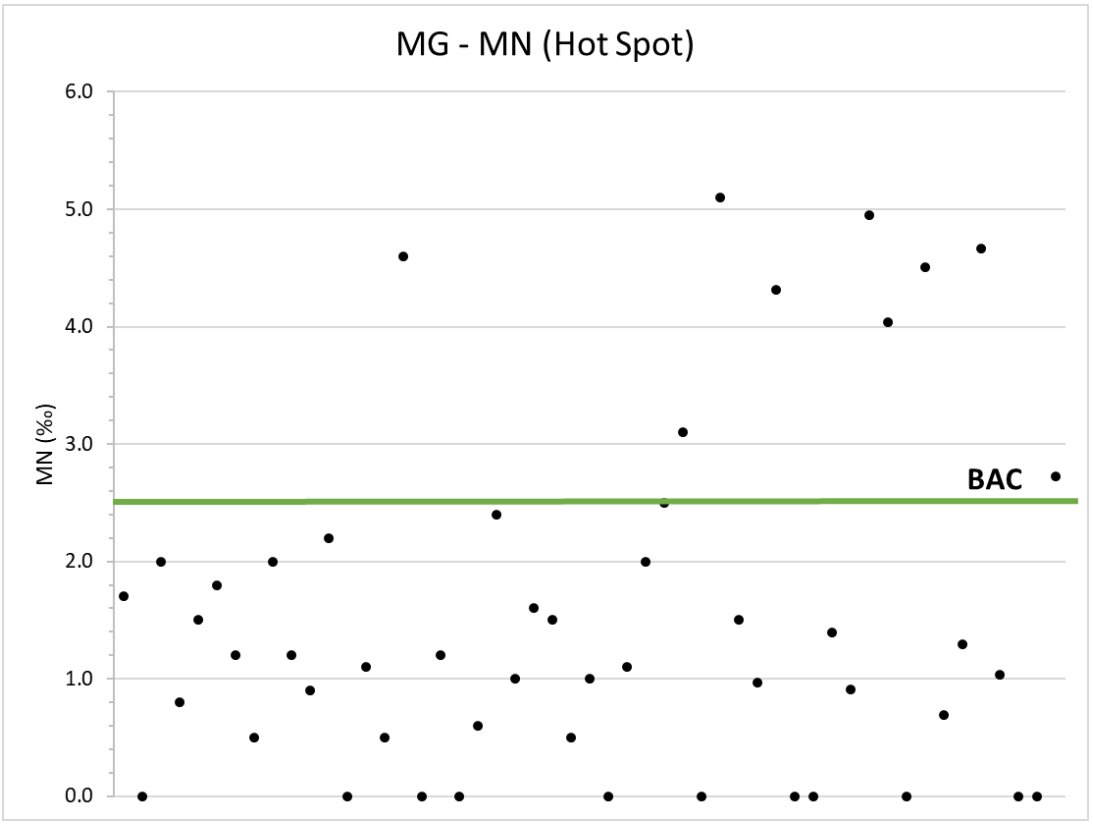


Figure B.2. Comparaison entre les BAC des MN chez les M. galloprovincialis et les données relatives aux zones sensibles

21. Compte tenu du fait que la fréquence des MN augmente en raison de l'exposition aux contaminants, toute valeur mesurée de fréquence des MN supérieure à la valeur du BAC (ligne verte) indique un écart par rapport aux conditions de référence et un stress potentiel. Comme le montre la figure ci-dessus, plusieurs échantillons prélevés dans les zones sensibles dépassent la valeur du BAC nouvellement établie, confirmant la fonctionnalité et la fiabilité de ce critère d'évaluation.

22. En outre, le tableau B.4 présente la tendance centrale, exprimée sous forme de moyenne géométrique de la fréquence des MN dans les sites de référence de la mer Méditerranée occidentale, comparée à celle des zones sensibles correspondantes.

Tableau 14. Moyenne géométrique de la fréquence des MN chez les M. galloprovincialis

Méd. Sous-région	Typologie de zone	Moy. Géom. (Ci)
Occidentale	Référence	**1,04** (0,80 – 1,35)
Occidentale	Zone sensible	**1,58** (1,31 – 1,90)

23. Les sites de référence présentent une fréquence moyenne des MN inférieure à celle des zones sensibles, indiquant un stress génotoxique plus important chez les *M. galloprovincialis* prélevées dans ces zones.

24. Compte tenu de l'augmentation de la fréquence des MN en raison de l'exposition aux contaminants, ces différences suggèrent que les organismes présents dans les zones sensibles sont susceptibles d'être affectés par les contaminants. La présence d'échantillons provenant de zones sensibles dépassant les valeurs seuils du BAC confirme en outre que les critères nouvellement établis permettent de distinguer efficacement les sites relativement propres de ceux qui sont affectés. De manière générale, ces résultats confirment la pertinence et la fiabilité du BAC pour évaluer les réponses des MN en Méditerranée occidentale.

3 Stabilité de la membrane lysosomale (LMS-HEXO)

25. Comme indiqué dans la section 2.1 du document technique, la LMS est un biomarqueur bien établi dont les valeurs seuils, universellement acceptées, sont largement rapportées dans la littérature. Le cadre conceptuel de la LMS-HEXO, tel que décrit à la section 3 de l'annexe I, s'applique également à la LMS évaluée par la méthode du temps de rétention du rouge neutre (NRRT). Dans ce cadre, les organismes doivent être considérés comme sains lorsque le temps de rétention du rouge neutre (NRRT) est ≥ 120 minutes (seuil BAC), tandis que des valeurs < 50 minutes (seuil EAC) indiquent un stress sévère et pourraient correspondre à des valeurs pathologiques.

26. Les données des sites de référence provenant de toutes les sous-régions méditerranéennes pour lesquelles des données LMS sont disponibles (sous-régions de la mer Adriatique et de la Méditerranée orientale pour la LMS-HEXO, et sous-région de la Méditerranée occidentale pour la LMS-NRRT) ont été évaluées par rapport à ces seuils établis afin d'évaluer leur pertinence pour la mer Méditerranée (fig. 8). Les valeurs LMS ont été moyennées lorsqu'un même site d'échantillonnage avait fait l'objet de plusieurs prélèvements au cours d'une même campagne d'échantillonnage. Cette méthode a principalement été appliquée aux échantillons prélevés pour la LMS-NRRT en mer Méditerranée occidentale.

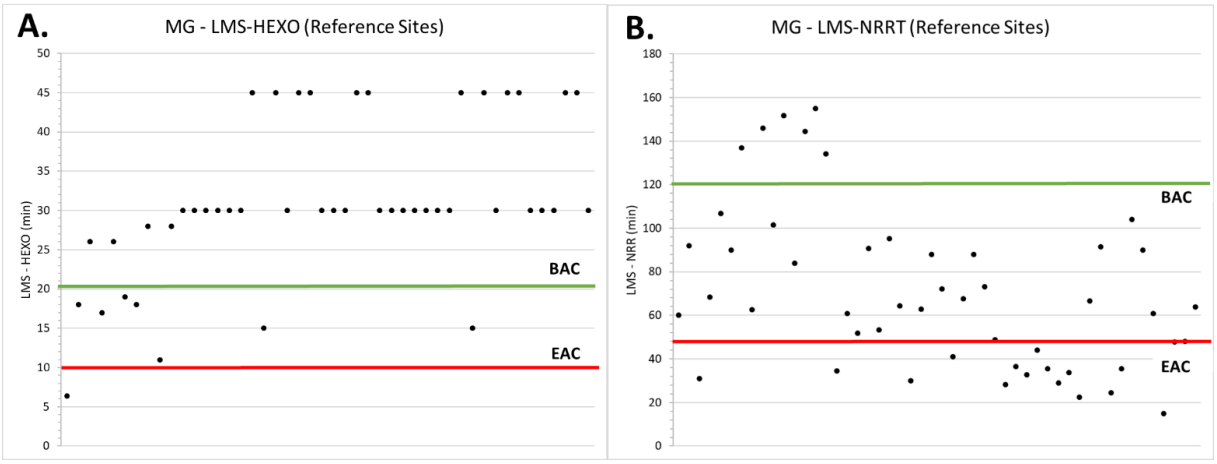


Figure B.3. Réponses de *M. galloprovincialis* aux traitements LMS-HEXO et LMS-NRRT sur les sites de référence

27. D'après les données disponibles, certaines valeurs LMS mesurées sur les sites de référence sont inférieures aux EAC établis. Pour l'ensemble de données LMS-HEXO, un seul point de données a été enregistré en dessous du seuil EAC (10 minutes), ce qui peut être considéré comme acceptable. Toutefois, ce n'était pas le cas pour LMS-NRRT, pour lequel de nombreuses valeurs mesurées sur les sites de référence étaient inférieures à l'EAC fixée à 50 minutes.

28. Cette tendance pourrait être justifiée par le déclin continu des populations de moules le long de plusieurs zones côtières. Ce déclin pourrait être dû non seulement à la pollution chimique, mais aussi à d'autres facteurs de stress tels que les vagues de chaleur marines, les infections pathogènes et d'autres pressions environnementales. La LMS étant un biomarqueur général du stress cellulaire, sa réponse peut être fortement influencée par ces facteurs de stress non chimiques.

29. De manière générale, les seuils proposés doivent être considérés comme des valeurs universelles visant à établir des BAC et des EAC. Néanmoins, les programmes de surveillance doivent également prendre en compte d'autres facteurs susceptibles d'avoir une incidence sur les niveaux de réponse des biomarqueurs. L'ensemble de données LMS-HEXO illustre la fiabilité générale des seuils établis, tandis que les données LMS-NRRT présentent l'influence potentielle de facteurs supplémentaires.

4 Taux de métallothionéine (MT)

30. Les BAC de chaque sous-région méditerranéenne ont été établis au moyen de l'approche par percentiles (P90), à partir des données des sites de référence. La MT étant un biomarqueur d'exposition, seules les BAC ont été calculés.

31. Les critères de filtrage appliqués à la sous-région de la Méditerranée occidentale étaient Identiques à ceux décrits dans la section 5 du document technique. Toutefois, pour calculer le BAC de la sous-région de la mer Adriatique, la longueur de la coquille n'a pas été incluse comme paramètre de filtrage, car cette information n'était pas disponible dans l'ensemble de données. Même si le BAC a été calculé pour la sous-région de la mer Adriatique, le nombre limité d'échantillons et de stations réduit la représentativité et la fiabilité de cette valeur pour cette sous-région. Des données supplémentaires sont nécessaires afin de renforcer la fiabilité des calculs.

32. Les critères de filtrage appliqués à toute la région méditerranéenne étaient les mêmes que ceux utilisés pour la sous-région Adriatique en vue de garantir que les données des deux sous-régions soient incluses dans le calcul.

33. Par ailleurs, des données MT provenant des PC supplémentaires étaient disponibles, mais ces ensembles de données n'ont pas pu être utilisés pour le calcul des BAC pour les raisons suivantes :

- L'Albanie n'a fourni des données que pour les zones sensibles, qui ne sont pas utilisées pour les calculs du BAC.

- La Grèce a récemment fourni des données relatives aux sous-régions de la Méditerranée centrale et de la Méditerranée orientale ; cependant, toutes les données de fréquence MT provenaient exclusivement de moules en cage. De plus, l'ancienne base de données MED POL contient des données soumises par la Grèce relative à la sous-région de la Méditerranée centrale, y compris des informations relatives à la MT provenant uniquement de stations classées comme stations non référencées. Ce même ensemble de données comprenait également des données provenant d'une station de référence de la sous-région de la Méditerranée orientale remontant à 2006 (1 station et 8 échantillons), qui ont été exclues, car les niveaux de MT mesurés (24 à 83 mg/g) se situaient en dehors de la plage normale.
- La Slovénie a fourni des données relatives à la sous-région de la mer Adriatique. Toutefois, aucune information relative à la taille des coquilles n'y figurait. Par conséquent, ces données n'ont pas pu permis d'effectuer le calcul du BAC dans la sous-région de la mer Adriatique en raison des critères de filtrage appliqués pour tenir compte des facteurs de confusion.

34. Les valeurs des BAC concernant les autres sous-régions méditerranéennes devront être calculées une fois que des données supplémentaires pertinentes seront disponibles. Le tableau B.5 présente les informations relatives aux BAC calculés.

Tableau 15. BAC et EAC de MT chez les M. galloprovincialis

Tissu	**Unité**	**Méd. Ou sous-région**	**BAC**	**EAC**	**Échantillons (n)**	**Stations (n)**	**Années**	**Plage du biomarqueur (RS)**	**PC**
Glande digestive	µg/g	Occidentale	**262,54**	NA	67	5	2022-2025	99,13 - 352,61	Espagne
Glande digestive	µg/g	Central	*Aucune donnée*	NA	-	-	-	-	-
Glande digestive	µg/g	Adriatique	**249,90**	NA	10	2	2017, 2019-2024	54,00 - 411,00	Croatie
Glande digestive	µg/g	Orientale	*Aucune donnée*	NA	-	-	-	-	-
Glande digestive	µg/g	Méditerranée	**253,75**	NA	116	10	2017, 2019-2025	54,00 - 411,00	Croatie, Espagne

35. Le PNUE (tableau 3 de la section 1.3 du document technique) avait précédemment adopté un BAC d'une valeur correspondant à 247 µg/g. Cette valeur est tout à fait cohérente avec les valeurs du BAC actuellement calculées pour les sous-régions de la Méditerranée occidentale et de la mer Adriatique, ainsi que pour tout la région méditerranéenne.

36. La valeur du BAC calculée pour la sous-région de la mer Méditerranée occidentale a également été évaluée par rapport aux données collectées dans les zones sensibles correspondantes, en utilisant les mêmes critères de filtrage (fig. 9A). Une évaluation similaire a également été réalisée dans la sous-région de la mer Adriatique, bien que la valeur du BAC ait été dérivée d'un faible nombre d'échantillons (fig. 9B). Une telle validation n'a pas été possible ni pour la sous-région de la mer Méditerranée orientale en raison de l'absence de données relatives aux zones sensibles, ni pour la sous-région de la Méditerranée centrale, car aucune valeur du BAC n'y a été établie.

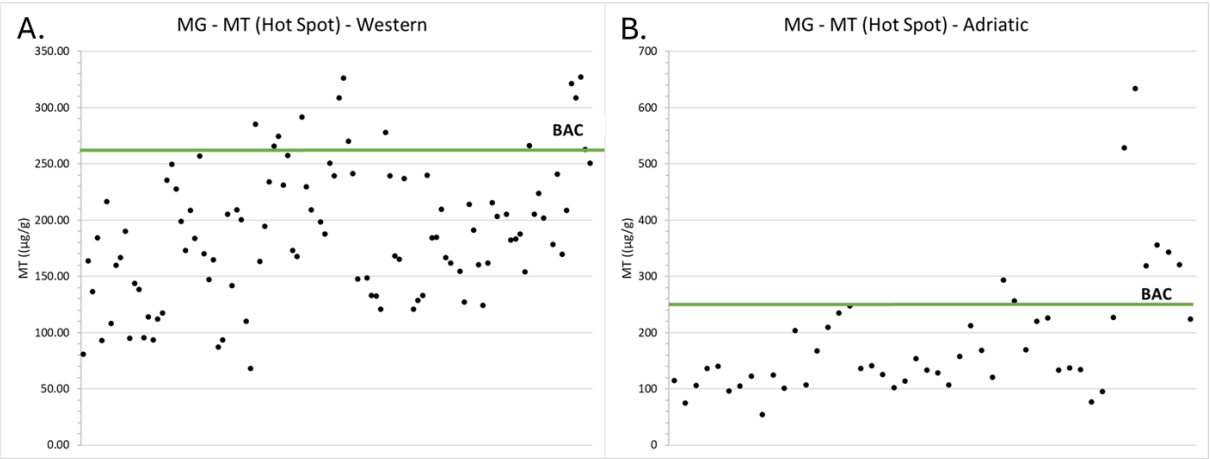


Figure B.4. Comparaison entre le BAC des MT chez les M. galloprovincialis et les données relatives aux zones sensibles des sous-régions de la Méditerranée occidentale (A) et de l'Adriatique (B)

37. Compte tenu de l'augmentation de la concentration de MT en raison de l'exposition aux contaminants, toute valeur mesurée de la concentration de MT supérieure à la valeur du BAC (ligne verte) indique un écart par rapport aux conditions de référence et un stress potentiel. La figure ci-dessus montre que seul un nombre limité d'échantillons prélevés dans les zones sensibles dépasse les valeurs du BAC et de l'EAC nouvellement établies, démontrant ainsi la pertinence et la fiabilité des seuils proposés.

38. En outre, le tableau B.6 présente la tendance centrale, exprimée sous forme de moyenne géométrique de la concentration de MT dans les sites de référence de la mer Méditerranée occidentale et de l'Adriatique, comparée à celle des zones sensibles correspondantes.

Tableau 16. Moyenne géométrique du niveau de MT chez les M. galloprovincialis

Méd. Sous-région	Typologie de zone	Moy. Géom. (Ci)
Occidentale	Référence	**198,80** (185,91 – 212,58)
Occidentale	Zone sensible	**179,50** (168,45 – 191,27)
Adriatique	Référence	**158,21** (104,74 – 238,99)
Adriatique	Zone sensible	**161,08** (139,30 – 186,27)

39. Contre toute attente, les sites de référence présentent un niveau moyen de MT légèrement supérieur ou identique à celui des zones sensibles. Même si cela n'est pas directement lié aux *M. galloprovincialis*, dans le cadre de l'OWG sur les biomarqueurs, les PC ont estimé que la MT chez les *Mullus barbatus* n'était pas considérée comme un indicateur fiable de l'exposition aux contaminants et qu'il devait donc être exclu du calcul des BAC/EAC. Une conclusion similaire a été formulée par l'OSPAR dans son rapport de 2013, indiquant que l'utilisation de la MT chez les poissons comme simple biomarqueur du stress métallique s'est avérée peu fiable, sauf dans les zones présentant des concentrations en métaux exceptionnellement élevées, généralement associées aux milieux d'eau douce. L'absence de différences précises entre les données relatives aux sites de référence et celles des zones sensibles dans la présente analyse suggère qu'un raisonnement similaire pourrait également s'appliquer aux moules. Toutefois, des recherches supplémentaires sont nécessaires.

5 Stress sur stress (SoS)

40. Les BAC pour chaque sous-région méditerranéenne ont été établis selon l'approche par percentiles (P10), à partir des données des sites de référence. Le SoS étant un biomarqueur d'effet, des EAC ont également été établis. Ces valeurs ont été définies comme correspondant à 50 % des valeurs BAC correspondantes, représentant une réduction de 50 % de la durée de survie.

41. Les PC ont fourni des données soit sous forme de valeurs LT50 (c'est-à-dire le nombre de jours au bout desquels 50 % des moules sont mortes), soit sous forme de durée de survie individuelle exprimée en nombre de jours jusqu'à la mort de chaque moule. Afin d'assurer la cohérence entre les ensembles de données, les données brutes individuelles au niveau de chaque moule utilisée, lorsqu'elles étaient disponibles, pour calculer la LT50 (valeur médiane), qui a ensuite été attribuée à l'identifiant de l'échantillon d'essai correspondant (généralement avec $n \approx 40$). Ces valeurs de LT50 calculées, ainsi que les valeurs de LT50 directement fournies par les PC, ont ensuite été utilisées afin de calculer les valeurs du BAC.

42. Les critères de filtrage appliqués à la sous-région de la Méditerranée occidentale étaient identiques à ceux élaborés dans la section 5 du document technique. Toutefois, pour la sous-région de la mer Adriatique, la longueur de la coquille n'a pas été incluse comme paramètre de filtrage, car aucune information y relative n'était disponible dans l'ensemble de données. Bien que les BAC et les EAC aient été calculés pour la sous-région de la mer Adriatique, le nombre limité d'échantillons et de stations de surveillance réduit la représentativité et la fiabilité de ces valeurs pour cette sous-région. Des données sont davantage nécessaires afin de renforcer la fiabilité des calculs.

43. Les critères de filtrage appliqués à la région Méditerranéenne étaient identiques à ceux appliqués à la sous-région Adriatique afin de garantir que les données des deux sous-régions soient utilisées pour le calcul.

44. Des données SoS étaient également disponibles à partir d'un autre PC, mais n'ont pas pu être utilisées dans le calcul pour les raisons suivantes :

- La Grèce a fourni des données relatives à la sous-région de la Méditerranée orientale. Cependant, toutes les données concernant le SoS provenaient exclusivement de moules en cage. Par conséquent, ces données ont été utilisées pour déterminer les valeurs du BAC et de l'EAC spécifiques aux moules en cage dans la sous-région de la Méditerranée orientale.

45. Les valeurs du BAC et de l'EAC relatives aux autres sous-régions Méditerranéennes devront être établies une fois que des données fiables en quantité suffisante seront disponibles. Le tableau B.7 présente des informations relatives aux BAC et les EAC calculés.

Tableau 17. Les BAC et les EAC du SoS chez les M. galloprovincialis

Tissu	**Unité**	**Méd. Ou sous-région**	**BAC**	**EAC**	**Échantillons (n)**	**Stations (n)**	**Années**	**Plage du biomarqueur (RS)**	**PC**
Organisme entier	jours	Occidentale	**4**	**2**	13	6	2017, 2019, 2022-2025	4 - 10	Espagne
Organisme entier	jours	Central	*Aucune donnée*	*Aucune donnée*	-	-	-	-	-
Organisme entier	jours	Adriatique	**6,4**	**3,2**	9	2	2019-2024	6,4 - 8,6	Croatie
Organisme entier	jours	Orientale	*Aucune donnée*	*Aucune donnée*	-	-	-	-	-

Organisme entier	jours	Méditerranée	**5,2**	**2,6**	29	8	2015, 2017, 2019-2025	4 - 10	Croatie, Espagne

46. Le PNUE (tableau 3 de la section 1.3 du document technique) avait précédemment adopté des valeurs du BAC et de l'EAC relatives à la Méditerranée sur une période de 11 et 5 jours, respectivement ; tandis que l'OSPAR (2013) avait établi des valeurs correspondantes de 10 et 5 jours. Ces valeurs seuils adoptées précédemment sont nettement supérieures aux valeurs actuellement calculées. Cet écart résulte probablement des différences méthodologiques, car l'évaluation de l'OSPAR s'appuyait sur des ensembles de données plus anciens et n'appliquait pas de filtrage des facteurs de confusion, tandis que l'analyse actuelle inclut des données datant de 2015 et des années suivantes et intègre de telles procédures de filtrage. Toutefois, les BAC et les EAC nouvellement calculés semblent anormalement bas, ce qui soulève des inquiétudes quant à leur robustesse scientifique.

47. Les valeurs de BAC calculées pour les sous-régions de la Méditerranée occidentale et de la mer Adriatique ont également été comparées aux données recueillies dans les zones sensibles respectives à l'aide des critères de filtrage correspondants (fig. 10). Cette comparaison n'a pas pu être effectuée pour les autres sous-régions, car aucune valeur du BAC n'avait été établie pour celles-ci.

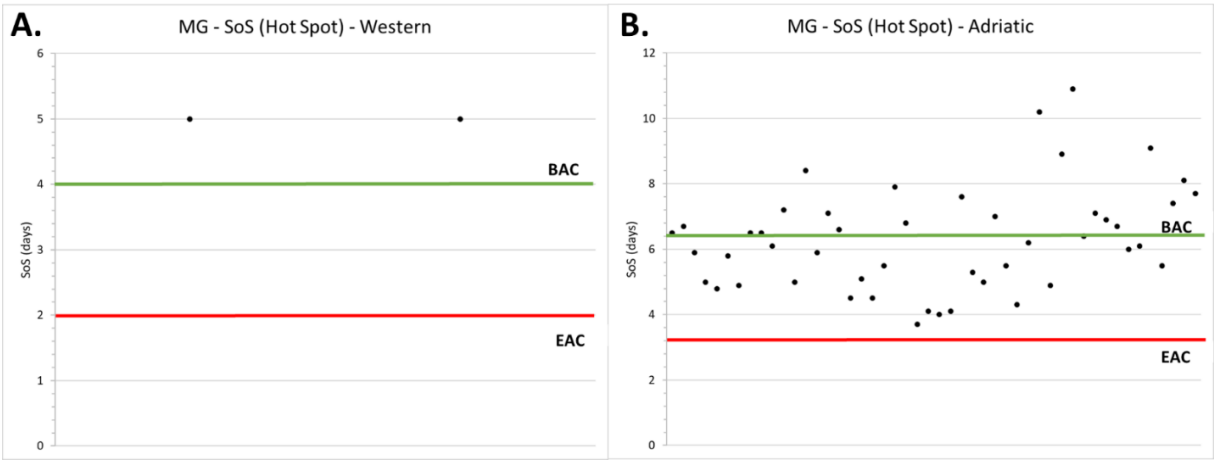


Figure B.5. Comparaison entre le BAC et l'EAC des SoS chez les M. galloprovincialis et les données relatives aux zones sensibles des sous-régions de la Méditerranée occidentale (A) et de l'Adriatique (B)

48. Compte tenu de la diminution des valeurs SoS en raison de l'exposition croissante aux contaminants, toute valeur SoS mesurée entre les valeurs seuils du BAC et de l'EAC (respectivement les lignes verte et rouge) indique une réponse de stress potentielle, tandis que toute valeur inférieure à la valeur d'EAC (ligne rouge) suggère un état de stress. La figure ci-dessus montre que plusieurs échantillons prélevés dans les zones sensibles se situent en dessous de la valeur BAC et d'EAC nouvellement établie pour la sous-région Adriatique. Cependant, aucun échantillon, dans aucune des deux sous-régions, ne se situe en dessous des valeurs EAC. Il convient également de noter qu'avec l'application des critères de filtrage actuels, seuls deux échantillons sont associés à des zones sensibles dans la sous-région occidentale.

49. En outre, le tableau B.8 présente la tendance centrale, exprimée sous forme de moyenne géométrique des valeurs SoS dans les sites de référence de la mer Méditerranée occidentale et de l'Adriatique, par rapport à celle des zones sensibles correspondantes.

Tableau 18. Moyenne géométrique de la valeur SoS chez les M. galloprovincialis

Méd. Sous-région	Typologie de zone	Moy. Géom. (Ci)

Occidentale	Référence	**6,39** (5,25 – 7,77)
Occidentale	Zone sensible	**5**
Adriatique	Référence	**7,35** (6,75 – 8,00)
Adriatique	Zone sensible	**6,10** (5,68 – 6,56)

50. Les sites de référence présentent des valeurs SoS plus élevées que celles des zones sensibles. Compte tenu de la diminution du niveau de SoS à mesure que l'exposition aux contaminants augmente, ces différences suggèrent que les organismes présents dans les zones sensibles sont probablement soumis à un stress plus important que ceux des sites de référence.

51. La capacité de survie mesurée par le test SoS est un critère d'évaluation intégratif de la réponse au stress qui reflète les effets combinés de l'exposition aux contaminants, de la disponibilité alimentaire, de la variabilité de la salinité (en particulier dans les zones côtières), du stade de reproduction, de la charge pathogène et d'autres facteurs de stress environnementaux. Par conséquent, les réponses au test SoS peuvent varier dans le temps et dans l'espace d'une station à l'autre, y compris sur les sites de référence, précisément lorsque des moules sauvages sont utilisées.

52. Les BAC et EAC calculés spécifiquement pour la Méditerranée sont relativement faibles, car ils intègrent des facteurs de stress n'ayant aucun lien avec les contaminants qui réduisent la survie même sur les sites de référence. De ce fait, ces seuils peuvent ne pas offrir une protection totale contre les effets induits par les contaminants dans des conditions où le stress environnemental est réduit. Cette conclusion devra être confirmée à mesure que des données supplémentaires seront disponibles, compte tenu de l'ensemble de données actuellement limité pour ce biomarqueur par rapport à d'autres, et par l'évaluation d'approches alternatives, comme indiqué à la section 5.1 du rapport technique.

Annexe III :
Approches fondées sur des données scientifiques - ***Élaboration des BAC et EAC chez les Mytilus galloprovincialis en cage***

1 Activité enzymatique de l'acétylcholinestérase (AChE)

1. Les BAC ont été calculés comme décrit à la section 2 du document technique, à l'aide du 10e percentile (P10) de l'ensemble de données. Les EAC ont été déterminées comme étant les concentrations correspondant à une inhibition de 30 % du BAC calculé (c'est-à-dire 70 % du BAC).

2. Le tableau C.1 présente les valeurs calculées et les compare aux BAC et EAC déterminés pour les moules sauvages dans l'ensemble de la région méditerranéenne.

Tableau C.1. BAC et EAC de l'AChE chez les M. galloprovincialis (en cage) en Méditerranée orientale, comparées aux BAC et EAC calculés pour les moules sauvages dans la région méditerranéenne

Tissu	Unité	Méd. Ou sous-région	BAC	EAC	Échantillons (n)	Stations (n)	Années	Plage du biomarqueur (RS)	PC
Branchies	nmol/mines/mg de protéin	Méditerranée orientale (en cage)	**11,65**	**8,15**	20	4.	2002, 2023	8,90 - 56,30	Grèce
Branchies	nmol/mines/mg de protéin	Mediterranée (sauvage)	**8,15**	**5,95**	96	10	2015, 2020, 2022-2025	4,69-38,00	Croatie, Espagne

3. Les valeurs préliminaires semblent identiques à celles obtenues pour les moules sauvages, ce qui confirme davantage la fiabilité de ces premières estimations de seuils.

2 Taux de métallothionéine (MT)

4. La MT étant un biomarqueur d'exposition, seules les BAC ont été calculés à partir du 90e percentile (P90) de l'ensemble de données.

5. Le tableau C.2 présente le BAC calculé et la compare à le BAC dérivé pour les moules sauvages de toute la région méditerranéenne.

Tableau C.2. Le BAC et l'EAC de la MT chez les M. galloprovincialis (en cage) en Méditerranée orientale, comparés aux BAC et EAC calculés pour les moules sauvages dans toute la région méditerranéenne

Tissu	Unité	Méd. Ou sous-région	BAC	EAC	Échantillons (n)	Stations (n)	Années	Plage du biomarqueur (RS)	PC
Glande digestive	µg/g	Méditerranée orientale (en cage)	**1120,18**	NA	18	4.	2002, 2023	89,00 – 1397,00	Grèce
Glande digestive	µg/g	Mediterranée (sauvage)	**253,75**	NA	116	10	2017, 2019-2025	54,00 - 411,00	Croatie, Espagne

6. Le BAC pour les moules sauvages de la région Méditerranéenne est de 253 µg/g, ce qui est identique à l'ancienne valeur du PNUE correspondant à 247 µg/g (tableau 3 de la section 1.3 du document technique). En revanche, le BAC calculé pour les moules en cage dans la sous-région de la Méditerranée orientale à l'aide de l'ensemble de données actuel est environ quatre fois supérieur à ces BAC. Cette valeur semble excessivement élevée et ne doit pas par conséquent être considérée comme fiable. Une analyse plus approfondie des données MT disponibles pour la sous-région de la Méditerranée orientale est nécessaire.

3 Stress sur stress (SoS)

7. Les BAC ont été calculés comme décrit à la section 2 du document technique, à l'aide du 10^{e} percentile (P10) de l'ensemble de données. Les EAC ont été calculés comme des valeurs correspondant à une réduction de 50 % par rapport aux BAC.

8. Le tableau C.3 présente les valeurs calculées et les compare aux BAC et aux EAC dérivés pour les moules sauvages dans toute de la région méditerranéenne.

Tableau C.3. Le BAC et l'EAC du SoS chez les M. galloprovincialis (en cage) en Méditerranée orientale, comparées aux BAC et EAC calculés pour les moules sauvages dans toute la région méditerranéenne

Tissu	**Unité**	**Méd. Ou sous-région**	**BAC**	**EAC**	**Échantillons (n)**	**Stations (n)**	**Années**	**Plage du biomarqueur (RS)**	**PC**
Organisme entier	jours	Méditerranée orientale (en cage)	**6,3**	**3,15**	4.	4.	2002, 2023	6 - 12	Grèce
Organisme entier	jours	Mediterranée (sauvage)	**5,2**	**2,6**	29	8	2015, 2017, 2019-2025	4 - 10	Croatie, Espagne

9. Les valeurs préliminaires sont identiques à celles obtenues pour les moules sauvages, qui avaient été jugées trop faibles (consultez la section 5 de l'annexe II). Comme dans d'autres sous-régions Méditerranéennes, la confiance pouvant être accordée à ces valeurs reste limitée en raison du faible nombre d'échantillons. Toutefois, ce degré de confiance devrait s'améliorer à mesure que des données supplémentaires seront disponibles.

Annexe IV :
Références

Références

European Environmental Agency (2019). Assessment of Contamination Status using CHASE+. Available at: https://www.eea.europa.eu/en/datahub/datahubitem-view/eab57bb2-dbe0-47bb-aa29-903d2cc1e841

ICES. 2024. Working Group on Biological Effects of Contaminants (WGBEC). ICES Scientific Reports. 6:65. 114 pp. https://doi.org/10.17895/ices.pub.26936176

GES4SEAS (n.d.). Meet Tikta: GES4SEAS' Innovative Software for Environmental Analysis. Available at: https://www.ges4seas.eu/meet-tikta-ges4seas-innovative-software-for-environmental-analyses/

Moore, M.N., Allen, J.I. & McVeigh, (2006). Environmental prognostics: an integrated model supporting lysosomal stress responses as predictive biomarkers of animal health status. Mar. Environ. Res., 61, 278–304.

OSPAR Commission. (2013). Background document and technical annexes for biological effects monitoring (Publication No. 589). OSPAR Commission. ISBN 978-1-909159-22-8.

IAEA-Marine Environmental Studies Laboratory / UNEP/MAP MED POL. (n.d.). IMAP monitoring guidelines: Integrated Monitoring and Assessment Programme (IMAP) monitoring guidelines. IMAP MONITORING GUIDELINES FOR CI18.
https://www.iaea.org/sites/default/files/24/05/naml_imap_ci18_guidelines_c-1.pdf

UNEP/MED WG.492/6. (2021). Agenda item 3: Monitoring Guidelines/Protocols for IMAP Common Indicator 18. Implementation of IMAP Common Indicator 18 on Biomonitoring.

Viarengo, A., Lowe, D., Bolognesi, C., Fabbri, E., Koehler, A., 2007. The use of biomarkers in biomonitoring: a 2-tier approach assessing the level of pollutant-induced stress syndrome in sentinel organisms. Comp. Biochem. Physiol. C 146, 281-300.

Vethaak, A. D., Davies, I. M., Thain, J. E., Gubbins, M. J., Martínez-Gómez, C., Robinson, C. D., Moffat, C.F., Burgeot, T., Maes, T., Wosniok W., Giltrap, M., Lang, T., & Hylland, K. (2017). Integrated indicator framework and methodology for monitoring and assessment of hazardous substances and their effects in the marine environment. Marine environmental research, 124, 11-20.

Appendix 5

Further Development of Reference and Boundary Values for Chla, DIN and TP in the Aegean, Levantine and Northern Western Mediterranean Seas Sub-divisions

Table of Contents

1. Introduction 1

1.1. Rationale 1

1.2. National Values for Assessment Criteria for Chl*a* 2

2. Calculation of the Sub-regional Assessment Criteria for Chl*a*, DIN and TP 3

2.1. Data Availability and Statistical Approach 4

2.2 Water Typology 6

2.3 Reference condition 6

2.4 Pressure to Effect Relationship 8

3. The Proposal of the Reference Conditions and Boundary Values for Chl*a*, DIN and TP ... 13

Annexes:

Annex I: Overview of the Proposed Contributions to the Development of Methodologies for Establishing Reference Conditions and Nutrient Thresholds for Eutrophication Assessment in France, Italy, and Spain

Annex II: References

List of Abbreviations/Acronyms

AEG	Aegean Sea subregion
BDL	Below Detection Limit
BQE	Biological Quality Element
CI	Common Indicator
Chl*a*	Chlorophyll *a*
CORMON	Correspondence Group on Monitoring
COP	Conference of the Parties
DIN	Dissolved Inorganic Nitrogen
EO	Ecological Objective
EU	European Union
FDil	Dilution factor
G_mean	Geometric mean
GES	Good Environmental Status
IMAP	Integrated Monitoring and Assessment Programme of the Mediterranean Sea and Coast and Related Assessment Criteria
LEV	Levantine Sea Sub-division
Log	Logarithm
LOD	Limit of detection
LOQ	Limit of Quantification
LUSI	Land Use Simplified Index
MAP	Mediterranean Action Plan
MED	Mediterranean
MED GIG	Mediterranean Geographical Intercalibration Group
MED POL	Programme for the Assessment and Control of Marine Pollution in the Mediterranean Sea
MSFD	EU Marine Strategy Framework Directive
NM	Nautical Mile
NTRIX	Normalized Trophic index
OWG	Online Working Group
QA/QC	Quality Assurance/Quality Control
QSR	Quality Status Report
RC	Reference conditions
ROS	Regression on Order Statistics
S-TRIX	Scaled Trophic Index
TP	Total Phosphorous
TRIX	Trophic index
UNEP	United Nations Environmental Program
WMS	Western Mediterranean Sea Sub-region
WFD	EU Water Framework Directive
WT	Water type

1. Introduction

1. Eutrophication is a process driven by enrichment of water by nutrients - especially compounds of nitrogen and/or phosphorus - leading to increased algal growth, primary production and biomass; changes in nutrient balance that alter the balance of organisms; and overall water-quality degradation (IMAP, 2016). Seawaters are classified according to their level of eutrophication based on nutrient loading and phytoplankton growth: oligotrophic areas are characterized by low nutrient and phytoplankton levels, mesotrophic waters show moderate enrichment, and eutrophic waters are rich in nutrients and algal biomass.

2. To establish reference conditions and boundary values for Dissolved Inorganic Nitrogen (DIN) and Total Phosphorus (TP) in the Aegean Sea (AEG) and the Levantine Sea (LEV), the evaluation of the spatial scope for the present work was conducted for the Aegean-Levantine Seas Sub-region. Accordingly, it was found that assessment criteria evaluation should be initiated at the two sub-division levels. This approach was based on the overall hydrological, oceanographic, and biogeochemical coherence of the two seas sub-divisions, supporting their treatment as a single assessment domain for baseline and threshold values development.

3. In the Western Mediterranean Sea (WMS), the northern subdivision of this sub-region was selected as the pilot area for the present initial work on the assessment criteria. This choice was based on the broadly consistent hydrological and biogeochemical characteristics of the area. Within this relatively homogeneous domain, the development of a common set of assessment thresholds is methodologically robust.

4. The results of this work are expected to provide a scientific basis for defining reference conditions and boundary values across the Aegean, Levantine and Western Mediterranean Seas.

1.1. Rationale

5. Considerable research efforts have been undertaken to develop and intercalibrate biological indicators to assess impact of eutrophication in coastal waters (Borja et al., 2013)[1]. Phytoplankton is the most suitable for assessing eutrophication due to direct response to nutrient conditions (Devlin et al., 2007)[2]. However, less attention has been directed to linking ecological status assessment with management actions, and to establishing meaningful and consistent nutrient criteria to support the achievement of Good Environmental Status (GES) (Hering et al., 2015)[3].

6. The European experience is relevant in the field. A comparison of nutrient boundaries set for the Water Framework Directive (WFD) and the Marine Strategy Framework Directive (MSFD) in transitional, coastal and marine waters across the EU Member States (Dworak et al., 2016)[4] revealed a huge variability in nutrient concentrations boundaries, but also in other relevant aspects such as the nutrient parameters and metrics used, the time of year assessed, the reference conditions established.

7. Across the Mediterranean region, significant differences exist in the nutrient parameters assessed, the assessment periods applied (e.g. summer, year-round/annual), and the statistical metrics used (mean, median or 90th percentile) for the assessment of saline water conditions. The choice of statistical measures used to aggregate nutrients` samples from a chosen assessment period, for the purpose of determining the assessment criteria for monitored parameter/indicator, is also important.

8. Since statistical distributions of chlorophyll-a (Chl*a*) and nutrients tend towards lognormality, the parameter that best estimates the central tendency, i.e. the value around which the data are

[1] Borja, A., Elliott, M., Henriksen, P., and Marb, N. (2013). Transitional and coastal waters ecological status assessment: advances and challenges resulting from implementing the European water framework directive. Hydrobiologia 704, 213–229.

[2] Devlin, M., Best, M., Coates, D., Bresnan, E., O'Boyle, S., Park, R., et al. (2007). Establishing boundary classes for the classification of UK marine waters using phytoplankton communities. Mar. Pollut. Bull. 55, 91–103.

[3] Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., and Feld, C. K. (2010). The European water framework directive at the age of 10: a critical review of the achievements with recommendations for the future. Sci. Total Environ. 408, 4007–4019.

[4] Dworak, T., Berglund, M., Haider, S., Leujak, W. and Claussen, U. (2016). A comparison of European nutrient boundaries for transitional, coastal and marine waters. Working Group on ecological Status ECOSTAT.

clustered, is the geometric mean, calculated as the arithmetic mean of the log-transformed data and subsequently back - transformed to the numerical values. The normalization of the data distributions though means of log transformation stabilizes the variance, with a standard deviation (SD) that remains practically constant in the case of decimal log-transformation (Giovanardi and Tromellini, 1992)[5]. These statistical properties indicate that the use of the annual geometric mean of data as the metric for setting assessment criteria in the Mediterranean represents the most appropriate statistical measure.

1.2. National Values for Assessment Criteria for Chl*a*

9. The existing national assessment criteria for Chl*a* , applicable in the Aegean and Levantine Seas Sub-divisions, as well as in the Northern part of the Western Mediterranean Sea (NWMS) area, were initially developed through the implementation of the WFD in the early 2000s and subsequently finalized within the framework of the Mediterranean Geographical Intercalibration Group (MED GIG) for coastal waters concerning the biological quality element phytoplankton. Through three intercalibration efforts, a harmonized set of values was established and formalized in EU Commission Decision 2013/480/EU (first adopted in 2013), and subsequently updated through Commission Decision 2018/229/EU[6], as summarized in Table 1.

10. For Greece and Cyprus, as summarized in Table 1, national assessment criteria for coastal chlorophyll-a (Chl*a*) were developed under the MED GIG within the WFD intercalibration process for Type III-E coastal waters, defined as waters not influenced by freshwater inputs and characterized by mean salinity >37.5 and density >27. In this framework, reference conditions and class boundaries were derived `````````` resulting in a reference condition of approximately 0.20 µg/L and common High-Good and Good-Moderate boundaries of 0.29 µg/L and 0.53 µg/L, respectively. Following harmonization between Greece and Cyprus, Greece applies a correction coefficient of +0.03 µg/L to the 90th percentile Chl*a* values before calculating Ecological Quality Ratio (EQR) values and assigning ecological status. These values provide the current national basis for the assessment of Chl*a* in Greek coastal waters relevant to the Aegean Sea, while the corresponding assessment criteria for Türkiye will be considered once they become available.

11. France and Spain also derived reference values and class boundaries for coastal water phytoplankton Chl*a* as presented below in Table 1. Reference conditions were derived using pressure-impact relationships based on the minimum Land Use Simplified Index (*LUSI*) values for each water type, namely *LUSI*=2 for Type II-A (moderately freshwater-influenced) and *LUSI*=1 for Type III-W (not influenced by freshwater). Application of these values to the linear regression models yielded reference Chl*a* values of 1.28 µg/L and 0.79 µg/L, respectively. The High-Good boundary was derived by adding approximately 50% of the reference condition value to the reference value for both water types. The Good-Moderate boundary was subsequently established by adding 82% of the H/G boundary value for Type II-A and 60% for Type III-W, reflecting data distribution within each type. A correction coefficient of +0.11 µg/L was applied to French Type III-W waters because the France's biogeographic offset (0.29) exceeded the acceptance threshold, while Spain was able to apply boundaries directly without correction. Finally, boundaries were expressed as absolute 90th percentile Chl*a* concentrations (µg/L).

12. Related to the same intercalibration effort, Italy derived its national values using a different approach, primarily elaborated for the Adriatic Sea sub-region and the Tyrrhenian Sea, as published in Giovanardi et al., 2018. The values presented in Table 1 do not refer to the Ligurian Sea, which forms part of the NWMS, but rather to the adjacent Tyrrhenian Sea, whose hydrographic characteristics are similar to the Ligurian Sea and can be used as a first approximation. This approach has been used for the tentative present calculation of reference and boundary values for chlorophyll-a (Chl*a*), dissolved

[5] Giovanardi, F., Tromellini, E., (1992). An empirical dispersion model for total phosphorus in a coastal area: the Po River-Adriatic system. Sci. Total Environ. Supplement 201–210.

[6] Commission Decision (EU) 2018/229 of 12 February 2018 establishing, pursuant to Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, the values of the Member State monitoring system classifications as a result of the intercalibration exercise and repealing Commission Decision 2013/480/EU (notified under document C(2018) 696) Text with EEA relevance.

inorganic nitrogen (DIN), and total phosphorus (TP) in the Northern part of the Western Mediterranean Sea (NWMS).

13. During the exchange within the Online Working Group on Eutrophication – Nutrients, inputs regarding national threshold values from Türkiye, Israel and Lebanon were not yet available. Should such information become available, it may be considered at a later stage when reviewing and refining the sub-regional values proposed herein.

14. In Table 1, only the values expressed as the 90th percentile are presented. This follows the format used for presenting the relevant values in the EU Commission Decisions (2018/229/EU) in which the values are provided as the 90th percentile values.

Table 1. Chlorophyll-a (Chl*a*) boundaries (µg/L) for phytoplankton assessment in the coastal waters of the Aegean, Levantine and NWM Seas Sub-divisions (France, Spain, Italy). RC = Reference Condition; H/G = High-Good boundary; G/M = Good-Moderate boundary. Values are presented for Greece. Values are derived from 2018/229/EU (90th percentile, annual).

Country	Type	RC (µg/L)	H/G (µg/L)	G/M (µg/L)
Cyprus	Type IIIE	0.20	0.29	0.53
Greece	Type IIIE	0.20	0.29	0.53
France	Type I	3.33	4.93	10.00
Italy	Type I	3.93	5.60	14.10
France	Type IIA	1.28	1.92	3.50
Spain	Type IIA	1.28	1,92	3.50
Italy	Type IIA Tyrrhenian	0.78	1.17	2.90
France	Type Island-W	0.60	0.75	1.20
Spain	Type Island-W	0.60	0.75	1.20
France	Type IIIW	0.79	1.18	1.89
Spain	Type IIIW	0.79	1.18	1.89

2. Calculation of the Sub-regional Assessment Criteria for Chl*a*, DIN and TP

15. In the Aegean and Levantine Seas Sub-divisions, as well as the Northern part of the Western Mediterranean Sea (NWMS), the scientific basis for eutrophication assessment draws on long-standing monitoring and research efforts in coastal and offshore waters influenced by riverine inputs, urbanized coastal zones, aquaculture activities.

16. In the Aegean Sea, there is marked hydrographic gradients across the basin. In parallel, datasets generated through national monitoring programmes and other available sources provide an initial basis for developing a harmonized IMAP sub-regional approach to the establishment of reference conditions and boundary values for chlorophyll-a (Chl*a*), dissolved inorganic nitrogen (DIN), and total phosphorus (TP).

17. The NWMS is influenced by multiple river basins and densely populated coastal areas, including major systems such as the Ebro and Rhône rivers, as well as several smaller catchments that exert significant local influence. Alongside this scientific experience, large and heterogeneous datasets are available through sub-national and national monitoring programmes (e.g., under the MSFD and WFD), providing a basis for further refining a harmonized regional approach within IMAP for the definition of reference conditions and boundary values for Chl*a*, DIN and TP.

18. The work presently being undertaken by the UNEP/MAP – MED POL follows the regression - based procedure previously elaborated and applied in the Adriatic Sea Sub-region (as described in UNEP/MED WG.492/11 and UNEP/MED WG.492/Inf.12), and subsequently in the Tyrrhenian Sea. The current workflow has, however, been adapted to the specific data structure and data availability in the |AEG, LEV and NWMS. This approach supports further development of coherent reference conditions and boundary values for DIN and TP by analysing of pressure - response relationships between nutrient pressures and phytoplankton response, i.e. Chl*a*, thereby ensuring consistency with the broader IMAP assessment framework.

2.1. Data Availability and Statistical Approach

19. Only a limited portion of data were available in the IMAP Info System (IS). Consequently, substantial additional work was required to compile, decode, and harmonize datasets originating from national monitoring programmes to ensure consistency in the current data evaluation process for initiating the derivation of assessment criteria. These efforts also support expected formal data reporting into the IMAP IS.

The Aegean Sea Sub-division

20. The datasets used to propose sub-regional assessment criteria for Chl*a*, TP and DIN were primarily collected from national sources provided by Greece and Türkiye for the period 2016–2021. Data from this period were selected for the present evaluation of assessment criteria, as they represented the most complete available data series.

21. Greece provided a substantial data set in EMODNet data format for the period 2010 - 2023 for the WFD and MSFD monitoring programmes[7]. The original data set used in the publication Giani et all. (2024)[8] was also made available. In total, 243,270 datapoints were shared to support the present work.

22. Türkiye reported its dataset for the Aegean and Levantine Seas to the IMAP IS, covering the period 2016 – 2024. In total, 527, 340 datapoints were shared to support the present work, while the most recent upload completed on 18 May 2026.

The Levantine Sea Sub-division

23. The datasets used to propose sub-regional assessment criteria for Chl*a*, TP and DIN were primarily collected from national sources provided by Lebanon, Cyprus, Israel and Türkiye for the period 2010–2023. Data from this period were selected for the present evaluation of assessment criteria, with differing levels of availability across the Contracting Parties, as they represented the most complete available data series.

24. Cyprus has reported data to the IMAP IS since 1999. However, for the purpose of the present data evaluation, only data collected from 2015 to 2023 were analysed. The dataset comprises 94 monitoring stations and 8,581 data records.

25. Israel has reported data to the IMAP IS since 1999. However, these datasets comprise only one sampling per year and are therefore insufficient for the derivation of the robust assessment criteria. To support the present evaluation, Israel shared an additional dataset[9]. The dataset comprises 81 monitoring stations and 7,900 data records, which were used for the present data evaluation.

26. Lebanon has reported data to IMAP IS for the period 2017-2023. A total of 98 monitoring stations and 15,767 data records were uploaded to the IMAP IS and analyzed as part of the present evaluation.

27. Türkiye has reported its dataset for the Aegean and Levantine Seas to the IMAP IS, covering the period 2016 – 2024. A total of 527,340 datapoints were shared to support the present work, while the most recent upload completed on 18 May 2026.

The Northern Western Mediterranean Sea Sub-division

---

[7] Financial support is acknowledged from the Programme "Monitoring and Recording the Status of the Marine Sub-regions of Greece and Upgrading and Functional Updating of the MSFD Monitoring Network" (MIS 5010880), funded by national Greek and European Union resources under the auspices of the Ministry of Development and Investment within the framework of the National Strategic Reference Framework (NSRF) 2014–2020.

[8] Giani, M *et all*. (2024). Assessment of the eutrophication status at Mediterranean sub-basin scale within the European Marine Strategy Framework Directive. Science of the Total Environment, 945, 173876.

[9] Kress, N., Rahav, E., Silverman, J., & Herut, B. (2019). Environmental status of Israel's Mediterranean coastal waters: Setting reference conditions and thresholds for nutrients, chlorophyll-a and suspended particulate matter. *Marine Pollution Bulletin, 141*, 612–620.

28. The datasets used to propose sub-regional assessment criteria for Chl*a*, TP and DIN were primarily collected from national sources provided by France, Spain, and Italy for the period 2016–2020.

29. In the case of France, the dataset comprised only four years of incomplete data reported in IMAP IS (2016 -2020). To complement this, under the present work national REPHY datasets were decoded and reformatted. However, the dataset was difficult to convert into the IMAP IS structure and showed temporal and spatial inconsistencies across stations, which are key aspects for assessment criteria calculation.

30. For Spain, datasets for 2012, 2014, 2015, 2019, 2020, 2021 were made available, including those reported in IMAP IS. To increase the availability of data, additional national datasets were therefore decoded from WFD reporting under WISE Marine, as well as from the regional monitoring programmes of Catalonia and Valencia. However, the WISE Marine datasets could not be downloaded directly, while the regional datasets differed substantially in format, parameters, and units, none of which were consistent with the IMAP IS structure. These datasets primarily cover coastal waters (up to 1 nautical mile (NM)). In addition, a partial dataset (Chl*a*, PO_4, NO_3) from ESMARES (1993-2024) was also received from Spain within OWG, cleaned and prepared by national authorities for upload to IMAP IS, which extends the spatial coverage beyond 1 NM. However, these datasets do not comprise salinity data, which are essential for the defining water typology.

31. For Italy, the authorities provided an extensive dataset covering the period 2018 - 2020. These data underwent thorough quality assurance and data - cleaning procedures under the present work to ensure their compatibility with the IMAP IS. The MSFD and WFD datasets (2018 - 2020) have been fully verified and validated. All Italian datasets are expected to be formally reported in the IMAP IS after the completion of the present evaluation exercise.

Statistical Approach for Data Evaluation

32. In the AEG and LEV Sub-divisions, data collected at 20 m depth layer at the outermost stations were used to calculate the average salinity of non-impacted waters in order to calculate the FDil. Subsequently, the data used to establish reference conditions and boundary values were elaborated for the 0–10 m depth layer, representing the water column stratum most directly affected by eutrophication.

33. In the NWMS, data elaboration was conducted only for the surface layer, as this is the primary layer affected by eutrophication. Namely, freshwater inputs constitute the primary pressure driving eutrophication and contribute significantly to stratification of the water column, therefore confining newly introduced nutrients predominantly to the surface layer. The FDil values were calculated in relation to the average salinity at 10 m depth measured at the outermost stations, assumed to represent non-impacted waters, for three zones of the NWMS.

34. Data elaboration and presentation were performed by using R, an open-source language widely used for statistical analysis and graphical presentation (R Development Core Team, 2026)[10]. Maps were elaborated using QGIS 4.02, an open-source GIS tool.

35. Special attention was given to the handling of Below Detection Limit (BDL) data since they may represent a substantial portion of the dataset and potentially introduce bias or erratic evaluation. BDL values were recalculated using the *NADA* (Nondetects and Data Analysis for Environmental Data) statistical package in R. The *ROS* (Regression on Order Statistics) estimator was used i.e., all BDL values were statistically elaborated and should only be used for the calculation of averaged values.

36. Information documents UNEP/MED WG. 647/Inf.10; UNEP/MED WG. 647/Inf.11 and UNEP/MED WG. 647/Inf.12, provide detailed elaboration of the (i) geographical coverage; (ii)

[10] R Development Core Team (2026). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. http://www.R-project.org

sampling period, monitoring stations, and number of data records included in the dataset used for the calculation of reference conditions and boundary values for Chl*a*, TP and DIN, along with detailed explanation of data evaluation methodology, R scripts and related outputs.

2.2 Water Typology

37. The Water typology is of key importance for the further development of classification schemes of a certain area. The first step in setting reference conditions and boundary values for an area, is to identify present water types (WTs) and to associate them with the relevant density or salinity boundaries, as established by IG.22/7 (COP 19, 2016). The subdivision of the major coastal WTs is based only on salinity that is fully comparable with the classification based on density (Table 2). The use of salinity alone was proposed during the WFD intercalibration process (Carletti and Heiskanen, 2009)[11].

Table 2. Major coastal water types in the AEG, LEV and NWMS Sub-divisions (Decisions IG.22/7 (COP 19); IG. 23/6 (COP 20); IG. 26/3 (COP 23); IG.27/6 (COP 24))

	Type I	**Type IIA**	**Type IIIE, IIIW**
σt (density)	<25	25<d<27	>27
S (salinity)	<34.5	34.5<S<37.5	>37.5

38. For the AEG, the relevant water types are Type I, Type IIA and Type III E. For the LEV, the relevant water types across the analyzed monitoring stations are Type IIA and Type III E. Type IIA was observed only once for Cyprus. For the WMS region, the relevant water types are Type I, Type IIA and Type III W.

39. For the identification of water types (WTs), it is suggested to use the five years surface average (Carletti and Heiskanen, 2009). However, in the present work in the AEG, LEV and NWMS, all station - based *G_Mean* data were used. The calculated WT was subsequently assigned to the corresponding data for further elaboration and analysis by WTs.

40. Distribution of WTs across the monitoring stations used to propose sub-regional assessment criteria for the AEG, LEV and NWMS is presented in UNEP/MED WG. 647/Inf.10; UNEP/MED WG. 647/Inf.111 and UNEP/MED WG. 647/Inf.12, respectively.

2.3 Reference condition

41. Reference Conditions (RCs) represent “a description of the biological quality elements that exist, or would exist, at high ecological status”, i.e. in the absence of, or under very minor disturbance from human activities. The objective of setting reference conditions` standards is to enable the assessment of ecological quality against these standards (WFD CIS Guidance Document No. 5 (2003))[12].

42. As elaborated in the methodology for assessment criteria derivation (UNEP/MED WG.492/11; UNEP/MED WG.492/Inf.12), the dilution factor (FDil) was used to define the reference conditions based on the concentrations of Chl*a*. The delimitation line between values and the absence of values represents the threshold that can be interpreted as the boundary between natural and anthropogenic pressures. It is assumed that the nutrient loads, either natural or generated by minor human activities, determine a response of the coastal systems that is well-represented by concentrations of Chl*a* lying along the curve, as illustrated in Scatter plots for the three seas sub-divisions in the above-mentioned information documents. These scatter plots present annual *G_mean* of Chl*a* concentrations against the FDil for present Water Types (WT). The curve marks the boundary

[11] Carletti, A., Heiskanen, A. S. (2009). Water Framework Directive intercalibration technical report. Part 3: Coastal and Transitional waters. JRC-IES EUR 23838 EN/3, pp 244.

[12] WFD CIS Guidance Document No. 5 (2003) Transitional and Coastal Waters Typology, Reference Conditions and Classification Systems.

of the lower limit of Chl*a* RCs. The vertical lines represent the WT boundaries set as FDil values and derived from the salinity boundaries.

43. The same approach cannot be used for the nutrients, given the FDil represents an integrated measure of the nutrients' pressures to the ecosystem. Accordingly, the reference conditions for nutrients are derived from the pressure to effects relationship.

44. In the AEG and LEV, the FDil values were calculated in relation to the average salinity at 20 m depth measured at the outermost stations, assumed to represent non-impacted waters.

45. For the FDil boundary calculation, a salinity value of 39.25 was used in the Aegean Sea Sub-division. The WT boundary for IIA (Table 2) is defined as 34.5<S<37.5 and gives the FDil range of 12.1<FDil<4.45. These WT boundaries, based on FDil, represent the less impacted waters within the class and provide a good estimator of the reference conditions for WTs IIA and I.

46. For the FDil boundary calculation in the Levantine Sea Sub-division, the salinity values of 39.50 for Israel, 38.80 Cyprus and 39.30 for Türkiye were used. The WT boundary for IIA (Table 2) is defined as S<37.5 and gives the FDil for Israel=5.06, Cyprus=3.35 and Türkiye =4.58, respectively. These WT boundaries, based on FDil, represent the less impacted waters within the class and provide a good estimator of the reference conditions for WT IIA.

47. In the NWMS, the FDil values were calculated in relation to the average salinity at 10 m depth measured at the outermost stations, assumed to represent non-impacted waters, for three zones of the NWMS (Spain - Catalunya: 38.3, France mainland coast: 39.0 and Italy - Ligurian Sea: 38.3).

48. For the FDil boundary calculation, a salinity value of 38.53 was used. The WT boundary for IIA (Table 2) is defined as 34.5<S<37.5 and gives the FDil range of 10.45<FDil<2,67. These WT boundaries, based on FDil, represent the less impacted waters within the class and provide a good estimator of the reference conditions for WTs IIA and I.

49. The best functional relationships between the RC for Chl*a* and FDil were consistently exponential. The equations describing these relationships were used to derive unique Chl*a* RCs per WTs, corresponding to the boundary value of FDil. Tables 3a, 3b and 3c summarizes the results of the calculation undertaken.

Table 3a. Aegean Sea Sub-division **-**Summary of the RCs for the phytoplankton Biological Quality Elements (BQE) based on Chl*a*.

Type	**CP**	**Functional relationships**	**F_dil (%) Border**	**RC - Chl*a* (µg/L) as G_Mean**
Type IIA	GR, TR	$y = 0.0719\ e^{0.0928x}$	4.45	0.11
Type IIIE			1.0	0.08

Table 3b. Levantine Sea Sub-division **-**Summary of Reference Conditions (RCs) for the phytoplankton Biological Quality Element (BQE) based on Chl*a*. For water type IIIE, FDil (%) = 1 was applied in the RC calculation. Other water types, namely Type I (not present) and Type IIA (only one station), were not used for the present evaluation of the assessment criteria.

Water Type	**CP**	**Area**	**Functional relationships**	**RC - Chl*a* (µg/L) as G_Mean**
IIIE	Türkiye	CW	$y = 0.1942\ e^{0.2350x}$	0.25
		OW	$y = 0.1002\ e^{0.1742x}$	0.12
	Cyprus	OW	$y = 0.0521\ e^{0.1438x}$	0.06

Table 3c. Northern WMS: Summary of the RCs for the phytoplankton BQE based on Chl*a*.

Type	CP	Functional relationships	F_dil (%) Border	RC - Chl*a* (µg/L) as G_Mean
Type I	FR, IT	$y = 0.0841\ e^{0.1446x}$	10.45	0.49
Type IIA			2.67	0.13
Type IIIW			1.0	0.12
Type IIA	ES	$y = 0.1247\ e^{0.1721x}$	2.67	0.20
Type IIIW			1.0	0.15

2.4 Pressure to Effect Relationship

50. Defining pressure to effect relationship is critical for setting the RCs for nutrients. To test the sensitivity of the selected metrics to different pressure indicators, multiple regression analysis using linear models (LMs) was performed.

51. Through this stepwise regression technique, variations in Chl*a* concentration were tested against the DIN and TP used as pressure indicators. A stepwise multiple linear regression approach was applied to examine relationships between log-transformed Chla and nutrient variables, following a procedure adapted from, but not identical to, the methodology applied in the Adriatic Sea (UNEP/MED WG.492/Inf.12). For each assessment group (e.g. WFD types IIA, IIIE, and their combination), the dataset was filtered by type and, where relevant, by area, retaining only records with strictly positive GM_Cphl. Log10-transformed variables were subsequently generated using a safe transformation function that replaced non-positive values with a small constant (0.01), while preserving missing values as not available (NA). The primary response variable was log10 chlorophyll (LCphl). while log10 total inorganic nitrogen (LTini) and log10 total phosphorus (LTphs) were considered as candidate predictors. Model fitting was performed using only observations with finite values for all three variables.

52. An initial multiple linear model was fitted in R using the lm function with na.action = na.fail. Model selection was performed with the stepAIC function from the MASS package, applying backward stepwise selection based on the Akaike Information Criterion (AIC). For each group, the final model corresponded to the AIC-optimal subset of predictors.

53. Model performance was evaluated using the coefficient of determination R^2, F-statistics, and p-values extracted from the model summary. Residual diagnostics were assessed using the four standard four diagnostic plots produced by plot.lm, allowing evaluation of residual normality, homoscedasticity, and the presence of influential observations.

The Aegean Sea Sub-division

54. In the AEG, all combinations of Area (Coastal Waters – CW, Open Waters – OW, both together – All) and Type (IIA, IIIE and aggregated – All) were tested. The corresponding results are presented in information document UNEP/MED WG. 647/Inf.10.

55. Type I was not evaluated as only one station in this water type was present.

56. The fitted linear model explains approximately 16% of the total variability in Chla concentration in CW, with both DIN and TP making statistically significant contributions to the observed response. A summary of the model statistics is provided in UNEP/MED WG. 647/Inf.10 (Table 5).

57. For OW, considering all water types together, the linear model retained only one predictor, with total phosphorus (TP) representing the dominant explanatory variable. The model accounted for approximately 14% of the variability in Chla concentration. A summary of the corresponding model statistics is provided in UNEP/MED WG. 647/Inf.10 (Table 6).

58. The calculated relationships demonstrates that Chl*a* variability in the AEG is explained by both DIN and TP, although their relative importance differs among the tested aggregation levels.

59. For the dataset combining all water types and areas, the final stepwise model retained both DIN and TP and explained approximately 16% of the total variability in Chl*a*, with TP showing the stronger effect.

60. In contrast, for open waters analysed separately, the final model retained only TP and explained around 14% of the Chl*a* concentration variability, indicating that phosphorus may represent the dominant pressure indicator under these conditions. These results suggest that nutrient limitation patterns in the Aegean Sea are not uniform across water types and areas, and that both DIN and TP should be considered in the further development of assessment criteria.

61. Although the fitted models explain a relatively modest proportion of Chl*a* variability, the results nevertheless indicate that total phosphorus (TP) may play a particularly important role in regulating phytoplankton biomass in parts of the Aegean Sea. This is especially evident in open-water environments, where TP emerged as the only statistically significant predictor of Chl*a* variability. At the same time, the limited explanatory power of the models highlights the need for additional analyses at finer spatial scales and with expanded datasets before broader sub-regional conclusions can be drawn.

62. The Aegean Sea is characterized by a clear ecological zonation, with a more productive northern sector and an oligotrophic to ultra-oligotrophic regime in the remaining parts of the basin[13]. In this context, a strict subdivision into coastal and open waters is not conducive to the development of harmonized assessment criteria, as such an approach would artificially fragment the underlying pressure–effect gradients.

63. Furthermore, the stepwise multiple linear regression analysis demonstrated that the strongest model performance was obtained when the data were analysed as a whole, without stratification by water type (WT) or area, thereby encompassing a wider and more representative pressure–effect gradient. Therefore, the division by Area and WT was not considered in the present initial setting of assessment criteria. Nevertheless, all related statistical analyses explicitly considered the effects of Area, WT and Country, as well as their interactions, and the corresponding results are provided in UNEP/MED WG. 647/Inf.10.

64. The trophic index TRIX, originally developed and scaled for the Adriatic Sea and other relatively eutrophic systems, was not applied directly as an internal classification scale in the present data evaluation for the Aegean Sea, as its original calibration is not fully suitable for oligotrophic conditions. Instead, consistent with the scaled TRIX approach proposed by Primpas and Karydis (2011)[14], a TRIX formulation normalized to the environmental conditions of the Aegean Sea was applied.

65. By substituting S-TRIX with TRIX in the calculation, the NTRIX was obtained. In UNEP/MED WG. 647/Inf.10, detailed elaboration is provided for interrelation of TRIX, S-TRIX and NTRIX scales by Ecological Status. It also includes Scatter plots showing interrelation of annual *G_mean* of Chl*a* and *NTRIX* index against the concentration of (i) DIN and (ii) TP, as well as the relationship between Chl*a* and *NTRIX,* using data for all areas (CW and OW) and countries combined.

66. As a result, the functional relationships of interest were identified for each water type (WT), as presented in Table 4.

[13] Kournopoulou, A., Kikaki, K., Varkitzi, I., Psarra, S., Assimakopoulou, G., Karantzalos, K., and Raitsos, D. 2024. Atlas of phytoplankton phenology indices in selected Eastern Mediterranean marine ecosystems. Scientific Reports, 14.

[14] Primpas, I., and Karydis, M. 2011. Scaling the trophic index (TRIX) in oligotrophic marine environments. Environmental Monitoring and Assessment, 178, 257–269.

Table 4. List of functional relationships of interest identified per WTs. For each regression equation, the sample size (N), R-squared and p-values are provided.

Functional link	Type IIA-IIIE
1. TP vs NTRIX	[TP] = 10^[(NTRIX – 5.94)/1.87] N = 340; R2 = 0.26; P <0.001
2. DIN vs NTRIX	[DIN] = 10^[(NTRIX – 5.39)/1.34] N = 338; R2 = 0.40; P <0.001
3. Chla vs TP*	[Chla] = 0.62·[TP]^0.398 N = 477; R2 = 0.09; P <0.001
4. Chla vs DIN*	[Chla] = 0.39·[DIN]^0.145 N = 341; R2 = 0.02; P = 0.006
5. Chla vs NTRIX	[Chla] = 10^[(NTRIX – 5.25)/1.15] N = 406; R2 = 0.34; P <0.001
*** weak statistics – relationship not to be considered**	

67. The equations presented in rows 3 and 4 describe the functional relationships between TP and DIN and Chla concentrations. They were developed as unified models for WT IIA and IIIE waters, as separate regressions for each water type showed only negligible differences in parameters estimates (Figures 5 and 6 UNEP/MED WG. 647/Inf.10). These relationships form the basis for defining threshold values between ecological quality classes within the assessment framework in the AEG, including both reference conditions and class boundary values.

The Levantine Sea Sub-division

68. In the LEV, all combinations of Area (Coastal Waters – CW, Open Waters – OW, both together – All), Countries (Israel, Türkiye and combined areas of Israel and Türkiye), and all for WT IIIE were tested. Data for Lebanon and Cyprus were not tested as TP values were not included in data reported. Lebanon does not measure NH_4^+ and TP, and Cyprus does not measure TP. The corresponding results as screenshot images are presented in information document UNEP/MED WG. 647/Inf.11.

69. Water Types I (not present) and IIA (only one station) were not used for the present evaluation of the assessment criteria.

70. The stepwise regression analysis applied to Turkish dataset aggregated across both coastal and open waters, as such this approach produced the best results. For the CW, the fitted linear model explains approximately 35% of the total variability in Chl*a* concentration, with both DIN and TP making statistically significant contributions to the observed response. A summary of the corresponding model statistics is provided in UNEP/MED WG. 647/Inf.11 (Table 5).

71. For OW, the linear model retained only one predictor, with total phosphorus (TP) representing the dominant explanatory variable. The model accounted for approximately ~ 34% of the variability in Chl*a* concentration. A summary of the corresponding model statistics is provided in UNEP/MED WG. 647/Inf.11 (Table 6).

72. The calculated relationships demonstrates that Chl*a* variability in the LEV is explained by both DIN and TP, although their relative importance differs among the tested aggregation levels.

73. For Türkiye in both areas of CW and OW, as the combined areas, the final stepwise model retained both DIN and TP and explained approximately 35% of the total variability in Chl*a*.

74. In contrast, when the open waters of Israel were analysed separately, the stepwise procedure retained no predictor variable, yielding an intercept–only model. This outcome reflects the ultra-oligotrophic conditions of the southeastern Levantine basin, where nutrient concentrations provide limited predictive power for Chl*a* variability. For Türkiye open waters, the final model retained both DIN and TP as significant predictors ($R^2 = 0.3383$; $F = 70.05$ on 2 and 274 DF; $p < 2.2e\text{-}16$), indicating a stronger nutrient– Chl*a* coupling in the Turkish sector. These contrasting outcomes suggest that nutrient limitation patterns in the Levantine Sea are not spatially uniform across countries or area types and highlight importance of considering both DIN and TP in the further development of assessment criteria.

75. Although the fitted models explain a relatively modest to moderate proportion of Chl *a* variability, the results indicate that both DIN and TP contribute to regulating phytoplankton biomass in the Levantine Sea, particularly in coastal and open waters of Türkiye. The intercept–only result

obtained for open waters of Israel further underscores the ultra–oligotrophic character of the southeastern Levantine Sea, where the predictive capacity of nutrient concentrations is correspondingly reduced. These findings highlight the need for additional analyses incorporating expanded datasets and complementary environmental drivers before sub-regional assessment criteria can be robustly established.

76. The Levantine Sea is characterised by pronounced oligotrophic to ultra-oligotrophic conditions, with phosphorus widely recognised as the primary limiting nutrient in the easternmost Mediterranean. A strict subdivision into CW and OW, or classification by country alone, risks fragmenting the underlying pressure–effect gradients and producing statistically underpowered sub-group models. This is evidenced by the intercept–only result obtained for Israel OW (n = 68) and the marginally significant combined Israel–Türkiye coastal model ($R^2 = 0.032$; $p = 0.055$)

77. The stepwise multiple linear regression analysis demonstrated that, for Türkiye, the strongest model performance was obtained when coastal and open waters were considered separately. The CW model ($R^2 = 0.3511$; $F = 8.656$ on 2 and 32 DF; $p = 0.000989$) and the OW model ($R^2 = 0.3383$; $F = 70.05$ on 2 and 274 DF; $p < 2.2e\text{-}16$) both retained DIN and TP as significant predictors, supporting the retention of the CW/OW subdivision for the Turkish sector. Therefore, the area distinction was maintained for Türkiye in the present initial setting of assessment criteria, while all related statistical analyses explicitly considered the effects of area, country, and their interactions, with the corresponding results provided in UNEP/MED WG. 647/Inf.12.

78. As for the Aegean Sea, the trophic index TRIX, originally developed and scaled for the Adriatic Sea and other relatively eutrophic systems, was not applied directly as an internal classification scale in the present data evaluation for the Levantine Sea, as its original calibration is not fully suitable for oligotrophic conditions. Instead, consistent with the scaled TRIX approach proposed by Primpas and Karydis (2011), a TRIX formulation normalized to the environmental conditions of the Aegean Sea was applied.

79. In UNEP/MED WG. 647/Inf.11, detailed elaboration is provided for interrelation of TRIX, S-TRIX and NTRIX scales by Ecological Status. It also includes Scatter plot showing interrelation of annual *G_mean* of Chl*a* and *NTRIX* index against the concentration of (i) DIN and (ii) TP, as well as the relationship between Chl*a* and *NTRIX,* using data for CW, OW and combined CW and OW for Türkiye.

80. As a result, the functional relationships of interest were identified for WT IIIE, as presented in Table 5.

Table 5. List of functional relationships of interest identified for WT IIIE. For each regression equation, the sample size (N), R-squared and p-values are provided.

Country/Area	Functional link	Type IIIE
Türkiye-CW	1. TP vs NTRIX	[TP]=10(NTRIX−6.72)/2.66 N = 33; R2 = 0.26; P <0.001
	2. DIN vs NTRIX	[DIN]=10^(NTRIX−4.77)/1.45 N = 34; R2 = 0.38; P <0.001
	3. Chla vs TP	[Chla] ≈1.537·[TP]^1.01 N = 32; R2 = 0.12; P <0.051
	4. Chla vs DIN	[Chla] ≈0.295·[DIN]^0.593 N = 32; R2 = 0.25; P = 0.003
	5. Chla vs NTRIX	[Chla]=10^(NTRIX−5.67)/1.63 N = 34; R2 = 0.85; P <0.001
Türkiye-OW	1. TP vs NTRIX	[TP]=10(NTRIX−6.61)/2.72 N = 256; R2 = 0.37; P <0.001
	2. DIN vs NTRIX	[DIN]=10^(NTRIX−4.72)/1.18 N = 264; R2 = 0.47; P <0.001
	3. Chla vs TP	[Chla]≈1.24·[TP]^0.966 N = 218; R2 = 0.21; P <0.001
	4. Chla vs DIN	[Chla]≈0.249·[DIN]^0.327 N = 214; R2 = 0.15; P = 0.001
	5. Chla vs NTRIX	[Chla]=10^(NTRIX−5.46)/1.32 N = 262; R2 = 0.56; P <0.001
Israel combined CW and OW	2. DIN vs NTRIX	[DIN]=10(NTRIX−4.98)/0.97 N = 31; R2 = 0.70; P <0.001
	5. Chla vs NTRIX	[Chla] ≈10(NTRIX−5.75)/2.74 N = 36; R2 = 0.39; P <0.001

81. The equations presented in rows 3 and 4 describe the functional relationships between TP and DIN and Chl*a* concentrations for WT IIIE waters They form the basis for defining threshold values between ecological quality classes within the assessment framework for the LEV, and enable direct

conversion between nutrient concentrations and biological quality elements across the full ecological status gradient, as elaborated in UNEP/MED WG. 647/Inf.11.

The Northern Western Mediterranean Sea Sub-division

82. In the NWMS, a different statistical package in R was used compared to the methodology recommended in UNEP/MED WG.492/Inf.12.

83. Due to data inconsistencies (including missing salinity values in the Spanish dataset and a reduced dataset for French offshore waters), no distinction between coastal and offshore waters was applied, and the data were analysed in their original form.

84. Type I was not evaluated as only one station in this water type was present.

85. For Type IIA, the fitted linear model explains 16% of the total variability in Chl*a,* with DIN accounting for the maximum weight in determining this variability. A summary statistic is provided in UNEP/MED WG. 647/Inf.12 (Table 5).

86. For Type IIIW, the linear model retained only one regressor, with a largely dominant weight of DIN. Moreover, the multiple R - squared shows that the model explains only 22.4% of the variability in Chl*a*. A summary statistic is provided in UNEP/MED WG. 647/Inf.12 (Table 6).

87. The calculated relationships demonstrate that Chl*a* sensitivity, considered as the response of coastal systems to nutrient availability in terms of phytoplankton biomass production, is not largely controlled by total phosphorus as observed in previous evaluations of WFD monitoring data. In contrast, DIN concentrations explain a significant portion of Chl*a* variability in the NWMS coastal waters: accounting for up to 16% in Type IIA waters ($R^2 = 0.1604$, though with marginal DIN significance at $p = 0.0857$) and 22.4% in Type IIIW waters ($R^2 = 0.2241$, $p = 4.77e\text{-}11$). These results suggest that DIN plays an important role as a pressure indicator in these Mediterranean coastal systems. The stronger relationship observed in Type IIIW waters ($\beta = 0.32487$) compared to Type IIA ($\beta = 0.15100$), further suggests differential nutrient limitation patterns among water types in the NWMS. Nevertheless, these findings require additional testing at finer spatial scales, as current data availability and distribution across the NWMS coastal zones may limit the broader applicability of these observed relationships to specific sub-basins or coastal water bodies with distinct hydrographic conditions and nutrient input characteristics.

88. In UNEP/MED WG. 647/Inf.12 (Figures 5 and 6), Scatter plots show interrelation of annual *G_means* of Chl*a* and *TRIX* index against the concentration of DIN for WT IIA and IIIW, and against the concentration of TP for WT I and IIA.

89. As a result, the functional relationships of interest were identified for each water type (WT), as presented in Table 6.

Table 6. List of functional relationships of interest identified per WTs. For each regression equation, the sample size (N), R-squared and p-values are provided.

Functional link	**Type IIA-IIIW**
1.TP vs TRIX	*
2. DIN vs TRIX	**[DIN] = 10^ [(TRIX –2.66)/1.5] N = 36; R2 = 0.65; P <0.001**
3. Chla vs TP	*
4. Chla vs DIN	**[Chla]=0.280543 [DIN]^0.255 N = 241; R2 = 0.15; P <0.001**
*Not calculated due to **inadequate handling** of BDL data and measurement-related issues	

90. The equations were developed as unified models for both Type IIA and Type IIIW waters, since separate calculations for each water type showed negligible differences in regression parameters.

91. The equations in rows 3 and 4 establish the functional relationships between TP and DIN with Chl*a* concentrations. These relationships form the basis for defining threshold values between ecological quality classes within the assessment framework, providing both reference conditions and boundary values for classification purposes for the NWMS (UNEP/MED WG. 647/Inf.12).

92. The relationship between TP and Chl*a* could not be established due to severe data quality limitations. More than 90% of the Italian data records - the only source of TP measurements in the compiled dataset - were reported as the BDL for both TP and orthophosphate (Phos). Similarly, a substantial proportion of values were BDL in the other datasets, affecting approximately 20% of Spanish and 45% of French orthophosphate data. A major methodological constraint was the high and inconsistent Limits of Quantification (LOQs) applied across laboratories. Most TP measurements used LOQs of 0.32 µmol/L, while several laboratories applied 0.48 µmol/L. These values are close to, or exceed, the Good/Moderate (G/M) ecological status boundary defined for the Adriatic Sea assessment framework. When analytical detection limits approach or exceed the ecological threshold values, robust assessment of nutrient – Chl*a* relationships become unreliable and statistically unfeasible.

93. It was not possible to reliably process or interpret the orthophosphate and TP datasets due to these factors, as well as additional data gaps. For Spain, a key limitation was the absence of salinity data, which prevented proper definition of water typology across stations. In Italy, substantial inconsistencies were observed in TP concentrations between regions, differing by approximately one order of magnitude. Such discrepancies likely stem from variations in analytical methods and laboratory detection limits rather than to actual spatial differences. Moreover, only France and Spain reported orthophosphate datasets, while Italy reported TP; therefore, cross-country comparisons could not be reliably ensured.

3. The Proposal of the Reference Conditions and Boundary Values for Chl*a*, DIN and TP

The Aegean Sea Sub-division

94. With the definition of nutrient reference conditions (RCs) for coastal Water Types IIA and IIIE both in coastal and open water, and the establishment of pressure - impact relationships, all key elements are in place to define eutrophication classification criteria in the Aegean Sea Sub-division.

95. Among the tested pressure – effect relationships, only the functional relationship between Chl*a* and NTRIX showed sufficient statistical robustness to support the establishment of ecological class boundaries common to both IIA and IIIE water types. As the relationships between DIN or TP and Chl*a* were weak, the boundaries for TP and DIN were instead derived from their respective relationships with *NTRIX*. The derived ecological class boundaries are presented in Table 7.

Table 7. Reference conditions and boundary values, expressed as annual geometric mean (*G_Mean*) for Chl*a*, TP, and DIN, for the combined coastal water types IIA and IIIE in the AEG. No differentiations between coastal and offshore waters was applied, as well as between the two water types.

Boundaries	NTRIX	c(Chla)/µg L^{-1}	c(TP)/µmol L^{-1}	*c(DIN)/µmol L^{-1}
RC	-	0.08	-	-
H/G	4	0.08	0.09	0.09
G/M	5	0.61	0.31	0.51
M/P	6	4.49	1.08	2.85
P/B**	-	-	-	

* **DIN thresholds are outside the expected ranges and should not be used operationally.** The underlying model underestimates the corresponding boundary values due to weak statistical performance

** **The P/B boundary was not evaluated**, as dystrophic phases of the eutrophication process are highly unpredictable and fall outside the scope of the present classification

96. The obtained RC and boundary values for Chla and TP fall within the expected ranges and align well with the G/M thresholds reported by Giani et al. (2024). This provides strong evidence that

the calibration is both ecologically sound and regionally consistent. Such concordance supports the robustness of methodological approach, including use of annual geometric means and log–log pressure–response relationships, and enhances the credibility, applicability and transferability of proposed class boundaries within the wider Aegean-Levantine Sea Sub-region eutrophication assessment framework.

97. Methodological uncertainties are detailed in UNEP/MED WG.647/Inf.10.

The Levantine Sea Sub-division

98. With the definition of nutrient reference conditions (RCs) for WT IIIE, applicable to both in coastal and open water, and the establishment of pressure – impact relationships, key elements are in place to define partial eutrophication classification criteria for the Levantine Sea sub–division within the Aegean-Levantine Sub-region, which include the eutrophication classification criteria for the marine waters of Türkiye and, on a preliminary basis, for the marine waters of Israel.

99. The Aegean–normalized and scaled trophic index NTRIX, derived from the original TRIX formulated for the northern Adriatic Sea, has been widely validated for ecological assessment across several regional seas, including the Baltic and Black Seas, as well as the Aegean Sea (Primpas and Karydis, 2011). Given its proven performance under oligotrophic conditions characteristic of the Eastern Mediterranean, it was adopted as the internal scaling framework for establishing ecological class boundaries in the present evaluation of data in the Levantine Sea.

100. Among the tested pressure – effect relationships, only the functional relationship between Chl*a* and NTRIX showed sufficient statistical robustness to support the establishment of ecological class boundaries for WT IIIE. As the relationships between DIN or TP and Chl*a* were weak, the boundaries for TP and DIN were instead derived from their respective relationships with *NTRIX*. The derived ecological class boundaries are presented in Table 8.

Table 8. Reference conditions and boundary values, expressed as annual geometric mean (*G_Mean*) for Chl*a*, TP, and DIN, for WT IIIE in the LEV. The P/B boundary was not evaluated, as dystrophic phases of the eutrophication process are highly unpredictable and fall outside the scope of the present classification.

Country/Area	Boundaries	NTRIX	c(Chla)/µg L^{-1}	c(TP)/µmol L^{-1}	c(DIN)/µmol L^{-1}
Türkiye-CW	RC	3.5	0.05 (0.25*)	0.03 (0.17*)	0,05 (0.75)
	H/G	4	0.10	0,07	0,16
	G/M	5	0.39	0,26	1,59
	M/P	6	1.59	1.03	17.02
Türkiye-CW	RC	3.5	0.04 (0.12*)	0,03 (0.09*)	0.01(0.11*)
	H/G	4	0.08	0.06	0,03
	G/M	5	0.45	0.35	6.01
	M/P	6	2.56	2.11	-
Israel combined CW and OW	RC	3.5	0.15	-	0.03
	H/G	4	0.23	-	0.09
	G/M	5	0.53	-	1.05
	M/P	6	1.23	-	11.26

* values obtained from FDil

101. The assessment criteria presented in Table 9 reveal several inconsistencies that raise concerns regarding their ecological validity, despite acceptable statistical performance. Most notably, the derived nutrient thresholds for Türkiye`s offshore waters exceed those for coastal waters at both the Good/Moderate and Moderate/Poor class boundaries, contradicting the well–established oligotrophic gradient of the Aegean-Levantine Sea Sub-region.

102. This inversion suggests instability in the underlying pressure–response relationships and may reflect potential artefacts introduced through the indirect linkage between derivation of nutrients assessment criteria and NTRIX. Furthermore, the wide separation range between class boundaries, particularly for DIN, indicates the regression models are weakly constrained at higher concentration

ranges, thereby reducing confidence in the reliability of the calculated values of the assessment criteria.

103. The methodological uncertainties are further detailed in UNEP/MED WG.647/Inf.11.

The Northern Western Mediterranean Sea Sub-division

104. With the definition of nutrients reference conditions (RCs) for Water Types IIA and IIIW in coastal waters, and the establishment of pressure-impact relationships, all necessary elements are now available for defining the Eutrophication classification criteria for the NWMS coastal zone. The *TRIX*, originally developed for the Northern Adriatic Sea and widely (Baltic, Black, and Aegean Seas)[15] validated for ecological assessment purposes, was adopted as the internal scaling framework for establishing class boundaries in the NWMS.

105. Based on statistical significance, only the functional relationship between Chl*a* and DIN demonstrated sufficient robustness for defining ecological class boundaries applicable to both IIA and IIIW water types. Notably, observed *TRIX* values did not exceed 3 across the dataset, indicating that these waters consistently achieve at least good ecological status. Consequently, classification thresholds were developed only up to the Good/Moderate (G/M) boundary, as the development of lower ecological class boundaries would lack empirical basis in the currently available dataset.

106. The initial step involved calculating RC values through the functional relationship between Chl*a* and DIN. This yielded differentiated RC values for DIN: 0.05 µmol/L for French and Italian coastal waters, and 0.27 µmol/L for Spanish waters, reflecting regional differences in baseline nutrient conditions.

107. Establishing the G/M boundary value was prioritized as the most critical threshold, as it determines whether management measures are required when Good ecological status is not achieved. DIN was selected as the primary pressure indicator for phytoplankton biomass development based on the results of the regression analysis. The G/M boundary for DIN was derived by applying the inverse *TRIX*-DIN functional relationship at *TRIX* = 5, corresponding to the established threshold between Good and Moderate trophic status (Giovanardi *et al.*, 2018), which marks the transition from mesotrophic to eutrophic conditions. This approach yielded a G/M boundary of 36.3 µmol/L for DIN, from which the corresponding Chl*a* boundaries were subsequently calculated using the established Chl*a*-DIN relationships (Table 9).

Table 9. Reference conditions and boundary values expressed as annual *G_Mean* for Chl*a*, TP, DIN for the combined type IIA and IIIW for the NWMS. No differentiations between coastal and offshore, as well as between the two water types, were applied due to the limited availability of data.

Boundaries	**TRIX**	**c(Chla)/µg L^{-1}**		**c(DIN)/µmol L^{-1}**	
		FR, IT	**ES**	**FR, IT**	**ES**
RC	-	0.13	0.20	0.05	0.27
H/G	4	0.47		7,8	
G/M	5	0.70		36,3	
M/P	6				
P/B	7				

108. The methodology applied for establishing eutrophication boundaries appropriately focuses only on the DIN - Chl*a* relationship, which is justified given the severe data quality limitations identified for phosphorus measurements.

109. Given the severe censoring of phosphorus data (with over 90% of Italian TP values, 20% of Spanish orthophosphate values, and 45% of French orthophosphate values below LOD s, with LOQs of 0.32–0.48 µmol/L being close to or exceeding ecological thresholds), the current data evaluation justifiably relies on DIN as the primary pressure indicator for phytoplankton biomass and derives

[15] Primpas I, Karydis M. Scaling the trophic index (TRIX) in oligotrophic marine environments. (2011) Environ Monit Assess, 178(1-4):257-69.

boundaries solely from the statistically more robust DIN - Chl*a* relationship. This approach avoids artefactual patterns that could arise from forcing unusable TP data into the analysis.

110. This nitrogen - centric approach departs from the balanced N:P framework underpinning eutrophication theory and may not adequately capture phosphorus - limited systems or shifts in nutrient limitation within the NWMS coastal zone. In future, the adoption of harmonised laboratory protocols with substantially lower and consistent LOQs, ideally ≤0.08 µmol/L for TP and well below the expected ecological thresholds, will be essential to re-establish TP–Chl*a* relationships and support the development of a more comprehensive dual-nutrient assessment framework.

111. An initial draft of the present work was reviewed during the OWG meetings and through intersessional written consultations with experts from Spain, France, and Italy. OWG members acknowledged the importance and complexity of establishing assessment criteria for the NWMS, particularly considering their potential application at national level. Accordingly, the main scientific and technical observations raised by several OWG members during the consultation process, are presented in UNEP/MED WG. 647/Inf.12.

4. Conclusions and Next Steps

The Aegean Sea Sub-division

112. This elaboration provides the first harmonized basis for setting eutrophication reference conditions and class boundaries for coastal Water Types IIA and IIIE in the Aegean Sea Sub-division of the Aegean-Levantine Seas Sub-region, integrating datasets from Greece and Türkiye within a common assessment criteria evaluation framework.

113. The *NTRIX* index was used as the internal scaling framework, as it offers a practical way to connect nutrient conditions with ecological responses.

114. The relationships between DIN or TP and Chla were weak, and therefore the initially calculated ecological classes boundary values for TP and DIN were instead derived from their respective relationships with *NTRIX*.

115. Among the tested relationships, the Chla–*NTRIX* relationship was the most robust and therefore the most suitable for boundary setting. The resulting reference conditions and boundary values for Chl*a* and TP fall within expected ranges and are broadly comparable with recently published thresholds for the Aegean – Levantine Sea Sub-region.

116. However, the reference conditions and boundary values for DIN are outside the expected ranges and should not currently be used for operational purposes. The underlying model underestimates the corresponding boundary values due to weak statistical performance.

117. Nevertheless, this work should be regarded as provisional. Several statistical relationships - particularly those involving nutrient concentrations - were weak, and the derived reference conditions and boundary values should therefore be considered preliminary. They remain subject to refinement as additional data and evidence become available, rather than representing final assessment thresholds.

118. Building on the present initial effort, it is necessary to address the identified priorities in close collaboration with the OWG on Eutrophication –Nutrients, with a view to deriving a more robust set of reference and boundary values for the Aegean Sea for consideration at the 2027 CorMon Pollution Meeting.

119. The foremost priority is the harmonization of data treatment across all contributing datasets, in coordination with the OWG, with a particular emphasis on the establishment of a standardized and transparent protocol for handling BDL values. This is essential to reduce methodological bias and improve the reliability of pressure–response relationships across the Aegean Sea. Inconsistencies in the treatment of BDL values may have affected model performance in part of the study area and could have contributed to the weaker statistical relationship observed for certain variables.

120. The second priority is to revisit the *NTRIX* scaling itself using the more comprehensive dataset now available for the entire AEG. As the Primpas and Karydis approach was originally developed on a more limited geographical coverage, recalibration at subregional scale could improve the ecological relevance, robustness and consistency of the classification boundaries. Further validation is also required for the pressure–effect relationships used to derive TP and DIN threshold values.

121. Sensitivity analyses, alternative regression approaches, and expert review should be further undertaken within the OW|G before the assessment criteria can be considered sufficiently robust for operational application and subsequent submission to the 2027 CorMon Pollution meeting.

The Levantine Sea Sub-division

122. This work represents the first attempt to establish a harmonized basis for defining eutrophication reference conditions and class boundary values for the coastal and offshore waters of the Levantine Sea Sub-division of the Aegean-Levantine Seas Sub-region, integrating datasets from Türkiye and Israel within a common assessment criteria evaluation framework.

123. The NTRIX index was applied as the internal scaling tool to establish the relationship between nutrient pressures and ecological response, given its previous application in oligotrophic marine systems. However, its performance within the Levantine Sea context has revealed inconsistencies that require further evaluation.

124. Among the examined pressure–effect relationships, only the Chl*a*–NTRIX relationship demonstrated sufficient robustness to support the derivation of boundary values. In contrast, the relationships between nutrient concentrations (DIN and TP) and Chl*a* were weak. Consequently, the nutrients boundary values were derived indirectly through their relationship with NTRIX, increasing uncertainty in the resulting values of the assessment criteria.

125. While the derived reference conditions and boundary values for Chl*a* and, to some extent, TP fall within plausible ranges for the Aegean – Levantine Sea Sub-region, the overall assessment criteria show limited ecological coherence, particularly regarding the differentiation between coastal and open waters and across available national datasets.

126. The derived boundary values for DIN are not considered sufficiently robust for operational application. The weak statistical relationships and high sensitivity to data treatment result in unrealistic boundary values ranges, indicating that the current modelling approach is insufficient to support robust DIN-based classification.

127. The present results should therefore be regarded as provisional. Key limitations, including inconsistent treatment of BDL values, unclear spatial delineation between coastal and offshore waters, and most important incomplete variable coverage, notably the limited availability of TP data for Israel; the absence of TP measurement in Cyprus, combined with a high proportion of values reported as BDL; and the lack of TP and NH_4^+ measurements in Lebanon, reduce confidence in the robustness, stability, and transferability of the proposed assessment criteria. These limitations constrain the derivation of assessment criteria based on datasets sufficiently representative of all marine waters comprising the Levantine Sea Sub-division.

The Northern Western Mediterranean Sea

128. The assessment criteria - setting methodology based on the MED GIG approach, as incorporated into IMAP, and already applied for establishing reference conditions and boundary values for the Adriatic and Tyrrhenian Seas, should not be considered irrelevant to the ongoing work in the NWMS. It does not generate any inconsistency with either WFD or MSFD.

129. This methodology application has the potential to be substantially strengthened using harmonized datasets, enhanced QA/QC coordination along with the harmonized laboratory protocols, achievement of lower and comparable LOQs, consistent reporting of BDL and LOQ information, as well as more representative spatial coverage of monitoring stations across Water Types IIA and IIIW.

130. This underlying limitation is the principal reason why the reference and boundary values initially derived through the present work for DIN, and particularly for TP, should not yet be recommended as operational assessment criteria.

131. Progress towards the derivation of robust assessment criteria requires the coherent and representative national datasets and the resolution of several key limitations, including: (i) shortcomings in Chl*a* and nutrient data comparability, which reduce confidence in the current G/M boundary setting; (ii) high and heterogeneous levels of data censoring and variable LOQs in phosphorus datasets, which in some cases are close to the threshold itself; and (iii) the need for medium- and long-term harmonization of laboratory practices and QA/QC procedures among the countries.

132. Building on the extensive consultation process undertaken within the OWG on Eutrophication - Nutrients, involving experts from Spain, France and Italy, future work in the NWMS, for consideration at the 2027 CorMon Pollution Meeting, should be carried forward through the coordinated efforts of the experts of these three countries, which have expressed their readiness to lead this work as outlined in Annex I, with advisory support from the Secretariat, as required. This work should include the examination of the compatibility of their respective national methodologies for setting assessment criteria, with a view to determining whether a common approach could be developed and applied under IMAP.

133. Specifically, future work should focus on refining the station selection process, consolidated and harmonized NWMS dataset, common data pre - processing rules, documentation of data transformations, and improved comparability of Chl*a*, DIN, TP and supporting variables. In parallel, a targeted technical review should be undertaken to reassess Chl*a* classification, *TRIX* comparability, and the quality of low - concentration nutrient data, with a view to determining whether revised DIN and TP reference conditions and boundary values can be derived on a more robust and harmonized basis.

134. Building on the derivation of assessment criteria in the NWMS, further development of marine status assessment methodologies, including the definition of GES classes, will be addressed at a later stage. Nevertheless, any progress achieved by the OWG in this regard at the current stage would provide added value and contribute to ongoing efforts toward the establishment of a comprehensive marine status assessment framework.

Annex I

Overview of the Proposed Contributions to the Development of Methodologies for Establishing Reference Conditions and Nutrient Thresholds for Eutrophication Assessment in France, Italy, and Spain

The three countries express their readiness to explore the potential compatibility of their respective methodologies, with a view to assessing whether a common approach could be developed for consideration by MEDPOL.

The aim is to assess the feasibility of moving toward an aligned methodological approach among Italy, France and Spain, ensuring that assessment outcomes remain scientifically robust, and are coherent and comparable across the three Member States.

This work must be undertaken with the clear understanding that no inconsistencies should arise in relation to the Water Framework Directive (WFD), nor with national work carried out under the Marine Strategy Framework Directive (MSFD).Furthermore, we consider it essential to take into account the outcomes of the ongoing work conducted by the European Commission's Joint Research Centre (JRC), including discussions within the core group for Topic D4 "Developments for the harmonization of WFD and MSFD monitoring and assessment", under the WG ECOSTAT CIS Work Programme. These activities are contributing to the development of guidance intended to support Member States in the harmonization of WFD and MSFD monitoring and assessment approaches.

ROADMAP

The implementation of these activities is a technically complex task that requires a substantial investment of time and resources. Moreover, the definition of Reference Conditions (RCs) and threshold values represents a particularly sensitive process, approached by countries with a high level of scientific rigour, given its significant methodological and policy implications. Consequently, such processes must be conducted with an appropriate level of methodological caution, robustness, and precision commensurate with their critical nature. In this context, the three countries consider that there may be scope for cooperation to explore the development of an initial draft proposal, with the support of the Secretariat, within an indicative timeframe of approximately 6–8 months, with a view to potentially contributing to discussions ahead of the 2027 MEDPOL focal points meeting.

Annex II
References

Borja, A., Elliott, M., Henriksen, P., and Marb, N. (2013). Transitional and coastal waters ecological status assessment: advances and challenges resulting from implementing the European water framework directive. Hydrobiologia 704, 213–229. doi: 10.1007/s10750-012-1276-9

Carletti, A., Heiskanen, A. S. (2009). Water Framework Directive intercalibration technical report. Part 3: Coastal and Transitional waters. JRC-IES EUR 23838 EN/3, pp 244.

Devlin, M., Best, M., Coates, D., Bresnan, E., O'Boyle, S., Park, R., et al. (2007). Establishing boundary classes for the classification of UK marine waters using phytoplankton communities. Mar. Pollut. Bull. 55, 91–103. doi: 10.1016/j. marpolbul.2006.09.018

Dworak, T., Berglund, M., Haider, S., Leujak, W. and Claussen, U. (2016). A comparison of European nutrient boundaries for transitional, coastal and marine waters. Working Group on ecological Status ECOSTAT.

Giani, M., Pavlidou, A., Kralj, M., Varkitzi, I., Borja, Á., Menchaca, I., Lipizer, M., Partescano, E., Urbini, L., France, J., Magaletti, E., Nguyen Xuan, A., Lanera, P., Skejić, S., Ivanković, D., Nimćevic Gladan, Ž., Matijević, S., Pantazi, M., Pagou, K., & others. (2024). Assessment of the eutrophication status at Mediterranean sub-basin scale within the European Marine Strategy Framework Directive. Science of the Total Environment, 945, 173876. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173876

Giovanardi, F., Francé, J., Mozetič, P., Precali, R. (2018). Development of ecological classification criteria for the Biological Quality Element phytoplankton for Adriatic and Tyrrhenian coastal waters by means of chlorophyll a (2000/60/EC WFD). Ecological Indicators. 93. 316-332. doi: 10.1016/j.ecolind.2018.05.015.

Giovanardi, F., Tromellini, E., (1992). An empirical dispersion model for total phosphorus in a coastal area: the Po River-Adriatic system. Sci. Total Environ. Supplement 201–210. doi:10.1016/B978-0444-9990-3.50022-5.

Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., and Feld, C. K. (2010). The European water framework directive at the age of 10: a critical review of the achievements with recommendations for the future. Sci. Total Environ. 408, 4007–4019.

IMAP (2017) Integrated Monitoring and Assessment Programme of the Mediterranean Sea and Coast and Related Assessment Criteria, UN Environment/MAP Athens, Greece, pp 52.

Kournopoulou, A., Kikaki, K., Varkitzi, I., Psarra, S., Assimakopoulou, G., Karantzalos, K., and Raitsos, D. 2024. Atlas of phytoplankton phenology indices in selected Eastern Mediterranean marine ecosystems. Scientific Reports, 14. https://doi.org/10.1038/s41598-024-60792-2

Kress, N., Rahav, E., Silverman, J., & Herut, B. (2019). Environmental status of Israel's Mediterranean coastal waters: Setting reference conditions and thresholds for nutrients, chlorophyll-a and suspended particulate matter. *Marine Pollution Bulletin, 141*, 612–620.

Pagou, K., Varkitzi, I., Lampou, A., Argyrou, M., Aplikioti, M., and Salas, F. Water Framework Directive 3rd Intercalibration Phase, Mediterranean Geographical Intercalibration Group, Coastal Waters, Biological Quality Element Phytoplankton, Type III-E (Greece and Cyprus)

Primpas I, Karydis M. (2011) Scaling the trophic index (TRIX) in oligotrophic marine environments. Environ Monit Assess. 178(1-4):257-69. doi: 10.1007/s10661-010-1687-x

R Development Core Team (2026). A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. http://www.R-project.org

UNEP/MAP, COP 19. (2016). Decision IG.22/7 - Integrated Monitoring and Assessment Programme (IMAP) of the Mediterranean Sea and Coast and Related Assessment Criteria. COP19, Athens, Greece. United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan, Athens.

Vollenweider, R.A., F. Giovanardi, G. Montanari, A. Rinaldi, (1998). Characterization of the Trophic Conditions of Marine Coastal Waters. Environmetrics, 9, 329-357.

WFD CIS Guidance Document No. 5 (2003) Transitional and Coastal Waters Typology, Reference Conditions and Classification Systems.

Appendice 5

Poursuite de l'élaboration des valeurs de référence et des valeurs limites pour la chlorophylle-a (Chl-a), l'azote inorganique dissous (DIN) et le phosphore total (PT) dans les sous-divisions de la mer Égée, de la mer Levantine et de la Méditerranée nord-occidentale.

Table des matières

1. Introduction 1

1.1. Justification 1

1.2. Valeurs nationales pour les critères d'évaluation du Chl*a* ..... ,.2

2. Calcul des critères d'évaluation sous-régionaux pour le Chl*a*, le DIN et le TP 3

2.1. Disponibilité des données et approche statistique 4

2.2 Typologie de l'eau 6

2.3 Conditions de référence 7

2.4 Relation entre la pression et l'effet 9

3. Proposition de conditions de référence et de valeurs aux limites pour le Chla, le DIN et le TP……. 15

Annexes :

Annexe I : Aperçu des contributions proposées à l'élaboration de méthodologies visant à définir des conditions de référence et des seuils de nutriments pour l'évaluation de l'eutrophisation en France, en Italie et en Espagne

Annexe II: Références

Liste des abréviations / acronymes

AEG	Sous-région de la mer Égée
BDL	En dessous de la limite de détection
BQE	Élément de qualité biologique
IC	Indicateur commun
Chl*a*	Chlorophylle a
CORMON	Groupe de travail sur le suivi
COP	Conférence des Parties
DIN	Azote inorganique dissous
EO	Objectif écologique associé
EU	Union européenne
FDil	Facteur de contamination
GES	Moyenne géométrique
GES	Bon état écologique
IMAP	Programme intégré de surveillance et d'évaluation de la mer Méditerranée et de ses côtes, et critères d'évaluation associés
LEV	Sous-division de la mer du Levant
Log	Logarithme
LOD	Seuil de détection
LOQ	Limite de quantification
LUSI	Index simplifié de l'aménagement du territoire
MAP	Plan d'Action pour la Méditerranée
MED	Méditerranée
MED GIG	Groupe d'inter étalonnage géographique méditerranéen
MED POL	Programme d'évaluation et de contrôle de la pollution marine en Méditerranée
MSFD	Directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin »
NM	Mille marin
NTRIX	Indice trophique normalisé
OWG	Groupe de travail en ligne
QA/QC	Assurance qualité/Contrôle qualité
QSR	Rapport sur l'état de la qualité
RC	Conditions de référence
ROS	Régression sur les statistiques d'ordre
S-TRIX	Indice trophique pondéré
TP	Phosphore total
TRIX	Indice trophique
PNUE	Programme des Nations Unies pour l'environnement
WMS	Sous-région de la Méditerranée occidentale
WFD	Directive-cadre sur l'eau
WT	Type d'eau

1. Introduction

1. L'eutrophisation est un processus résultant de l'enrichissement de l'eau en nutriments — notamment en composés azotés et/ou phosphorés — qui entraîne une augmentation de la croissance des algues, de la production primaire et de la biomasse ; des modifications de l'équilibre nutritif qui perturbent l'équilibre des organismes ; ainsi qu'une dégradation générale de la qualité de l'eau (IMAP, 2016). Les eaux marines sont classées en fonction de leur niveau d'eutrophisation, déterminé par la charge en nutriments et la croissance du phytoplancton : les zones oligotrophes se caractérisent par de faibles teneurs en nutriments et en phytoplancton, les eaux mésotrophes présentent un enrichissement modéré, tandis que les eaux eutrophes sont riches en nutriments et en biomasse algale.

2. Afin de définir des conditions de référence et des valeurs limites pour l'azote inorganique dissous (DIN) et le phosphore total (TP) dans la mer Égée (AEG) et la mer du Levant (LEV), l'évaluation de la portée spatiale du présent travail a été menée pour la sous-région des mers Égée et du Levant. En conséquence, il a été estimé que l'évaluation des critères d'évaluation devait être mise en œuvre aux deux niveaux de subdivision. Cette approche s'appuyait sur la cohérence globale, sur les plans hydrologique, océanographique et biogéochimique, des deux sous-divisions maritimes, ce qui justifiait leur traitement comme un domaine d'évaluation unique pour l'établissement des valeurs de référence et des valeurs seuils.

3. En Méditerranée occidentale (WMS), la subdivision nord de cette sous-région a été choisie comme zone pilote pour les présents travaux préliminaires sur les critères d'évaluation. Ce choix s'est fondé sur les caractéristiques hydrologiques et biogéochimiques globalement homogènes de la région. Dans ce domaine relativement homogène, l'élaboration d'un ensemble commun de seuils d'évaluation repose sur une méthodologie solide.

4. Les résultats de ces travaux devraient fournir une base scientifique permettant de définir des conditions de référence et des valeurs limites dans la mer Égée, la mer du Levant et la Méditerranée occidentale.

1.1. Justification

5. Des efforts de recherche considérables ont été déployés pour mettre au point et intercalibrer des indicateurs biologiques permettant d'évaluer l'impact de l'eutrophisation dans les eaux côtières (Borja et al., 2013)[1]. Le phytoplancton est l'indicateur le plus approprié pour évaluer l'eutrophisation en raison de sa réaction directe aux conditions nutritionnelles (Devlin et al., 2007)[2]. Cependant, on s'est moins attaché à établir un lien entre l'évaluation de l'état écologique et les mesures de gestion, ni à définir des critères pertinents et cohérents en matière de nutriments afin de favoriser la réalisation du « bon état écologique » (BEE) (Hering et al., 2015)[3].

6. L'expérience européenne est pertinente dans ce domaine. Une comparaison des seuils de nutriments fixés par la directive-cadre sur l'eau (DCE) et la directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » (DCSMM) dans les eaux de transition, côtières et marines des États membres de l'UE (Dworak et al., 2016)[4] a révélé une très grande variabilité non seulement au niveau des seuils de concentration en nutriments, mais aussi concernant d'autres aspects pertinents tels que les paramètres et indicateurs de nutriments utilisés, la période de l'année prise en compte et les conditions de référence établies.

7. Dans l'ensemble de la région méditerranéenne, on observe des différences significatives en ce qui concerne les paramètres nutritifs évalués, les périodes d'évaluation retenues (par exemple, l'été,

[1] Borja, A., Elliott, M., Henriksen, P., and Marb, N. (2013). Évaluation de l'état écologique des eaux de transition et des eaux côtières : progrès et défis liés à la mise en œuvre de la directive-cadre européenne sur l'eau. Hydrobiologia 704, 213–229.
[2] Devlin, M., Best, M., Coates, D., Bresnan, E., O'Boyle, S., Park, R., et al. (2007). Establishing boundary classes for the classification of UK marine waters using phytoplankton communities. Mar. Pollut. Bull. 55, 91–103.
[3] Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., and Feld, C. K. (2010). La directive-cadre européenne sur l'eau fête ses 10 ans : bilan critique des résultats obtenus et recommandations pour l'avenir. Sci. Total Environ. 408, 4007–4019.
[4] Dworak, T., Berglund, M., Haider, S., Leujak, W. and Claussen, U. (2016). Comparaison des seuils européens de nutriments pour les eaux de transition, côtières et marines. Groupe de travail sur l'état écologique (ECOSTAT).

toute l'année ou sur une base annuelle) et les indicateurs statistiques utilisés (moyenne, médiane ou 90^{e} centile) pour l'évaluation des conditions de salinité de l'eau. Le choix des mesures statistiques utilisées pour regrouper les échantillons de nutriments prélevés au cours d'une période d'évaluation donnée, dans le but de déterminer les critères d'évaluation du paramètre ou de l'indicateur surveillé, revêt également une grande importance.

8. Étant donné que les distributions statistiques de la chlorophylle a (Chla) et des nutriments tendent vers la log-normalité, le paramètre qui estime le mieux la tendance centrale, c'est-à-dire la valeur autour de laquelle les données sont regroupées, est la moyenne géométrique, calculée comme la moyenne arithmétique des données log-transformées, puis retransformée en valeurs numériques. La normalisation des distributions des données par une transformation logarithmique permet toutefois de stabiliser la variance, l'écart-type (ET) restant pratiquement constant dans le cas d'une transformation logarithmique décimale (Giovanardi et Tromellini, 1992)[5]. Ces propriétés statistiques indiquent que l'utilisation de la moyenne géométrique annuelle des données comme indicateur pour définir les critères d'évaluation en Méditerranée constitue la mesure statistique la plus appropriée.

1.2. Valeurs nationales pour les critères d'évaluation du Chl*a*

9. Les critères nationaux d'évaluation existants pour le Chla, applicables dans les sous-divisions de la mer Égée et de la mer Levantine, ainsi que dans la partie nord de la Méditerranée occidentale (NWMS), ont été initialement élaborés dans le cadre de la mise en œuvre de la DCE au début des années 2000, puis finalisés au sein du Groupe d'interétalonnage géographique méditerranéen (MED GIG) pour les eaux côtières, en ce qui concerne l'élément de qualité biologique que constitue le phytoplancton. À l'issue de trois exercices d'interétalonnage, un ensemble harmonisé de valeurs a été établi et officialisé par la décision 2013/480/UE de la Commission européenne (adoptée pour la première fois en 2013), puis mis à jour par la décision 2018/229/UE de la Commission[6], comme le résume le tableau 1.

10. Pour la Grèce et Chypre, comme le résume le tableau 1, des critères d'évaluation nationaux relatifs à la chlorophylle a (Chla) côtière ont été élaborés dans le cadre du MED GIG, au titre du processus d'interétalonnage de la DCE pour les eaux côtières de type III-E, définies comme des eaux non influencées par des apports d'eau douce et caractérisées par une salinité moyenne > 37,5 et une densité > 27. Dans ce cadre, les conditions de référence et les seuils de classification ont été déterminés à partir des relations de pression-impact reliant l'indice simplifié d'utilisation des sols (LUSI) au 90^{e} centile des concentrations de Chla, ce qui a abouti à une condition de référence d'environ 0,20 µg/L et à des seuils communs « Élevé-Bon » et « Bon-Modéré » fixés respectivement à 0,29 µg/L et 0,53 µg/L. À la suite de l'harmonisation entre la Grèce et Chypre, la Grèce applique un coefficient de correction de +0,03 µg/L aux valeurs de chlorophyllea du 90^{e} centile avant de calculer les valeurs du ratio de qualité écologique (RQE) et de déterminer l'état écologique. Ces valeurs constituent actuellement la référence nationale pour l'évaluation de la Chla dans les eaux côtières grecques relevant de la mer Égée, tandis que les critères d'évaluation correspondants pour la Turquie seront pris en compte dès qu'ils seront disponibles.

11. La France et l'Espagne ont également établi des valeurs de référence et des seuils de classification pour la chlorophyllea du phytoplancton des eaux côtières, comme le montre le tableau 1 ci-dessous. Les conditions de référence ont été établies à partir des relations pression-impact fondées sur les valeurs minimales de l'indice simplifié d'utilisation des sols (LUSI) pour chaque type d'eau, à savoir LUSI = 2 pour le type II-A (modérément influencé par l'eau douce) et LUSI = 1 pour le type III-W (non influencé par l'eau douce). L'application de ces valeurs aux modèles de régression linéaire a permis d'obtenir des valeurs de référence de la Chla de 1,28 µg/L et 0,79 µg/L, respectivement. La limite « High-Good » a été calculée en ajoutant environ 50 % de la valeur de la condition de référence

[5] Giovanardi, F., Tromellini, E., (1992). Un modèle empirique de dispersion du phosphore total dans une zone côtière : le système Pô-Adriatique. Sci. Total Environ. Supplement 201–210.

[6] Décision (UE) 2018/229 de la Commission du 12 février 2018 établissant, conformément à la directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil, les valeurs des classifications du système de surveillance des États membres à la suite de l'exercice d'interétalonnage et abrogeant la décision 2013/480/UE de la Commission (notifiée sous le numéro C (2018) 696) Texte présentant un intérêt pour l'EEE.

à la valeur de référence pour les deux types d'eau. La limite « Good-Moderate » a ensuite été établie en ajoutant 82 % de la valeur de la limite H/G pour le type II-A et 60 % pour le type III-W, ce qui reflète la répartition des données au sein de chaque type. Un coefficient de correction de +0,11 µg/L a été appliqué aux eaux françaises de type III-W, car le décalage biogéographique de la France (0,29) dépassait le seuil d'acceptation, tandis que l'Espagne a pu appliquer directement les limites sans correction. Enfin, les limites ont été exprimées en concentrations absolues de chlorophyllea correspondant au 90^{e} centile (µg/L).

12. Dans le cadre de ce même effort d'interétalonnage, l'Italie a établi ses valeurs nationales en recourant à une approche différente, élaborée principalement pour la sous-région de la mer Adriatique et la mer Tyrrhénienne, comme publié dans Giovanardi et al., 2018. Les valeurs présentées dans le tableau 1 ne concernent pas la mer de Ligurie, qui fait partie du NWMS, mais bien la mer Tyrrhénienne adjacente, dont les caractéristiques hydrographiques sont similaires à celles de la mer de Ligurie et peuvent donc servir de première approximation. Cette approche a été utilisée pour le calcul provisoire des valeurs de référence et des valeurs limites de la chlorophylle a (Chla), de l'azote inorganique dissous (DIN) et du phosphore total (TP) dans la partie nord de la Méditerranée occidentale (NWMS).

13. Au cours des échanges au sein du groupe de travail en ligne sur l'eutrophisation – nutriments, les contributions concernant les valeurs seuils nationales de la Turquie, d'Israël et du Liban n'étaient pas encore disponibles. Si de telles informations venaient à être disponibles, elles pourraient être prises en compte à un stade ultérieur, lors de l'examen et de l'affinement des valeurs sous-régionales proposées dans le présent document.

14. Dans le tableau 1, seules les valeurs exprimées sous forme de 90^{e} centile sont présentées. Ce format reprend celui utilisé pour présenter les valeurs concernées dans les décisions de la Commission européenne (2018/229/UE), dans lesquelles ces valeurs sont exprimées sous forme de 90^{e} centile.

Tableau 1. Seuils de chlorophylle a (Chla) (µg/L) pour l'évaluation du phytoplancton dans les eaux côtières des sous-divisions de la mer Égée, de la mer Levantine et de la mer du Nord-Ouest (France, Espagne, Italie). RC = Condition de référence ; H/G = limite entre « élevé » et « bon » ; G/M = limite entre « bon » et « modéré ». Les chiffres présentés concernent la Grèce. Ces valeurs sont tirées de la directive 2018/229/UE (90^{e} centile, annuel).

Pays	Type	RC (µg/L)	H/G (µg/L)	G/M (µg/L)
Chypre	Type IIIE	0,20	0,29	0,53
Grèce	Type IIIE	0,20	0,29	0,53
France	Type I	3,33	4,93	10,00
Italie	Type I	3,93	5,60	14,10
France	Type IIA	1,28	1,92	3,50
Espagne	Type IIA	1,28	1,92	3,50
Italie	Type IIA Tyrrhenian	0,78	1,17	2,90
France	Type Island-W	0,60	0,75	1,20
Espagne	Type Island-W	0,60	0,75	1,20
France	Type IIIW	0,79	1,18	1,89
Espagne	Type IIIW	0,79	1,18	1,89

2. Calcul des critères d'évaluation sous-régionaux pour le Chla, le DIN et le TP

15. Dans les sous-régions de la mer Égée et de la mer du Levant, ainsi que dans la partie nord de la Méditerranée occidentale (NWMS), les bases scientifiques servant à l'évaluation de l'eutrophisation s'appuient sur des efforts de surveillance et de recherche menés de longue date dans les eaux côtières et au large, sous l'influence des apports fluviaux, des zones côtières urbanisées et des activités aquacoles.

16. Dans la mer Égée, on observe des gradients hydrographiques marqués à travers tout le bassin. Parallèlement, les ensembles de données issus des programmes nationaux de surveillance et d’autres

sources disponibles constituent une base initiale pour l'élaboration d'une approche sous-régionale harmonisée dans le cadre de l'IMAP, visant à établir des conditions de référence et des valeurs limites pour la chlorophylle a (Chla), l'azote inorganique dissous (DIN) et le phosphore total (TP).

17. Le NWMS est influencé par de nombreux bassins hydrographiques et des zones côtières densément peuplées, notamment par des réseaux fluviaux majeurs tels que l'Èbre et le Rhône, ainsi que par plusieurs bassins versants de moindre importance qui exercent une influence locale significative. Parallèlement à cette expérience scientifique, des ensembles de données volumineux et hétérogènes sont disponibles grâce à des programmes de surveillance infranationaux et nationaux (par exemple, dans le cadre de la directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » (MSFD) et de la directive-cadre sur l'eau (DCE)), ce qui permet d'affiner davantage une approche régionale harmonisée au sein de l'IMAP pour la définition des conditions de référence et des valeurs limites pour la Chla, le DIN et le TP.

18. Les travaux actuellement menés par le PNUE/PAM – MED POL suivent la procédure fondée sur la régression précédemment élaborée et appliquée dans la sous-région de la mer Adriatique (comme décrit dans les documents PNUE/MED WG.492/11 et PNUE/MED WG.492/Inf.12), puis dans la mer Tyrrhénienne. Le processus actuel a toutefois été adapté à la structure spécifique des données et à leur disponibilité au sein des systèmes |AEG, LEV et NWMS. Cette approche favorise la poursuite de l'élaboration de conditions de référence et de valeurs limites cohérentes pour les normes DIN et TP, grâce à l'analyse des relations de réponse à la pression entre les pressions exercées par les nutriments et la réponse du phytoplancton, à savoir la chlorophylle a, garantissant ainsi la cohérence avec le cadre d'évaluation plus large de l'IMAP.

2.1. Disponibilité des données et approche statistique

19. Seule une partie limitée des données était disponible dans le système d'information IMAP (IS). En conséquence, un travail supplémentaire considérable a été nécessaire pour compiler, décoder et harmoniser les ensembles de données issus des programmes nationaux de surveillance, afin de garantir la cohérence du processus actuel d'évaluation des données en vue de l'élaboration des critères d'évaluation. Ces efforts contribuent également à la transmission prévue des données officielles vers le système d'information IMAP.

La sous-division de la mer Égée

20. Les ensembles de données utilisés pour proposer des critères d'évaluation sous-régionaux concernant la Chla, le TP et le DIN provenaient principalement de sources nationales fournies par la Grèce et la Turquie pour la période 2016-2021. Les données relatives à cette période ont été retenues pour la présente évaluation des critères d'évaluation, car elles constituaient la série de données la plus complète disponible.

21. La Grèce a fourni un ensemble de données important, au format EMODNet, couvrant la période 2010-2023, dans le cadre des programmes de surveillance prévus par la directive-cadre sur l'eau (DCE) et la directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » (DCSMM)[7]. L'ensemble de données original utilisé dans la publication de Giani et al. (2024)[8] a également été mis à disposition. Au total, 243 270 points de données ont été mis à disposition pour étayer les présents travaux.

22. La Turquie a transmis à l'IMAP IS son ensemble de données concernant la mer Égée et la mer du Levant, couvrant la période 2016-2024. Au total, 527 340 points de données ont été partagés dans le cadre des présents travaux, le dernier téléchargement ayant eu lieu le 18 mai 2026.

---

[7] Nous remercions le programme « Suivi et enregistrement de l'état des sous-régions marines de la Grèce, ainsi que modernisation et mise à jour fonctionnelle du réseau de surveillance de la directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » » (MIS 5010880), financé par des ressources nationales grecques et de l'Union européenne sous l'égide du ministère du Développement et de l'Investissement, dans le cadre du Cadre de référence stratégique national (CRSN) 2014–2020.

[8] Giani, M et al. (2024). Évaluation de l'état d'eutrophisation à l'échelle des sous-bassins méditerranéens dans le cadre de la directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » de l'Union européenne. Science of the Total Environment 945, 173876.

La sous-division de la mer du Levant

23. Les ensembles de données utilisés pour proposer des critères d'évaluation sous-régionaux concernant la chlorophyllea, le TP et le DIN provenaient principalement de sources nationales fournies par le Liban, Chypre, Israël et la Turquie pour la période 2010-2023. Les données relatives à cette période ont été retenues pour la présente évaluation des critères d'évaluation, car elles constituaient la série de données la plus complète disponible.

24. Chypre transmet des données au système d'information IMAP depuis 1999. Toutefois, dans le cadre de la présente analyse des données, seules les données recueillies entre 2015 et 2023 ont été examinées. L'ensemble de données comprend 94 stations de surveillance et 8 581 enregistrements.

25. Israël transmet des données à l'IMAP IS depuis 1999. Toutefois, ces ensembles de données ne comprennent qu'un seul échantillonnage par an et sont donc insuffisants pour établir des critères d'évaluation fiables. Afin d'étayer la présente évaluation, Israël a communiqué un ensemble de données supplémentaire[9]. L'ensemble de données comprend 81 stations de surveillance et 7 900 enregistrements, qui ont été utilisés pour la présente analyse des données.

26. Le Liban a transmis ses données à l'IMAP IS pour la période 2017-2023. Au total, 98 stations de surveillance et 15 767 enregistrements de données ont été importés dans le système d'information IMAP (IMAP IS) et analysés dans le cadre de la présente évaluation.

27. La Turquie a transmis à l'IMAP IS son ensemble de données concernant la mer Égée et la mer du Levant, couvrant la période 2016-2024. Au total, 527 340 points de données ont été partagés dans le cadre des présents travaux, le dernier téléchargement ayant eu lieu le 18 mai 2026.

La sous-division du nord-ouest de la Méditerranée

28. Les ensembles de données utilisés pour proposer des critères d'évaluation sous-régionaux concernant la chlorophyllea, le TP et le DIN provenaient principalement de sources nationales fournies par la France, l'Espagne et l'Italie pour la période 2016-2020.

29. Dans le cas de la France, l'ensemble de données ne comprenait que quatre années de données incomplètes déclarées dans l'IMAP IS (2016-2020). Par ailleurs, dans le cadre de ce travail, les ensembles de données nationaux REPHY ont été décodés et reformatés. Cependant, l'ensemble de données s'est avéré difficile à convertir dans la structure IMAP IS et présentait des incohérences temporelles et spatiales d'une station à l'autre, ce qui constitue des aspects essentiels pour le calcul des critères d'évaluation.

30. Pour l'Espagne, des ensembles de données correspondant aux années 2012, 2014, 2015, 2019, 2020 et 2021 ont été mis à disposition, y compris ceux communiqués dans le cadre de l'IMAP IS. Afin d'améliorer la disponibilité des données, d'autres ensembles de données nationaux ont donc été extraits des rapports établis dans le cadre de la directive-cadre sur l'eau (DCE) via la plateforme WISE Marine, ainsi que des programmes de surveillance régionaux de la Catalogne et de Valence. WISE Marine n'ont pas pu être téléchargés directement, tandis que les ensembles de données régionaux présentaient des différences substantielles en termes de format, de paramètres et d'unités, qui n'étaient en aucun cas compatibles avec la structure IMAP IS. Ces ensembles de données couvrent principalement les eaux côtières (jusqu'à 1 mille marin (NM)). Par ailleurs, un ensemble de données partiel (Chla, PO_4, NO_3) provenant d'ESMARES (1993-2024) a également été transmis par l'Espagne dans le cadre de l'OWG ; ces données ont été nettoyées et préparées par les autorités nationales en vue de leur téléchargement sur IMAP IS, ce qui étend la couverture spatiale au-delà de 1 NM. Toutefois, ces ensembles de données ne contiennent pas de données sur la salinité, qui sont indispensables pour définir la typologie des eaux.

[9] Kress, N., Rahav, E., Silverman, J. et Herut, B. (2019). État environnemental des eaux côtières méditerranéennes d'Israël : Définition de conditions de référence et de seuils pour les nutriments, la chlorophylle a et les particules en suspension. *Marine Pollution Bulletin, 141*, 612–620.

31. Pour l'Italie, les autorités ont fourni un ensemble de données très complet couvrant la période 2018-2020. Ces données ont fait l'objet, dans le cadre du présent travail, de procédures rigoureuses d'assurance qualité et de nettoyage afin de garantir leur compatibilité avec l'IMAP IS. Les ensembles de données de la directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » (MSFD) et de la directive-cadre sur l'eau (WFD) (2018-2020) ont été entièrement vérifiés et validés. Tous les ensembles de données italiens devraient être officiellement enregistrés dans le système IMAP IS une fois le présent exercice d'évaluation achevé.

Approche statistique pour l'évaluation des données

32. Dans les sous-divisions AEG et LEV, les données recueillies à une profondeur de 20 m aux stations les plus éloignées ont été utilisées pour calculer la salinité moyenne des eaux non affectées, afin de déterminer la valeur FDil. Par la suite, les données utilisées pour définir les conditions de référence et les valeurs limites ont été élaborées pour la couche de profondeur comprise entre 0 et 10 m, qui correspond à la partie de la colonne d'eau la plus directement touchée par l'eutrophisation.

33. Dans le cadre du NWMS, le traitement des données n'a porté que sur la couche superficielle, car c'est celle qui est la plus touchée par l'eutrophisation. En effet, les apports d'eau douce constituent le principal facteur à l'origine de l'eutrophisation et contribuent de manière significative à la stratification de la colonne d'eau, ce qui a pour effet de confiner les nutriments nouvellement introduits principalement dans la couche superficielle. Les valeurs de FDil ont été calculées par rapport à la salinité moyenne à 10 m de profondeur, mesurée aux stations les plus éloignées, considérées comme représentatives des eaux non perturbées, pour trois zones du NWMS.

34. Le traitement et la présentation des données ont été réalisés à l'aide de R, un langage open source largement utilisé pour l'analyse statistique et la représentation graphique (R Development Core Team, 2026)[10]. Les cartes ont été réalisées à l'aide de QGIS 4.02, un logiciel SIG libre.

35. Une attention particulière a été accordée au traitement des données situées en dessous de la limite de détection (BDL), car celles-ci peuvent représenter une part importante de l'ensemble de données et sont susceptibles d'introduire un biais ou de fausser l'évaluation. Les valeurs BDL ont été recalculées à l'aide du progiciel statistique NADA (Nondetects and Data Analysis for Environmental Data) sous R. L'estimateur ROS (Regression on Order Statistics) a été utilisé ; ainsi, toutes les valeurs BDL ont fait l'objet d'un traitement statistique et ne doivent être utilisées que pour le calcul de valeurs moyennes.

36. Documents d'information PNUE/MED WG 647/Inf10; PNUE/MED WG. 647/Inf.11 et PNUE/MED WG. 647/Inf.12 : fournir des précisions détaillées sur (i) la couverture géographique ; (ii) la période d'échantillonnage, les stations de surveillance et le nombre d'enregistrements inclus dans l'ensemble de données utilisé pour le calcul des conditions de référence et des valeurs limites pour la Chla, le TP et le DIN, ainsi qu'une explication détaillée de la méthodologie d'évaluation des données, des scripts R et des résultats associés.

2.2 Typologie de l'eau

37. La typologie « Eau » revêt une importance capitale pour la poursuite du développement des systèmes de classification d'une région donnée. La première étape pour définir les conditions de référence et les valeurs limites d'une zone consiste à identifier les types d'eau (WT) présents et à les associer aux limites de densité ou de salinité correspondantes, telles qu'établies par le document IG.22/7 (COP 19, 2016). La subdivision des principales zones de transition côtières (WT) repose uniquement sur la salinité, ce qui est tout à fait comparable à la classification fondée sur la densité (tableau 2). L'utilisation de la salinité seule a été proposée lors du processus d'interétalonnage de la DCE (Carletti et Heiskanen, 2009)[11].

[10] Équipe de développement principale de R (2026). R : Un langage et un environnement dédiés au calcul statistique. Fondation R pour le calcul statistique, Vienne, Autriche. ISBN 3-900051-07-0. http://www.R-project.org

[11] Carletti, A., Heiskanen, A. S. (2009). Rapport technique sur l'interétalonnage dans le cadre de la directive-cadre sur l'eau. 3e partie : Eaux côtières et eaux de transition. JRC-IES EUR 23838 EN/3, p. 244.

Tableau 2. Principaux types d'eaux côtières dans les sous-divisions AEG, LEV et NWMS (Décisions IG.22/7 (COP 19) ; IG. 23/6 (COP 20); IG. 26/3 (COP 23); IG.27/6 (COP 24))

	Type I	**Type IIA**	**Type IIIE, IIIW**
σt (densité)	< 25	25 < d < 27	> 27
S (salinity)	< 34,5	34,5 < S < 37,5	> 37.5

38. Pour l'AEG, les types d'eau concernés sont les types I, IIA et III E. Pour le LEV, les types d'eau concernés dans l'ensemble des stations de surveillance analysées sont les types IIA et III E. Le type IIA n'a été observé qu'une seule fois à Chypre. Pour la région WMS, les types d'eaux concernés sont les types I, IIA et III W.

39. Pour l'identification des types d'eau (WT), il est recommandé d'utiliser la moyenne sur cinq ans des eaux de surface (Carletti et Heiskanen, 2009). Toutefois, dans le présent travail portant sur l'AEG, le LEV et le NWMS, toutes les données G_Mean issues des stations ont été utilisées. Le WT calculé a ensuite été associé aux données correspondantes en vue d'un traitement et d'une analyse plus approfondis par les WTs.

40. La répartition des WT entre les stations de surveillance utilisées pour proposer des critères d'évaluation sous-régionaux pour l'AEG, le LEV et le NWMS est présentée dans le document PNUE/MED WG. 647/Inf10; PNUE/MED WG. 647/Inf.111 et PNUE/MED WG. 647/Inf.12, respectivement.

2.3 Condition de référence

41. Les conditions de référence (CR) constituent « une description des éléments de qualité biologique qui existent, ou existeraient, dans un état écologique élevé », c'est-à-dire en l'absence de perturbations liées aux activités humaines, ou en présence de perturbations très mineures de celles-ci. La définition de normes relatives aux conditions de référence a pour objectif de permettre l'évaluation de la qualité écologique par rapport à ces normes (document d'orientation n° 5 de la DCE-CIS (2003))[12].

42. Comme indiqué dans la méthodologie relative à l'élaboration des critères d'évaluation (PNUE/MED WG.492/11 ; PNUE/MED WG.492/Inf.12), le facteur de dilution (FDil) a été utilisé pour définir les conditions de référence en fonction des concentrations de Chla. La ligne de démarcation entre les valeurs et l'absence de valeurs représente le seuil pouvant être interprété comme la frontière entre les pressions naturelles et les pressions anthropiques. On part du principe que les apports en nutriments, qu'ils soient d'origine naturelle ou résultant d'activités humaines mineures, déterminent une réponse des systèmes côtiers qui est bien représentée par les concentrations de Chla situées le long de la courbe, comme l'illustrent les nuages de points correspondant aux trois sous-régions maritimes dans les documents d'information susmentionnés. Ces nuages de points représentent la valeur annuelle G_mean des concentrations en Chla en fonction du FDil pour les types d'eau (WT) actuels. La courbe marque la limite inférieure des RC de la chlorophylle a. Les lignes verticales représentent les limites de la densité de l'eau (WT) définies sous forme de valeurs FDil et dérivées des limites de salinité.

43. Cette approche ne peut pas être appliquée aux nutriments, étant donné que le FDil représente une mesure intégrée des pressions exercées par les nutriments sur l'écosystème. En conséquence, les conditions de référence pour les nutriments sont déduites de la relation entre la pression et les effets.

44. Les valeurs de FDil ont été calculées par rapport à la salinité moyenne à 20 m de profondeur, mesurée aux stations les plus éloignées, considérées comme représentatives des eaux non perturbées, pour trois zones du NWMS.

45. Pour le calcul de la limite FDil, une valeur de salinité de 39,25 a été utilisée dans la sous-division de la mer Égée. La limite WT pour l'IIA (tableau 2) est définie par 34,5 < S < 37,5 et donne

[12] Document d'orientation n° 5 de la CIS relative à la directive-cadre sur l'eau (2003) : Typologie, conditions de référence et systèmes de classification des eaux de transition et des eaux côtières.

une plage de FDil comprise entre 12,1 < FDil < 4,45. Ces limites des WT, fondées sur le FDil, correspondent aux eaux les moins affectées au sein de la classe et constituent un bon indicateur des conditions de référence pour les WT IIA et I.

46. Pour le calcul des limites de la zone FDil dans la sous-division de la mer du Levant, les valeurs de salinité suivantes ont été utilisées : 39,50 pour Israël, 38,80 pour Chypre et 39,30 pour la Turquie. La limite WT pour l'IIA (tableau 2) est définie par S < 37,5 et donne un FDil de 5,06 pour Israël, 3,35 pour Chypre et 4,58 pour la Turquie. Ces limites de la classe WT, établies à partir de l'indice FDil, correspondent aux eaux les moins affectées au sein de la classe et constituent un bon indicateur des conditions de référence pour la classe WT IIA.

47. Dans le NWMS, les valeurs de FDil ont été calculées par rapport à la salinité moyenne à 10 m de profondeur mesurée aux stations les plus éloignées, considérées comme représentatives des eaux non affectées, pour trois zones du NWMS (Espagne - Catalogne : 38,3, côte continentale française : 39,0 et l'Italie - mer de Ligurie : 38,3).

48. Pour le calcul de la limite FDil, une valeur de salinité de 38,53 a été utilisée. La limite WT pour l'IIA (tableau 2) est définie par 34,5 < S < 37,5 et donne une plage de FDil comprise entre 10,45 < FDil < 2,67. Ces limites des WT, fondées sur le FDil, correspondent aux eaux les moins affectées au sein de la classe et constituent un bon indicateur des conditions de référence pour les WT IIA et I.

49. Les meilleures relations fonctionnelles entre le RC de la Chla et le FDil se sont systématiquement révélées exponentielles. Les équations décrivant ces relations ont été utilisées pour déterminer des RC de Chla uniques pour chaque WT, correspondant à la valeur limite de FDil. Les tableaux 3a, 3b et 3c résument les résultats des calculs effectués.

Tableau 3a. Sous-division de la mer Égée – Résumé des conditions de référence (RC) pour l'élément de qualité biologique (EQB) phytoplancton, fondé sur la concentration en chlorophylle a (Chl-a).

Type	**CP**	**Relations fonctionnelles**	**F_dil (%) Limite**	**RC - Chla (µg/L) en tant que G_Moyenne**
Type IIA	GR, TR	$y = 0.0719\ e^{0.0928x}$	4,45	0,11
Type IIIE			1,0	0,08

Tableau 3b. Sous-division de la mer du LevantB —B Résumé des conditions de référence (CR) pour l'élément de qualité biologique (EQB) « phytoplancton » basé sur la chlorophyllea. Pour l'eau de type IIIE, on a utilisé une valeur de FDil (%) égale à 1 dans le calcul de la RC. Les autres types d'eau, à savoir le type I (absent) et le type IIA (une seule station), n'ont pas été pris en compte dans la présente évaluation des critères d'évaluation.

WTType d'eau	**CP**	**Zone**	**Relations fonctionnelles**	**RC - Chla (µg/L) en tant que G_Moyenne**
IIIE	Türkiye	CW	$y = 0.1942\ e^{0.2350x}$	0,25
		OW	$y = 0.1002\ e^{0.1742x}$	0,12
	Chypre	OW	$y = 0.0521\ e^{0.1438x}$	0,06

Tableau 3c. WMS Nord : Résumé des critères de qualité environnementale (CQE) pour le phytoplancton, basés sur la Chl*a*.

Type	CP	Relations fonctionnelles	F_dil (%) Limite	RC - Chla (µg/L) en tant que G_Moyenne
Type I	FR, IT	$y = 0.0841\ e^{0.1446x}$	10,45	0,49
Type IIA			2,67	0,13
Type IIIW			1,0	0,12
Type IIA	ES	$y = 0.1247\ e^{0.1721x}$	2,67	0,20
Type IIIW			1,0	0,15

2.4 Relation entre la pression et l'effet

50. Il est essentiel de définir la relation entre la pression et l'effet pour fixer les valeurs de référence (RC) relatives aux nutriments. Afin d'évaluer la sensibilité des indicateurs sélectionnés à différents indicateurs de pression, une analyse de régression multiple utilisant des modèles linéaires (ML) a été réalisée.

51. Grâce à cette technique de régression par étapes, les variations de la concentration en Chla ont été analysées par rapport au DIN et au TP, utilisés comme indicateurs de pression. Une approche par régression linéaire multiple par étapes a été appliquée pour examiner les relations entre la Chla log-transformée et les variables relatives aux nutriments, selon une procédure adaptée de la méthodologie appliquée en mer Adriatique (PNUE/MED WG.492/Inf.12), sans toutefois y être identique. Pour chaque groupe d'évaluation (par exemple, les types IIA et IIIE de la DCE, ainsi que leur combinaison), l'ensemble de données a été filtré par type et, le cas échéant, par zone, en ne conservant que les enregistrements présentant une valeur GM_Cphl strictement positive. Des variables transformées par le logarithme décimal ont ensuite été générées à l'aide d'une fonction de transformation sûre qui remplaçait les valeurs non positives par une petite constante (0,01), tout en conservant les valeurs manquantes comme « non disponibles » (NA). La variable de réponse principale était le log10 de la chlorophylle (LCphl), tandis que le log10 de l'azote inorganique total (LTini) et le log10 du phosphore total (LTphs) ont été considérés comme des prédicteurs potentiels. L'ajustement du modèle a été réalisé en utilisant uniquement les observations pour lesquelles les trois variables prenaient des valeurs finies.

52. Un premier modèle linéaire multiple a été ajusté dans R à l'aide de la fonction lm, avec na.action = na.fail. La sélection du modèle a été effectuée à l'aide de la fonction stepAIC du package MASS, en appliquant une sélection par étapes descendantes fondée sur le critère d'information d'Akaike (AIC). Pour chaque groupe, le modèle final correspondait au sous-ensemble de prédicteurs optimal selon l'AIC.

53. Les performances du modèle ont été évaluées à l'aide du coefficient de détermination R^2, des statistiques F et des valeurs p extraites du résumé du modèle. Le diagnostic des résidus a été réalisé à l'aide des quatre graphiques de diagnostic standard générés par la fonction `plot.lm`, ce qui a permis d'évaluer la normalité des résidus, l'homoscédasticité et la présence d'observations influentes.

La sous-division de la mer Égée

54. Dans l'AEG, toutes les combinaisons de zone (eaux côtières – CW, eaux libres – OW, les deux ensemble – « All ») et de type (IIA, IIIE et agrégé – « All ») ont été testées. Les résultats correspondants sont présentés dans le document d'information PNUE/MED WG. 647/Inf.10.

55. Le type I n'a pas été évalué, car il n'y avait qu'une seule station de ce type d'eau.

56. Le modèle linéaire ajusté explique environ 16 % de la variabilité totale de la concentration en Chla dans l'eau de captage, le DIN et le TP apportant tous deux une contribution statistiquement significative à la réponse observée. Un résumé des statistiques du modèle figure dans le document PNUE/MED WG. 647/Inf.10 (tableau 5).

57. Pour les eaux ouvertes (OW), en considérant l'ensemble des types d'eaux, le modèle linéaire n'a retenu qu'un seul prédicteur, le phosphore total (TP) constituant la variable explicative principale. Le modèle expliquait environ 14 % de la variabilité de la concentration en Chla. Un résumé des statistiques relatives au modèle est présenté dans le Groupe de travail PNUE/MED. 647/Inf.10 (Tableau 6).

58. Les corrélations calculées montrent que la variabilité de la chlorophyllea dans l'AEG s'explique à la fois par le DIN et par le TP, bien que leur importance relative varie selon les niveaux d'agrégation étudiés.

59. Pour l'ensemble de données regroupant tous les types d'eaux et toutes les zones, le modèle final obtenu par itération a retenu à la fois le DIN et le TP, expliquant environ 16 % de la variabilité totale de la Chla, le TP ayant l'effet le plus marqué.

60. En revanche, pour les eaux libres analysées séparément, le modèle final n'a retenu que le TP et a permis d'expliquer environ 14 % de la variabilité de la concentration en Chla, ce qui indique que le phosphore pourrait constituer l'indicateur de pression dominant dans ces conditions. Ces résultats suggèrent que les schémas de limitation en nutriments dans la mer Égée ne sont pas uniformes selon les types d'eaux et les zones, et que tant le DIN que le TP devraient être pris en compte dans l'élaboration future des critères d'évaluation.

61. Bien que les modèles ajustés n'expliquent qu'une part relativement modeste de la variabilité de la chlorophyllea, les résultats indiquent néanmoins que le phosphore total (PT) pourrait jouer un rôle particulièrement important dans la régulation de la biomasse phytoplanctonique dans certaines zones de la mer Égée. Cela est particulièrement évident dans les milieux en eau libre, où le TP s'est révélé être le seul facteur prédictif statistiquement significatif de la variabilité de la Chla. Dans le même temps, la capacité explicative limitée de ces modèles souligne la nécessité de mener des analyses supplémentaires à des échelles spatiales plus fines et à partir d'ensembles de données plus complets avant de pouvoir tirer des conclusions plus générales au niveau sous-régional.

62. La mer Égée se caractérise par une zonation écologique bien définie, avec un secteur nord plus productif et un régime oligotrophe à ultra-oligotrophe dans les autres parties du bassin[13]. Dans ce contexte, une distinction stricte entre les eaux côtières et les eaux hauturières n'est pas propice à l'élaboration de critères d'évaluation harmonisés, car une telle approche fragmenterait artificiellement les gradients pression-effet sous-jacents.

63. Par ailleurs, l'analyse de régression linéaire multiple par étapes a montré que les meilleurs résultats du modèle étaient obtenus lorsque les données étaient analysées dans leur ensemble, sans stratification par type d'eau (WT) ni par zone, ce qui permettait ainsi de prendre en compte un gradient pression-effet plus large et plus représentatif. Par conséquent, la répartition par zone et par WT n'a pas été prise en compte dans la définition initiale des critères d'évaluation. Néanmoins, toutes les analyses statistiques correspondantes ont explicitement pris en compte les effets de la zone, du WT et du pays, ainsi que leurs interactions, et les résultats correspondants sont présentés dans le Groupe de travail PNUE/MED. 647/Inf.10.

64. L'indice trophique TRIX, initialement mis au point et calibré pour la mer Adriatique et d'autres systèmes relativement eutrophes, n'a pas été utilisé directement comme échelle de classification interne dans la présente analyse des données concernant la mer Égée, car son étalonnage d'origine n'est pas tout à fait adapté aux conditions oligotrophes. Au lieu de cela, conformément à l'approche TRIX à échelle proposée par Primpas et Karydis (2011)[14], une formulation TRIX normalisée aux conditions environnementales de la mer Égée a été appliquée.

65. En remplaçant S-TRIX par TRIX dans le calcul, on a obtenu la valeur de NTRIX. Au sein du Groupe de travail PNUE/MED. 647/Inf.10 : ce document présente une analyse détaillée des relations

[13] Kournopoulou, A., Kikaki, K., Varkitzi, I., Psarra, S., Assimakopoulou, G., Karantzalos, K., et Raitsos, D. 2024. Atlas des indices de phénologie du phytoplancton dans certains écosystèmes marins de la Méditerranée orientale. Scientific Reports, n° 14.

[14] Primpas, I., and Karydis, M. 2011. Mise à l'échelle de l'indice trophique (TRIX) dans les milieux marins oligotrophes. Environmental Monitoring and Assessment, 178, 257–269.

entre les échelles TRIX, S-TRIX et NTRIX en fonction de l'état écologique. Il comprend également des nuages de points illustrant les corrélations entre la valeur annuelle G_mean de la Chla et l'indice NTRIX, d'une part, et la concentration (i) de DIN et (ii) de TP, d'autre part, ainsi que la relation entre la Chla et l'NTRIX, à partir des données combinées de toutes les zones (eaux continentales et eaux marines) et de tous les pays.

66. En conséquence, les relations fonctionnelles d'intérêt ont été identifiées pour chaque type d'eau (WT), comme le montre le tableau 4.

Tableau 4. Liste des relations fonctionnelles d'intérêt identifiées pour chaque groupe de travail. Pour chaque équation de régression, la taille de l'échantillon (N), le R^2 et les valeurs p sont indiqués.

Lien fonctionnel	Type IIA-IIIE
1. TP vs NTRIX	[TP] = 10^[(NTRIX – 5,94)/1,87] N = 340; R2 = 0,26; P < 0,001
2. DIN vs NTRIX	[DIN] = 10^[(NTRIX – 5.39)/1.34] N = 338; R2 = 0.40; P <0.001
3. Chla vs TP*	[Chla] = 0,62·[TP]^0,398 N = 477; R2 = 0,09; P < 0,001
4. Chla vs DIN*	[Chla] = 0,39·[DIN]^0,145 N = 341; R2 = 0,02; P = 0,006
5. Chla vs NTRIX	[Chla] = 10^[(NTRIX – 5,25)/1.15] N = 406; R2 = 0,34; P < 0,001
*** données statistiques insuffisantes – corrélation à ne pas prendre en compte**	

67. Les équations présentées aux lignes 3 et 4 décrivent les relations fonctionnelles entre la TP et les concentrations en DIN et en Chla. Ces modèles ont été élaborés comme des modèles unifiés pour les eaux de type WT IIA et IIIE, car des régressions distinctes pour chaque type d'eau n'ont révélé que des différences négligeables dans les estimations des paramètres (figures 5 et 6, Groupe de travail PNUE/MED). 647/Inf.10). Ces relations constituent la base permettant de définir les valeurs seuils entre les classes de qualité écologique au sein du cadre d'évaluation de l'AEG, qu'il s'agisse des conditions de référence ou des valeurs limites entre les classes.

La sous-division de la mer du Levant

67. Dans le LEV, toutes les combinaisons de zones (eaux côtières – CW, eaux libres – OW, les deux ensemble – All), de pays (Israël, Türkiye et les zones combinées d'Israël et de Türkiye), ainsi que toutes celles pour le WT IIIE ont été testées. Les données relatives au Liban et à Chypre n'ont pas été analysées, car les valeurs de TP ne figuraient pas dans les données communiquées. Le Liban ne mesure ni le NH_4^+ ni le TP, et Chypre ne mesure pas le TP. Les résultats correspondants, sous forme de captures d'écran, sont présentés dans le document d'information Groupe de travail PNUE/MED. 647/Inf.11.

68. Les types d'eau I (absents) et IIA (une seule station) n'ont pas été pris en compte dans la présente évaluation des critères d'évaluation.

69. L'analyse de régression par étapes a été appliquée à l'ensemble de données turc regroupant à la fois les eaux côtières et les eaux hauturières ; cette approche a ainsi donné les meilleurs résultats. Le modèle linéaire ajusté explique environ 35 % de la variabilité totale de la concentration en Chla dans l'eau de captage, le DIN et le TP apportant tous deux une contribution statistiquement significative à la réponse observée. Un résumé des statistiques relatives au modèle est présenté dans le Groupe de travail PNUE/MED. 647/Inf.11 (Tableau 5).

70. Pour l'OW, le modèle linéaire n'a retenu qu'un seul prédicteur, le phosphore total (TP) constituant la variable explicative principale. Le modèle expliquait environ 34 % de la variabilité de la concentration en Chla. Un résumé des statistiques relatives au modèle est présenté dans le Groupe de travail PNUE/MED. 647/Inf.11 (Tableau 6).

71. Les corrélations calculées montrent que la variabilité de la chlorophyllea dans le LEV s'explique à la fois par le DIN et le TP, bien que leur importance relative varie selon les niveaux d'agrégation étudiés.

72. Pour la Turquie, tant dans les zones CW qu'OW, considérées conjointement, le modèle par étapes final a conservé à la fois les variables DIN et TP et a permis d'expliquer environ 35 % de la variabilité totale de la Chla.

73. En revanche, lorsque les eaux libres d'Israël ont été analysées séparément, la procédure par étapes n'a retenu aucune variable prédictive, ce qui a abouti à un modèle ne comportant que l'ordonnée à l'origine. Ce résultat reflète les conditions ultra-oligotrophes du sud-est du bassin levantin, où les concentrations en nutriments n'offrent qu'une capacité prédictive limitée quant à la variabilité de la Chla. Pour les eaux libres de la Turquie, le modèle final a retenu à la fois le DIN et le TP comme prédicteurs significatifs ($R^2 = 0,3383$; $F = 70,05$ sur 2 et 274 degrés de liberté ; $p < 2,2e-16$), ce qui indique un couplage plus fort entre les nutriments et la Chla dans le secteur turc. Ces résultats contrastés suggèrent que les schémas de limitation en nutriments dans la mer du Levant ne sont pas uniformes sur le plan spatial d'un pays à l'autre ou d'un type de zone à l'autre, et soulignent l'importance de prendre en compte à la fois le DIN et le TP dans l'élaboration future des critères d'évaluation.

74. Bien que les modèles ajustés n'expliquent qu'une part relativement modeste à modérée de la variabilité de la chlorophylle a, les résultats indiquent que tant le DIN que le TP contribuent à réguler la biomasse phytoplanctonique en mer de Levant, en particulier dans les eaux côtières et en pleine mer de Turquie. Le résultat obtenu pour les eaux libres d'Israël, qui repose uniquement sur l'interception–, souligne encore davantage le caractère ultra–oligotrophique du sud-est de la mer de Levant, où la capacité prédictive des concentrations en nutriments s'en trouve réduite en conséquence. Ces résultats soulignent la nécessité de mener des analyses supplémentaires intégrant des ensembles de données plus complets et des facteurs environnementaux complémentaires avant de pouvoir établir de manière fiable des critères d'évaluation sous-régionaux.

75. La mer du Levant se caractérise par des conditions oligotrophes, voire ultra-oligotrophes, le phosphore étant largement reconnu comme le principal nutriment limitant dans la partie la plus orientale de la Méditerranée. Une subdivision stricte entre CW et OW, ou une classification fondée uniquement sur le pays, risque de fragmenter les gradients pression-effet sous-jacents et de produire des modèles de sous-groupes dont la puissance statistique est insuffisante. C'est ce que montrent le résultat obtenu uniquement à partir de l'interception pour Israël OW ($n = 68$) et le modèle combiné Israël-Turquie pour les zones côtières, dont la significativité est marginale ($R^2 = 0,032$; $p = 0,055$)

76. L'analyse de régression linéaire multiple par étapes a montré que, pour la Turquie, les meilleurs résultats du modèle étaient obtenus lorsque les eaux côtières et les eaux hauturières étaient prises en compte séparément. Le modèle CW ($R^2 = 0,3511$; $F = 8,656$ sur 2 et 32 degrés de liberté ; $p = 0,000989$) et le modèle OW ($R^2 = 0,3383$; $F = 70,05$ sur 2 et 274 degrés de liberté ; $p < 2,2e-16$) ont tous deux retenu DIN et TP comme prédicteurs significatifs, ce qui justifie le maintien de la subdivision CW/OW pour le secteur turc. Par conséquent, la distinction par zone a été maintenue pour la Turquie dans la présente configuration initiale des critères d'évaluation, tandis que toutes les analyses statistiques associées ont explicitement pris en compte les effets de la zone, du pays et de leurs interactions ; les résultats correspondants figurent dans le Groupe de travail PNUE/MED. 647/Inf.12.

77. En ce qui concerne la mer Égée, l'indice trophique TRIX, initialement mis au point et calibré pour la mer Adriatique et d'autres systèmes relativement eutrophes, n'a pas été appliqué directement comme échelle de classification interne dans la présente évaluation des données relatives à la mer du Levant, car son étalonnage d'origine n'est pas tout à fait adapté aux conditions oligotrophes. Au lieu de cela, conformément à l'approche TRIX à échelle proposée par Primpas et Karydis (2011), une formulation TRIX normalisée aux conditions environnementales de la mer Égée a été appliquée.

78. Au sein du Groupe de travail PNUE/MED. 647/Inf.11 : ce document présente une analyse détaillée des relations entre les échelles TRIX, S-TRIX et NTRIX en fonction de l'état écologique. Il comprend également un nuage de points illustrant la corrélation entre la valeur annuelle G_mean de la Chla et l'indice NTRIX d'une part, et la concentration (i) de DIN et (ii) de TP d'autre part, ainsi que la relation entre la Chla et l'indice NTRIX, à partir des données relatives aux eaux côtières (CW), aux eaux ouvertes (OW) et à la combinaison des deux (CW et OW) pour la Turquie.

79. C'est ainsi que les relations fonctionnelles d'intérêt ont été identifiées pour le groupe de travail IIIE, comme le montre le tableau 5.

Tableau 5. Liste des relations fonctionnelles d'intérêt identifiées pour le WT IIIE. Pour chaque équation de régression, la taille de l'échantillon (N), le R^2 et les valeurs p sont indiqués.

Pays/Région	Lien fonctionnel	Type IIIE
Türkiye-OW	1. TP vs NTRIX	[TP]=10(NTRIX−6,72)/2,66 N = 33; R2 = 0,26; P < 0,001
	2. DIN vs NTRIX	[DIN]=10^(NTRIX−4,77)/1,45 N = 34; R2 = 0,38; P < 0.001
	3. Chla vs TP*	[Chla] ≈1,537·[TP]^1,01 N = 32; R2 = 0,12; P < 0,051
	4. Chla vs DIN	[Chla] ≈0.295·[DIN]^0.593 N = 32; R2 = 0.25; P = 0.003
	5. Chla vs NTRIX	[Chla]=10^(NTRIX−5,67)/1,63 N = 34; R2 = 0,85; P < 0,001
Türkiye-OW	1. TP vs NTRIX	[TP]=10(NTRIX−6,61)/2.72 N = 256; R2 = 0,37; P < 0,001
	2. DIN vs NTRIX	[DIN]=10^(NTRIX−4,72)/1.18 N = 264; R2 = 0,47; P < 0,001
	3. Chla vs TP*	[Chla]≈1,24·[TP]^0,966 N = 218; R2 = 0,21; P < 0,001
	4. Chla vs DIN	[Chla] ≈ 0,249·[DIN]^ 0,327 N = 214; R2 = 0,15; P = 0,001
	5. Chla vs NTRIX	[Chla]=10^(NTRIX−5,46)/1,32 N = 262; R2 = 0,56; P < 0,001
Israël dans son ensemble CW and OW	2. DIN vs NTRIX	[DIN]=10 (NTRIX−4,98)/0,97 N = 31; R2 = 0,70; P < 0,001
	5. Chla vs NTRIX	[Chla] ≈10(NTRIX−5,75)/2,74 N = 36; R2 = 0,39; P < 0,001

80. Les équations présentées aux lignes 3 et 4 décrivent les relations fonctionnelles entre les concentrations de TP, de DIN et de Chla dans les eaux de la classe IIIE « WT ». Elles constituent la base permettant de définir les valeurs seuils entre les classes de qualité écologique dans le cadre d'évaluation du LEV, et permettent une conversion directe entre les concentrations en nutriments et les éléments de qualité biologique sur l'ensemble du gradient d'état écologique, comme l'a précisé le Groupe de travail PNUE/MED. 647/Inf.11.

La sous-division du nord-ouest de la Méditerranée

81. Dans le cadre du NWMS, les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide d'un progiciel statistique R différent de celui préconisé dans le document du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE), référence PNUE/MED WG.492/Inf.12.

82. En raison d'incohérences dans les données (notamment l'absence de valeurs de salinité dans le jeu de données espagnol et un jeu de données réduit pour les eaux hauturières françaises), aucune distinction entre les eaux côtières et les eaux hauturières n'a été appliquée, et les données ont été analysées dans leur forme originale.

83. Le type I n'a pas été évalué, car il n'y avait qu'une seule station de ce type d'eau.

84. Pour le type IIA, le modèle linéaire ajusté explique **16 %** de la variabilité totale de la concentration en chlorophylle *a* (Chla), le DIN étant le facteur contribuant le plus à cette variabilité. Une statistique descriptive est présentée dans le document PNUE/MED WG. 647/Inf.12 (Tableau 5).

85. Pour le type IIIW, le modèle linéaire n'a retenu qu'un seul variable explicative, le DIN ayant un poids largement prépondérant. De plus, le R^2 multiple montre que le modèle n'explique que 22,4 % de la variabilité de la Chla. Une statistique descriptive est présentée dans le document PNUE/MED WG. 647/Inf.12 (Tableau 6).

86. Les corrélations calculées montrent que la sensibilité à la chlorophyllea, considérée comme la réponse des systèmes côtiers à la disponibilité des nutriments en termes de production de biomasse phytoplanctonique, n'est pas principalement déterminée par le phosphore total, contrairement à ce qui avait été observé dans les évaluations précédentes des données de surveillance de la DCE. En revanche, les concentrations en DIN expliquent une part significative de la variabilité de la Chla dans les eaux côtières du NWMS : elles représentent jusqu'à 16 % dans les eaux de type IIA ($R^2 = 0,1604$, bien que la significativité statistique du DIN soit marginale avec $p = 0,0857$) et 22,4 % dans les eaux de type IIIW ($R^2 = 0,2241$, $p = 4,77e\text{-}11$). Ces résultats suggèrent que le DIN joue un rôle important en tant qu'indicateur de pression dans ces systèmes côtiers méditerranéens. La corrélation plus forte observée dans les eaux de type IIIW ($\beta = 0,32487$) par rapport à celles de type IIA ($\beta = 0,15100$) suggère en outre l'existence de schémas de limitation des nutriments différents selon les types d'eaux au sein du NWMS. Néanmoins, ces résultats doivent faire l'objet de vérifications supplémentaires à

des échelles spatiales plus fines, car la disponibilité actuelle des données et leur répartition dans les zones côtières du NWMS pourraient limiter l'applicabilité générale de ces relations observées à certains sous-bassins ou masses d'eau côtières présentant des conditions hydrographiques et des caractéristiques d'apport en nutriments distinctes.

87. Au sein du Groupe de travail PNUE/MED. 647/Inf.12 (figures 5 et 6) : les nuages de points illustrent la corrélation entre les G_means annuels de la Chla et de l'indice TRIX, d'une part, et la concentration en DIN pour les souches WT IIA et IIIW, d'autre part, ainsi qu'avec la concentration en TP pour les souches WT I et IIA.

88. En conséquence, les relations fonctionnelles d'intérêt ont été identifiées pour chaque type d'eau (WT), comme le montre le tableau 6.

Tableau 6. Liste des relations fonctionnelles d'intérêt identifiées pour chaque groupe de travail. Pour chaque équation de régression, la taille de l'échantillon (N), le R^2 et les valeurs p sont indiqués.

Lien fonctionnel	**Type IIA-IIIW**
1.TP vs TRIX	*
2. DIN vs TRIX	**[DIN] = 10^ [(TRIX –2,66)/1.5] N = 36; R2 = 0,65; P < 0,001**
3. Chla vs TP*	*
4. Chla vs DIN	**[Chla]=0,280543 [DIN]^0,255 N = 241; R2 = 0,15; P < 0,001**
*Non calculé en raison d'un traitement inadéquat des données BDL et de problèmes liés aux mesures	

89. Ces équations ont été élaborées sous forme de modèles unifiés valables à la fois pour les eaux de type IIA et de type IIIW, car les calculs effectués séparément pour chaque type d'eau ont révélé des différences négligeables au niveau des paramètres de régression.

90. Les équations des lignes 3 et 4 établissent les relations fonctionnelles entre la TP et le DIN d'une part, et les concentrations en Chla d'autre part. Ces relations constituent la base permettant de définir les valeurs seuils entre les classes de qualité écologique au sein du cadre d'évaluation, fournissant à la fois des conditions de référence et des valeurs limites à des fins de classification pour le NWMS (PNUE/MED WG. 647/Inf.12.

91. Il n'a pas été possible d'établir une relation entre le TP et la Chla en raison de graves lacunes dans la qualité des données. Plus de 90 % des enregistrements de données italiennes — seule source de mesures de TP dans l'ensemble de données compilé — ont été déclarés comme correspondant à la BDL tant pour le TP que pour l'orthophosphate (Phos). De même, une part importante des valeurs étaient de type BDL dans les autres ensembles de données, ce qui concernait environ 20 % des données relatives à l'orthophosphate en Espagne et 45 % de celles concernant la France. Une contrainte méthodologique majeure résidait dans les limites de quantification (LOQ) élevées et hétérogènes appliquées d'un laboratoire à l'autre. La plupart des mesures de TP utilisaient des seuils de détection (LOQ) de 0,32 µmol/L, tandis que plusieurs laboratoires appliquaient une valeur de 0,48 µmol/L. Ces valeurs sont proches ou supérieures au seuil d'état écologique « bon/modéré » (G/M) défini dans le cadre d'évaluation de la mer Adriatique. Lorsque les limites de détection analytiques s'approchent des valeurs seuils écologiques ou les dépassent, une évaluation rigoureuse des relations entre les nutriments et la chlorophyllea devient peu fiable et statistiquement irréalisable.

92. En raison de ces facteurs, ainsi que d'autres lacunes dans les données, il n'a pas été possible de traiter ni d'interpréter de manière fiable les ensembles de données relatifs à l'orthophosphate et à la matière totale (MT). En ce qui concerne l'Espagne, l'une des principales contraintes a été l'absence de données sur la salinité, ce qui a empêché de définir correctement la typologie des eaux entre les différentes stations. En Italie, on a constaté d'importantes disparités dans les concentrations de TP d'une région à l'autre, celles-ci pouvant varier d'environ un ordre de grandeur. Ces divergences tiennent probablement davantage aux variations des méthodes d'analyse et aux limites de détection

des laboratoires qu'à de réelles différences spatiales. De plus, seules la France et l'Espagne ont fourni des données sur les orthophosphates, tandis que l'Italie a communiqué des données sur le phosphore total (PT) ; par conséquent, il n'a pas été possible d'établir des comparaisons fiables entre les pays.

3. Proposition de conditions de référence et de valeurs aux limites pour le Chla, le DIN et le TP

La sous-division de la mer Égée

93. Grâce à la définition des conditions de référence en matière de nutriments (RC) pour les types d'eaux côtières IIA et IIIE, tant en eaux côtières qu'en eaux libres, et à l'établissement de relations entre les pressions et les impacts, tous les éléments clés sont désormais réunis pour définir les critères de classification de l'eutrophisation dans la sous-division de la mer Égée.

94. Parmi les relations pression-effet testées, seule la relation fonctionnelle entre la Chla et le NTRIX a présenté une robustesse statistique suffisante pour permettre l'établissement de limites de classes écologiques communes aux types d'eaux IIA et IIIE. Les corrélations entre le DIN ou le TP et la Chla étant faibles, les limites pour le TP et le DIN ont donc été déterminées à partir de leurs relations respectives avec NTRIX. Ils sont présentés dans le tableau 7.

Tableau 7. Conditions de référence et valeurs limites, exprimées sous forme de moyenne géométrique annuelle (G_Mean) pour la chlorophyllea, le TP et le DIN, pour les types d'eaux côtières IIA et IIIE combinés dans l'AEG. Aucune distinction n'a été établie entre les eaux côtières et les eaux hauturières, ni entre ces deux types d'eaux.

Limites	NTRIX	c(Chla)/µg L^{-1}	c(TP)/µmol L^{-1}	*c(DIN)/µmol L^{-1}
RC	-	0,08	-	-
H/G	4.	0,08	0,09	0,09
G/M	5	0,61	0,31	0,51
M/P	6	4,49	1,08	2,85
P/B**	-	-	-	

* **Les seuils DIN se situent en dehors des plages attendues et ne doivent pas être utilisés en conditions réelles d'exploitation.** Le modèle sous-jacent sous-estime les valeurs aux limites correspondantes en raison de ses faibles performances statistiques

** **La limite P/B n'a pas été évaluée,** car les phases dystrophiques du processus d'eutrophisation sont très imprévisibles et ne relèvent pas du champ d'application de la présente classification

95. Les valeurs de RC et les valeurs limites obtenues pour la Chla et le TP se situent dans les fourchettes attendues et correspondent bien aux seuils G/M rapportés par Giani et al. 2024. Cela constitue une preuve solide que cette calibration est à la fois écologiquement valable et cohérente à l'échelle régionale. Une telle concordance confirme la solidité de l'approche méthodologique, notamment le recours aux moyennes géométriques annuelles et aux relations log-log pression-réponse, et renforce la crédibilité, l'applicabilité et la transférabilité des limites de classes proposéesau sein du cadre plus large d'évaluation de l'eutrophisation de la sous-région de la mer Égée et du Levant.

96. Les incertitudes méthodologiques sont détaillées dans le document PNUE/MED WG.647/Inf.10.

La sous-division de la mer du Levant

97. Grâce à la définition des conditions de référence en matière de nutriments (RC) pour le WT IIIE, applicables aussi bien en eaux côtières qu'en eaux ouvertes, et à l'établissement de relations entre les pressions et les impacts, les éléments clés sont désormais en place pour définir des critères partiels de classification de l'eutrophisation pour la sous-division de la mer du Levant au sein de la sous-région égéenne-levantine. Ces critères incluent les critères de classification de l'eutrophisation pour les eaux marines de la Turquie et, à titre préliminaire, pour les eaux marines d'Israël.

98. L'indice trophique NTRIX, normalisé et mis à l'échelle pour la mer Égée, dérivé de l'indice TRIX initialement formulé pour le nord de la mer Adriatique, a été largement validé pour l'évaluation écologique de plusieurs mers régionales, notamment la mer Baltique et la mer Noire, ainsi que la mer

Égée (Primpas et Karydis, 2011). Compte tenu de ses performances avérées dans les conditions oligotrophes caractéristiques de la Méditerranée orientale, ce cadre a été retenu comme référence interne pour définir les limites des classes écologiques dans la présente évaluation des données relatives à la mer du Levant.

99. Parmi les relations pression-effet testées, seule la relation fonctionnelle entre la Chla et le NTRIX a présenté une robustesse statistique suffisante pour permettre la définition des limites des classes écologiques pour le WT IIIE. Les corrélations entre le DIN ou le TP et la Chla étant faibles, les limites pour le TP et le DIN ont donc été déterminées à partir de leurs relations respectives avec NTRIX. Les limites des classes écologiques ainsi définies sont présentées dans le tableau 8.

Tableau 8. Conditions de référence et valeurs limites, exprimées sous forme de moyenne géométrique annuelle (G_Mean) pour la chlorophyllea, le TP et le DIN, pour le WT IIIE dans le LEV. La limite P/B n'a pas été évaluée, car les phases dystrophiques du processus d'eutrophisation sont très imprévisibles et ne relèvent pas du champ d'application de la présente classification.

Pays/Région	Limites	NTRIX	c(Chla)/µg L^{-1}	c(TP)/µmol L^{-1}	c(DIN)/µmol L^{-1}
Türkiye-OW	RC	3,5	0,05 (0,25*)	0,03 (0,17*)	0,05 (0,75)
	H/G	4.	0,10	0,07	0,16
	G/M	5	0,39	0,26	1,59
	M/P	6	1,59	1,03	17,02
Türkiye-OW	RC	3,5	0,04 (0,12*)	0,03 (0,09*)	0,01(0,11*)
	H/G	4.	0,08	0,06	0,03
	G/M	5	0,45	0,35	6,01
	M/P	6	2,56	2,11	-
Israël dans son ensemble CW and OW	RC	3,5	0,15	-	0,03
	H/G	4.	0,23	-	0,09
	G/M	5	0,53	-	1,05
	M/P	6	1,23	-	11,26

* valeurs issues de FDil

100. Les critères d'évaluation présentés dans le tableau 9 révèlent plusieurs incohérences qui soulèvent des interrogations quant à leur validité écologique, malgré des performances statistiques acceptables. l convient notamment de noter que les seuils de nutriments calculés pour les eaux hauturières de la Turquie dépassent ceux des eaux côtières, tant au niveau de la limite entre les classes « Bonne/Modérée » que « Modérée/Mauvaise », ce qui contredit le gradient oligotrophe bien établi de la sous-région de la mer Égée et de la mer Levantine.

101. Cette inversion suggère une instabilité dans les relations pression-réponse sous-jacentes et pourrait refléter des artefacts potentiels introduits par le lien indirect entre l'élaboration des critères d'évaluation des nutriments et le NTRIX. De plus, la grande amplitude des écarts entre les limites des classes, en particulier pour la norme DIN, indique que les modèles de régression sont faiblement contraints dans les plages de concentration élevées, ce qui réduit la confiance dans la fiabilité des valeurs calculées pour les critères d'évaluation.

102. Les incertitudes méthodologiques sont décrites plus en détail dans le document PNUE/MED WG.647/Inf.11.

La sous-division du nord-ouest de la Méditerranée

103. Grâce à la définition des conditions de référence (CR) en matière de nutriments pour les types d'eau IIA et IIIW dans les eaux côtières, ainsi qu'à l'établissement de relations entre les pressions et les impacts, tous les éléments nécessaires sont désormais réunis pour définir les critères de classification de l'eutrophisation pour la zone côtière du NWMS. Le modèle TRIX, initialement développé pour le nord de la mer Adriatique et largement validé (mer Baltique, mer Noire et mer Égée)[15] à des fins

[15] Primpas I, Karydis M. Mise à l'échelle de l'indice trophique (TRIX) dans les milieux marins oligotrophes. (2011) Environ Monit Assess, 178(1-4) : 257-69.

d'évaluation écologique, a été adopté comme cadre de mise à l'échelle interne pour définir les limites des classes dans le NWMS.

104. D'un point de vue statistique, seule la relation fonctionnelle entre la Chla et le DIN s'est révélée suffisamment solide pour permettre de définir des limites de classes écologiques applicables à la fois aux types d'eaux IIA et IIIW. Il convient notamment de noter que les valeurs TRIX observées n'ont jamais dépassé 3 dans l'ensemble des données, ce qui indique que ces eaux atteignent systématiquement au moins un bon état écologique. Par conséquent, les seuils de classification n'ont été définis que jusqu'à la limite entre les classes « Bonne » et « Modérée » (G/M), car la définition de limites inférieures pour les classes écologiques ne reposerait sur aucune base empirique dans l'ensemble de données actuellement disponible.

105. La première étape a consisté à calculer les valeurs RC à partir de la relation fonctionnelle entre la Chla et le DIN. Cela a permis d'obtenir des valeurs RC différenciées pour DIN : 0,05 µmol/L pour les eaux côtières françaises et italiennes, et 0,27 µmol/L pour les eaux espagnoles, ce qui reflète les différences régionales en matière de conditions de base en nutriments.

106. La définition de la valeur limite G/M a été considérée comme prioritaire, car il s'agit du seuil le plus critique : c'est elle qui détermine si des mesures de gestion sont nécessaires lorsque le bon état écologique n'est pas atteint. Le DIN a été retenu comme principal indicateur de pression pour l'évolution de la biomasse phytoplanctonique, sur la base des résultats de l'analyse de régression. La limite G/M pour le DIN a été déterminée en appliquant la relation fonctionnelle inverse TRIX-DIN à TRIX = 5, ce qui correspond au seuil établi entre les statuts trophiques « bon » et « modéré » (Giovanardi et al., 2018), marquant la transition entre des conditions mésotrophes et eutrophes. Cette approche a permis d'obtenir une valeur seuil G/M de 36,3 µmol/L pour le DIN, à partir de laquelle les valeurs seuils correspondantes pour la Chla ont ensuite été calculées à l'aide des relations Chla-DIN établies (tableau 9).

Tableau 9. Conditions de référence et valeurs limites exprimées en G_Mean annuel pour la chlorophyllea, le TP et le DIN, pour les types IIA et IIIW combinés dans le NWMS. Aucune distinction n'a été établie entre les eaux côtières et les eaux hauturières, ni entre ces deux types d'eaux.

Limites	**TRIX**	**c(Chla)/µg L^{-1}**		**c(DIN)/µmol L^{-1}**	
		FR, IT	**ES**	**FR, IT**	**ES**
RC	-	0,13	0,20	0,05	0,27
H/G	4.	0,47		7,8	
G/M	5	0,70		36,3	
M/P	6				
P/B	7				

107. La méthodologie utilisée pour définir les seuils d'eutrophisation se concentre, à juste titre, uniquement sur la relation entre le DIN et le Chla, ce qui se justifie compte tenu des graves lacunes constatées dans la qualité des données relatives aux mesures du phosphore.

108. Compte tenu de la forte censure des données relatives au phosphore (plus de 90 % des valeurs de TP italiennes, 20 % des valeurs d'orthophosphate espagnoles et 45 % des valeurs d'orthophosphate françaises se situant en dessous des LOD, les LOQ comprises entre 0,32 et 0,48 µmol/L étant proches ou supérieures aux seuils écologiques), l'évaluation actuelle des données s'appuie à juste titre sur le DIN comme principal indicateur de pression sur la biomasse phytoplanctonique et détermine les seuils uniquement à partir de la relation DIN - Chla, statistiquement plus robuste. Cette approche permet d'éviter les tendances artificielles qui pourraient résulter de l'intégration forcée dans l'analyse de données TP inutilisables.

109. Cette approche centrée sur l'azote s'écarte du cadre N:P équilibré qui sous-tend la théorie de l'eutrophisation et pourrait ne pas rendre compte de manière adéquate des systèmes soumis à une limitation en phosphore ou des changements dans la limitation en nutriments au sein de la zone côtière du NWMS. À l'avenir, l'adoption de protocoles de laboratoire harmonisés, assortis de limites de quantification (LOQ) nettement plus basses et cohérentes — idéalement ≤ 0,08 µmol/L pour le TP

et bien en deçà des seuils écologiques attendus —, sera essentielle pour rétablir les relations entre le TP et la chlorophyllea et favoriser l'élaboration d'un cadre d'évaluation plus complet portant sur ces deux nutriments.

110. Une première ébauche du présent ouvrage a fait l'objet d'un examen lors des réunions du Groupe de travail ouvert (OGW) et dans le cadre de consultations écrites intersessionnelles avec des experts espagnols, français et italiens. Les membres de l'OWG ont reconnu l'importance et la complexité de la définition de critères d'évaluation pour le NWMS, compte tenu notamment de leur application potentielle au niveau national. En conséquence, les principales observations scientifiques et techniques formulées par plusieurs membres du Groupe de travail ouvert (OTG) au cours du processus de consultation sont présentées dans le document PNUE/MED WG. 647/Inf.12

4. Conclusions et prochaines étapes

La sous-division de la mer Égée

111. Ce document constitue la première base harmonisée permettant de définir les conditions de référence en matière d'eutrophisation et les limites des classes pour les types d'eaux côtières IIA et IIIE dans la sous-division « mer Égée » de la sous-région « mers Égée et Levant », en intégrant les ensembles de données provenant de la Grèce et de la Turquie au sein d'un cadre commun d'évaluation des critères d'évaluation.

112. L'indice NTRIX a été utilisé comme cadre de mise à l'échelle interne, car il offre un moyen pratique d'établir un lien entre les conditions nutritives et les réponses écologiques.

113. Les corrélations entre le DIN ou le TP et la Chla étaient faibles ; c'est pourquoi les valeurs limites des classes écologiques initialement calculées pour le TP et le DIN ont été déterminées à partir de leurs corrélations respectives avec NTRIX.

114. Parmi les relations testées, celle entre la Chla etNTRIX s'est révélée la plus robuste et donc la plus appropriée pour la définition des limites. Les conditions de référence et les valeurs limites ainsi obtenues pour la Chla et le TP se situent dans les fourchettes attendues et sont globalement comparables aux seuils récemment publiés pour la sous-région de la mer Égée et de la mer Levantine.

115. Toutefois, les conditions de référence et les valeurs aux limites définies par la norme DIN se situent en dehors des plages attendues et ne devraient donc pas être utilisées à des fins opérationnelles pour le moment. Le modèle sous-jacent sous-estime les valeurs aux limites correspondantes en raison de ses faibles performances statistiques.

116. Ce travail doit toutefois être considéré comme provisoire. Plusieurs relations statistiques – notamment celles concernant les concentrations en nutriments – se sont révélées peu significatives ; les conditions de référence et les valeurs limites qui en découlent doivent donc être considérées comme provisoires. Ils sont susceptibles d'être affinés à mesure que de nouvelles données et preuves seront disponibles, et ne constituent pas des seuils d'évaluation définitifs.

117. Dans le prolongement de ces premiers travaux, il est nécessaire de traiter les priorités identifiées en étroite collaboration avec le Groupe de travail ouvert (OTG) sur l'eutrophisation et les nutriments, afin d'élaborer un ensemble plus solide de valeurs de référence et de valeurs limites pour la mer Égée, qui sera examiné lors de la réunion du CorMon sur la pollution prévue en 2027.

118. La priorité absolue est l'harmonisation du traitement des données dans l'ensemble des jeux de données contributeurs, en coordination avec le Groupe de travail ouvert (OWG), en mettant particulièrement l'accent sur la mise en place d'un protocole normalisé et transparent pour le traitement des valeurs BDL. Cela est essentiel pour réduire les biais méthodologiques et améliorer la fiabilité des relations pression-réponse dans l'ensemble de la mer Égée. Des incohérences dans le traitement des valeurs BDL ont pu affecter les performances du modèle dans une partie de la zone d'étude et pourraient avoir contribué à l'affaiblissement de la relation statistique observée pour certaines variables.

119. La deuxième priorité consiste à revoir la mise à l'échelle NTRIX elle-même en utilisant l'ensemble de données plus complet désormais disponible pour l'ensemble de l'AEG. L'approche de

Primpas et Karydis ayant été initialement développée pour une couverture géographique plus restreinte, un recalibrage à l'échelle sous-régionale pourrait améliorer la pertinence écologique, la robustesse et la cohérence des limites de classification. Une validation supplémentaire est également nécessaire pour les relations pression-effet utilisées pour déterminer les valeurs seuils de TP et de DIN.

120. Des analyses de sensibilité, d'autres méthodes de régression et un examen par des experts devraient être menés au sein de l'OW|G avant que les critères d'évaluation puissent être considérés comme suffisamment solides pour une application opérationnelle et une soumission ultérieure à la réunion CorMon Pollution de 2027.

La sous-division de la mer du Levant

121. Ce travail constitue la première tentative visant à établir une base harmonisée pour la définition des conditions de référence en matière d'eutrophisation et des valeurs limites des classes pour les eaux côtières et hauturières de la sous-division « mer du Levant » de la sous-région des mers Égéenne et du Levant, en intégrant les ensembles de données provenant de la Turquie et d'Israël au sein d'un cadre commun d'évaluation des critères d'évaluation.

122. L'indice NTRIX a été utilisé comme outil de mise à l'échelle interne pour établir la relation entre les pressions nutritives et la réponse écologique, compte tenu de son utilisation antérieure dans des systèmes marins oligotrophes. Toutefois, ses résultats dans le contexte de la mer du Levant ont mis en évidence certaines incohérences qui nécessitent une analyse plus approfondie.

123. Parmi les relations pression-effet examinées, seule la relation Chla–NTRIX s'est révélée suffisamment robuste pour permettre de déduire des valeurs limites En revanche, les corrélations entre les concentrations en nutriments (DIN et TP) et la Chla étaient faibles. Par conséquent, les valeurs limites relatives aux nutriments ont été déterminées indirectement à partir de leur relation avec le NTRIX, ce qui a accru l'incertitude quant aux valeurs obtenues pour les critères d'évaluation.

124. Si les conditions de référence et les valeurs limites dérivées pour la Chla et, dans une certaine mesure, le TP s'inscrivent dans des fourchettes plausibles pour la sous-région de la mer Égée et de la mer Levantine, les critères d'évaluation globaux ne présentent qu'une cohérence écologique limitée, notamment en ce qui concerne la distinction entre les eaux côtières et les eaux au large, ainsi qu'entre les différentes séries de données nationales disponibles.

125. Les valeurs limites dérivées pour la norme DIN ne sont pas jugées suffisamment fiables pour une application opérationnelle. La faiblesse des corrélations statistiques et la grande sensibilité au traitement des données se traduisent par des plages de valeurs limites irréalistes, ce qui indique que l'approche de modélisation actuelle est insuffisante pour permettre une classification robuste fondée sur la norme DIN.

126. Les résultats présentés ici doivent donc être considérés comme provisoires. Certaines limites majeures, notamment le traitement incohérent des valeurs BDL, la délimitation spatiale floue entre les eaux côtières et les eaux hauturières, et surtout la couverture incomplète des variables – en particulier la disponibilité limitée des données sur le TP pour Israël ; l'absence de mesures du TP à Chypre, combinée à une forte proportion de valeurs déclarées comme BDL ; et l'absence de mesures du TP et du NH_4^+ au Liban – réduisent la confiance dans la robustesse, la stabilité et la transférabilité des critères d'évaluation proposés. Ces contraintes limitent l'élaboration de critères d'évaluation fondés sur des ensembles de données suffisamment représentatifs de l'ensemble des eaux marines composant la sous-division de la mer du Levant.

Le nord-ouest de la Méditerranée

127. Les critères d'évaluation – dont la méthodologie repose sur l'approche MED GIG, telle qu'intégrée dans l'IMAP, et qui a déjà été appliquée pour établir les conditions de référence et les valeurs limites pour les mers Adriatique et Tyrrhénienne – ne devraient pas être considérés comme sans rapport avec les travaux en cours dans le cadre du NWMS. Cela n'entraîne aucune incohérence ni avec la DCE ni avec la DMS.

128. L'application de cette méthodologie pourrait être considérablement renforcée grâce à l'utilisation d'ensembles de données harmonisés, à une meilleure coordination en matière d'assurance qualité et de contrôle qualité, à des protocoles de laboratoire harmonisés, à l'obtention de limites de quantification (LOQ) plus basses et comparables, à une communication cohérente des informations relatives aux BDL et aux LOQ, ainsi qu'à une couverture spatiale plus représentative des stations de surveillance dans les types d'eaux IIA et IIIW.

129. Cette limite intrinsèque est la principale raison pour laquelle les valeurs de référence et les valeurs limites initialement établies dans le cadre des présents travaux pour le DIN, et en particulier pour le TP, ne devraient pas encore être recommandées comme critères d'évaluation opérationnels.

130. Pour progresser vers l'élaboration de critères d'évaluation fiables, il est nécessaire de disposer d'ensembles de données nationaux cohérents et représentatifs et de remédier à plusieurs limites majeures, notamment : (i) les lacunes en matière de comparabilité des données sur la chlorophyllea et les nutriments, qui affaiblissent la confiance dans la définition actuelle des seuils G/M ; (ii) des niveaux élevés et hétérogènes de censure des données ainsi que des limites de quantification (LOQ) variables dans les ensembles de données sur le phosphore, qui, dans certains cas, sont proches du seuil lui-même ; et (iii) la nécessité d'une harmonisation à moyen et long terme des pratiques de laboratoire et des procédures d'assurance qualité et de contrôle qualité entre les pays.

131. S'appuyant sur le vaste processus de consultation mené au sein du Groupe de travail ouvert (OWG) sur l'eutrophisation et les nutriments, auquel ont participé des experts d'Espagne, de France et d'Italie, les travaux futurs dans le cadre du NWMS, qui seront examinés lors de la réunion de 2027 du CORMON sur la pollution, devraient être menés grâce aux efforts coordonnés des experts de ces trois pays, qui se sont déclarés prêts à diriger ces travaux comme indiqué à l'annexe I, avec le soutien consultatif du Secrétariat, si nécessaire. Ces travaux devraient notamment porter sur l'examen de la compatibilité de leurs méthodologies nationales respectives en matière de définition des critères d'évaluation, afin de déterminer s'il serait possible d'élaborer et d'appliquer une approche commune dans le cadre de l'IMAP.

132. Plus précisément, les travaux futurs devraient porter sur l'affinement du processus de sélection des stations, la mise en place d'un ensemble de données NWMS consolidé et harmonisé, l'élaboration de règles communes de prétraitement des données, la documentation des transformations de données, ainsi que l'amélioration de la comparabilité des paramètres Chla, DIN, TP et des variables associées. Parallèlement, il conviendrait de mener une analyse technique ciblée afin de réévaluer la classification du Chla, la comparabilité du TRIX et la qualité des données relatives aux nutriments à faible concentration, dans le but de déterminer s'il est possible d'établir des conditions de référence et des valeurs limites révisées pour le DIN et le TP sur une base plus solide et harmonisée.

133. Sur la base de la définition des critères d'évaluation dans le NWMS, le perfectionnement des méthodologies d'évaluation de l'état du milieu marin, y compris la définition des classes d'état écologique global (GES), sera abordé à un stade ultérieur. Néanmoins, tout progrès réalisé par le Groupe de travail ouvert (OGW) à cet égard à ce stade apporterait une valeur ajoutée et contribuerait aux efforts en cours visant à mettre en place un cadre global d'évaluation de l'état du milieu marin.

Annexe I

Aperçu des contributions proposées à l'élaboration de méthodologies visant à définir des conditions de référence et des seuils de nutriments pour l'évaluation de l'eutrophisation en France, en Italie et en Espagne

Les trois pays se déclarent disposés à examiner la compatibilité potentielle de leurs méthodologies respectives, afin de déterminer s'il serait possible d'élaborer une approche commune qui serait soumise à l'examen de MEDPOL.

L'objectif est d'évaluer la faisabilité d'une harmonisation de l'approche méthodologique entre l'Italie, la France et l'Espagne, en veillant à ce que les résultats des évaluations restent scientifiquement solides, cohérents et comparables entre ces trois États membres.

Ce travail doit être mené en gardant clairement à l'esprit qu'il ne doit y avoir aucune incohérence ni par rapport à la directive-cadre sur l'eau (DCE), ni par rapport aux travaux nationaux menés au titre de la directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » (DCSMM). En outre, nous estimons qu'il est essentiel de prendre en compte les résultats des travaux en cours menés par le Centre commun de recherche (CCR) de la Commission européenne, y compris les discussions au sein du groupe restreint chargé du thème D4 « Évolutions en vue de l'harmonisation de la surveillance et de l'évaluation au titre de la DCE et de la DCSM », dans le cadre du programme de travail du groupe de travail ECOSTAT CIS. Ces activités contribuent à l'élaboration de lignes directrices destinées à aider les États membres à harmoniser leurs approches en matière de surveillance et d'évaluation dans le cadre de la DCE et de la DMS.

FEUILLE DE ROUTE

La mise en œuvre de ces activités est une tâche techniquement complexe qui nécessite un investissement considérable en temps et en ressources. Par ailleurs, la définition des conditions de référence (CR) et des valeurs seuils constitue un processus particulièrement délicat, auquel les pays abordent avec une grande rigueur scientifique, compte tenu de ses implications méthodologiques et politiques importantes. Par conséquent, ces processus doivent être menés avec un niveau approprié de rigueur méthodologique, de fiabilité et de précision, à la mesure de leur caractère critique. Dans ce contexte, les trois pays estiment qu'il pourrait être envisageable de coopérer afin d'étudier l'élaboration d'un premier projet de proposition, avec le soutien du Secrétariat, dans un délai indicatif d'environ 6 à 8 mois, en vue de contribuer éventuellement aux discussions qui précéderont la réunion des points focaux MEDPOL de 2027.

Annexe II

Références

Borja, A., Elliott, M., Henriksen, P., and Marb, N. (2013). Transitional and coastal waters ecological status assessment: advances and challenges resulting from implementing the European water framework directive. Hydrobiologia 704, 213–229. doi: 10.1007/s10750-012-1276-9

Carletti, A., Heiskanen, A. S. (2009). Water Framework Directive intercalibration technical report. Part 3: Coastal and Transitional waters. JRC-IES EUR 23838 EN/3, pp 244.

Devlin, M., Best, M., Coates, D., Bresnan, E., O'Boyle, S., Park, R., et al. (2007). Establishing boundary classes for the classification of UK marine waters using phytoplankton communities. Mar. Pollut. Bull. 55, 91–103. doi: 10.1016/j. marpolbul.2006.09.018

Dworak, T., Berglund, M., Haider, S., Leujak, W. and Claussen, U. (2016). A comparison of European nutrient boundaries for transitional, coastal and marine waters. Working Group on ecological Status ECOSTAT.

Giani, M., Pavlidou, A., Kralj, M., Varkitzi, I., Borja, Á., Menchaca, I., Lipizer, M., Partescano, E., Urbini, L., France, J., Magaletti, E., Nguyen Xuan, A., Lanera, P., Skejić, S., Ivanković, D., Nimćevic Gladan, Ž., Matijević, S., Pantazi, M., Pagou, K., & others. (2024). Assessment of the eutrophication status at Mediterranean sub-basin scale within the European Marine Strategy Framework Directive. Science of the Total Environment, 945, 173876. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173876

Giovanardi, F., Francé, J., Mozetič, P., Precali, R. (2018). Development of ecological classification criteria for the Biological Quality Element phytoplankton for Adriatic and Tyrrhenian coastal waters by means of chlorophyll a (2000/60/EC WFD). Ecological Indicators. 93. 316-332. doi: 10.1016/j.ecolind.2018.05.015.

Giovanardi, F., Tromellini, E., (1992). An empirical dispersion model for total phosphorus in a coastal area: the Po River-Adriatic system. Sci. Total Environ. Supplement 201–210. doi:10.1016/B978-0444-9990-3.50022-5.

Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., and Feld, C. K. (2010). The European water framework directive at the age of 10: a critical review of the achievements with recommendations for the future. Sci. Total Environ. 408, 4007–4019.

IMAP (2017) Integrated Monitoring and Assessment Programme of the Mediterranean Sea and Coast and Related Assessment Criteria, UN Environment/MAP Athens, Greece, pp 52.

Kournopoulou, A., Kikaki, K., Varkitzi, I., Psarra, S., Assimakopoulou, G., Karantzalos, K., and Raitsos, D. 2024. Atlas of phytoplankton phenology indices in selected Eastern Mediterranean marine ecosystems. Scientific Reports, 14. https://doi.org/10.1038/s41598-024-60792-2

Kress, N., Rahav, E., Silverman, J., & Herut, B. (2019). Environmental status of Israel's Mediterranean coastal waters: Setting reference conditions and thresholds for nutrients, chlorophyll-a and suspended particulate matter. *Marine Pollution Bulletin, 141*, 612–620.

Pagou, K., Varkitzi, I., Lampou, A., Argyrou, M., Aplikioti, M., and Salas, F. Water Framework Directive 3rd Intercalibration Phase, Mediterranean Geographical Intercalibration Group, Coastal Waters, Biological Quality Element Phytoplankton, Type III-E (Greece and Cyprus)

Primpas I, Karydis M. (2011) Scaling the trophic index (TRIX) in oligotrophic marine environments. Environ Monit Assess. 178(1-4):257-69. doi: 10.1007/s10661-010-1687-x

R Development Core Team (2026). A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. http://www.R-project.org

UNEP/MAP, COP 19. (2016). Decision IG.22/7 - Integrated Monitoring and Assessment Programme (IMAP) of the Mediterranean Sea and Coast and Related Assessment Criteria. COP19, Athens, Greece. United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan, Athens.

Vollenweider, R.A., F. Giovanardi, G. Montanari, A. Rinaldi, (1998). Characterization of the Trophic Conditions of Marine Coastal Waters. Environmetrics, 9, 329-357.

WFD CIS Guidance Document No. 5 (2003) Transitional and Coastal Waters Typology, Reference Conditions and Classification Systems.

Appendix 6

Results of Proficiency Testing and Training Courses for IMAP Common Indicators 13, 14, 17 and 20

Table of Contents

1 Introduction 1
2 Proficiency Tests (PT) 1
2.1 Trace Element Proficiency Tests (TE-PT) and Heavy Metals in Seafood Pilot PT 2
2.2 Organic Contaminants Proficiency Tests (OC-PT) 4
2.3 PAHs in Seafood Pilot Proficiency Test 5
2.4 Dioxins in Seafood Pilot Proficiency Test 6
2.5 Key Nutrients Pilot Proficiency Tests (AQ-1 and AQ-2) 6
2.6 Chlorophyll a Pilot Proficiency Test (AQ-11) 7
2.7 Summary of Proficiency performances in 2024-2025 and Future Needs 8
3 Good Laboratory Practice Training Courses (TC) – Performance Achievements and Future Needs 9
4 Outcome of Missions to National Laboratories, Participating in National Marine Environment Monitoring Programmes, within Implementation of MEDPOL/IMAP 11
5 Assessment of Capacities of National IMAP Laboratories 12

Annex I: References

List of Abbreviations / Acronyms

CFA	Continuous Flow Analysis
CI	Common Indicator
CORMON	Correspondence Group on Monitoring
CP	Contracting Party
CRMs	Certified Reference Materials
DQA	Data Quality Assurance
dl-PCBs	Dioxin-like Polychlorinated Biphenyls
EO	Ecological Objective
GLP	Good Laboratory Practice
HPLC	High Performance Liquid Chromatography
IAEA	International Atomic Energy Agency
ILC	Interlaboratory Comparison
IMAP	Integrated Monitoring and Assessment Programme of the Mediterranean Sea and Coast and Related Assessment Criteria
IMAP-IS	IMAP Info System
ISO/IEC 17025	International standard specifying requirements for competence of testing and calibration laboratories
MAP	Mediterranean Action Plan
MED POL	Programme for the Assessment and Control of Marine Pollution in the Mediterranean Sea
MESL	Marine Environment Studies Laboratory of the IAEA Environmental
ndl-PCBs	Non-dioxin-like Polychlorinated Biphenyls
OCs	Organochlorine pesticides
OC-PT	Organic Contaminants Proficiency Test
PAHs	Polycyclic aromatic hydrocarbons
PCBs	Polychlorinated Biphenyls
PoW	Programme of Work
PT	Proficiency Test
QA/QC	Quality Assurance/Quality Control
QUASIMEME	Quality Assurance of Information in Marine Environment Monitoring in Europe
TC	Training Course
TE	Trace Elements
TE-PT	Trace Element Proficiency Test
UN	United Nations
WEPAL	Wageningen Evaluating Programs for Analytical Laboratories

1 Introduction

1. Reliable and high-quality environmental monitoring relies entirely on the capacity of participating laboratories. This capacity encompasses not only the availability of fit-for-purpose equipment but also rigorous staff training and a comprehensive Data Quality Assurance (DQA) programme. In line with Decision IG.22/7 (adopted at COP 19, 2016) which established the Integrated Monitoring and Assessment Programme (IMAP) of the Mediterranean Sea and Coast, the UNEP/MAP – MED POL monitoring programme maintains a strategic collaboration with the Marine Environmental Studies Laboratory (MESL) of the International Atomic Energy Agency (IAEA). This partnership assists the Contracting Parties to the Barcelona Convention in strengthening national laboratory capacities to fulfil their monitoring mandates. While long-established for trace elements and organic contaminants under MED POL Phase IV and subsequently Ecological Objective 9 (IMAP Common Indicator 17), this collaborative support was further expanded during the 2024–2025 biennium to fulfil data requirements endorsed under Decision IG.24/4 (COP 21, 2019) for Ecological Objective 5 (Common Indicator 13 for key nutrients and Common Indicator 14 for chlorophyll a), as well as Common Indicator 20 for contaminants in commonly consumed seafood.

2. This document provides a comprehensive overview of the outcomes from specific quality assurance and quality control (QA/QC) activities undertaken in 2024 and 2025 to support the achievement of optimal quality assurance for data streams reported to the IMAP Info System (IMAP IS) across Common Indicators 13, 14, 17, and 20. These activities were implemented through the following three main pillars:

a) **Proficiency Testing (PT)**: Organization of standard PT exercises for trace elements and organic contaminants (Common Indicator 17), supplemented by new pilot PT exercises for Common Indicators 13, 14, and 20.

b) **Capacity Building and Training**: Delivery of Good Laboratory Practice (GLP) training courses, including a newly developed pilot training course specifically for Common Indicators 13 and 14.

c) **Targeted Technical Assistance**: Implementation of expert missions to priority - selected laboratories requiring specialized support to enhance their analytical capabilities. In addition, the document incorporates the results of a biannual assessment of national IMAP laboratory capacities, providing a broader evaluation of regional analytical capabilities.

2 Proficiency Tests (PT)

3. During the Meeting of the CORMON on Pollution Monitoring (April 2019), the Secretariat presented an analysis of the preceding ten years of PT performance. The review highlighted that while the performance for trace elements, evaluated as z-score[1,2], improved steadily by approximately 2% annually, culminating in an 88% acceptable result rate in 2018, the performance for organic contaminants showed not significant statistical improvement. A major systemic constraint identified was the nomination of different national laboratories by many Contracting Parties each year to participate in the annual PTs. This annual variation in participating institutions significantly impedes

[1] Quality of participants PT data is categorized in z- and zeta-scores according ISO135282. The z-score represents a simple method of giving each reported data a normalized performance score; it can also be used to verify the performance of individual or country's laboratories. $z = \frac{x_{lab} - X_{ass}}{\sigma_p}$,, with x_{lab} is the measurement result reported by the participant, X_{ass} is the assigned value and σpis the target standard deviation or standard deviation for proficiency assessment. The target standard deviation is 12.5% from the assigned value. It is noted that for organic contaminants, target standard deviation has only been set to 12.5% from 2013 on . Z-scores are deemed satisfactory/acceptable if $|z| \leq 2$, questionable for $2 < |z| < 3$, and unsatisfactory/outlying for $|z| \geq 3$. Zeta score shows if the participant's result agrees with the assigned value within the respective uncertainties. The denominator of equation is the combined uncertainty of the assigned value and the measurement uncertainty reported by the participant. $\text{zeta} = \frac{x_{lab} - X_{ass}}{\sqrt{u_{lab}^2 + u_{ass}^2}}$; The full definition of z-, and zeta-scores and quality evaluation of results is given in full PT reports found in UNEP/MED WG.492/Inf.3-6

[2] International Organisation for Standardisation, Guide 13528 (2005), Statistical Methods for Use in Proficiency Testing by Interlaboratory Comparisons, ISO, Geneva, Switzerland.

sustainable, long-term capacity building of laboratories specifically responsible for IMAP Pollution Monitoring, and complicates the accurate, multi-year evaluation of technical performance trends.

4. Another point of concern raised during the 2019 Meeting of CORMON on Pollution Monitoring was the rather low participation of designated laboratories that were sent samples in order to undertake proficiency testing. To address these "no-show" instances, UNEP/MAP - MED POL, in coordination with IAEA/MESL, optimized the administrative and logistical tracking protocols for sample distribution. Direct, step-by-step communication is now systematically maintained with designated institutional contact points. This ensures timely delivery, confirms that laboratories are fully aware of their operational commitments, and prevents administrative oversights from disrupting participation.

5. This chapter summarizes the results of the 2024 - 2025 PT cycle, which encompassed trace elements and organic contaminants for IMAP Common Indicator 17 (CI 17), inorganic nutrients and chlorophyll *a* for Common Indicators 13 and 14 (CIs 13 & 14), and contaminants in seafood for Common Indicator 20 (CI 20).

6. Notably, a cooperation agreement was established between the IAEA/MESL and WEPAL-QUASIMEME in June 2024. This enabled IMAP - designated laboratories to participate in annual QUASIMEME exercises, specifically:

a) AQ-1: Inorganic nutrients in high-salinity seawater (1 round, 3 test materials);

b) AQ-2: Inorganic nutrients in estuarine and low-salinity seawater (1 round, 4 test materials)

c) AQ-11: Chlorophyll *a* and phaeopigments in seawater (1 round, 2 test materials).

7. For CI 20, three pilot PT exercises were introduced to assess the determination of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs), Dioxins/PCBs, and heavy metals in seafood matrices, with test materials dispatched in May 2025. Laboratory performance was quantified using z-scores, zeta-scores (where measurement uncertainty was reported), and z'-scores for QUASIMEME-assessed data. Individual laboratory valuation reports have been securely transmitted to the participating entities. Comprehensive regional PT analyses are available in information documents referenced below under the sections corresponding to each specific PTs. Furthermore, in line with the 2019 CORMON conclusions, tailored National Reports providing an overview of domestic analytical capacities, including performance in PTs, were prepared for submission to the respective national MED POL Focal Points and designated IMAP laboratories.

8. To secure scientific integrity, participating laboratories are assigned unique identification codes to ensure strict anonymity vis-à-vis third parties. However, to enable adequate oversight of national monitoring data quality, the 2019 CORMON Meeting decided that individual laboratory identities should be accessible to their respective national MED POL Focal Points. Consequently, since 2019, invitation letters addressing participation in PTs explicitly state that laboratory codes will be disclosed confidentially to their National Focal Point. Laboratories opposing this clause are requested to notify MESL, and decline participation in the MED POL-PT exercises. No designated laboratory declined participation on these grounds during the 2024 -2025 cycle.

9. Identification codes are generated uniquely for each distinct MED POL/MESL PT exercise, beginning sequentially from number 1. Accordingly, a single laboratory will hold different numerical codes across different years or across distinct exercises within the same annual cycle. Conversely, for the exercises conducted under the WEPAL-QUASIMEME framework, laboratories utilized the distinct, standardized identification codes assigned directly by that program.

2.1 Trace Element Proficiency Tests (TE-PT) and Heavy Metals in Seafood Pilot PT

10. Designated national laboratories participating in the TE-PT receive comprehensive instruction sheets alongside the PT test materials, outlining standardized protocols for sample handling and data reporting. Laboratories are requested to utilize their established, routinely applied analytical methodologies to determine the total concentration of the mandatory priority elements: cadmium (Cd), mercury (Hg), and lead (Pb). Additionally, laboratories are encouraged to report concentrations for a suite of voluntary analytes for which mass concentrations have been pre-assigned by IAEA/MESL, specifically: arsenic (As), copper (Cu), iron (Fe), methylmercury (MeHg), manganese (Mn), and zinc

(Zn). To ensure robust data validation, participating entities must apply standard internal QA/QC procedures. Consequently, the analytical results of a matrix-matched quality control (QC) sample must be submitted concurrently with the PT sample data. A supplementary technical questionnaire is also distributed with each exercise to gather critical operational metadata necessary for a comprehensive evaluation of institutional analytical capacities.

11. The test material distributed for the 2024 exercise consisted of a biota (fish) matrix. Notably, the traditional TE-PT was operationally combined with the pilot PT exercise for Heavy Metals in Seafood. This integration allowed MED POL to simultaneously evaluate standard national capabilities under Common Indicator 17 (biota monitoring) and establish a baseline for Common Indicator 20 (contaminants in commonly consumed seafood). Out of 14 laboratories designated by 11 Contracting Parties that received the PT samples, 12 successfully submitted their analytical results. This represents an 86% response rate, marking a consistently high turnout compared to the preceding years. The comprehensive technical evaluation for this exercise is available in document UNEP/MED WG.647/Inf.8 (Report on MED POL Proficiency Test on the Determination of Trace Elements in Fish Sample (2025)). A strategic summary of the primary analytical outcomes is presented below.

12. Overall, 91.5% of the submitted analytical results were evaluated as satisfactory ($|z\text{-score}| \leq 2$), 1.5% as questionable ($2 < |z| < 3$)), and 7.0% as unsatisfactory ($|z| \geq 3$). Nine out of the twelve participating laboratories reported all satisfactory results ($|z| \leq 2$) for the three IMAP mandatory trace elements, Cd, Hg, and Pb, shared across both Common Indicator 17 and Common Indicator 20. Three laboratories (25% of participants: Labs #2, #3, and #7) achieved a 100% satisfactory performance rate ($|z| \leq 2$) across all reported parameters, including the voluntary trace elements (As, Cu, Fe, MeHg, Mn, and Zn). Laboratory #4 reported acceptable performance ($|z| < 3$) for all analyzed elements. Two laboratories submitted at least one unsatisfactory result ($|z| > 3$), with both underperforming on mandatory elements: Lab #15 for Hg and Pb, and Lab #12 for Pb. Individual laboratory performance is illustrated in Figure 1a.

13. Analyzed on a specific trace element basis, performance for mercury (Hg) was satisfactory for 82% of reporting laboratories, with 9% yielding unsatisfactory results ($|z| > 3$). For Pb, 78% of laboratories achieved satisfactory z-scores, while 22% reported unsatisfactory performance ($|z| > 3$). Performance for Cd, reached a 100% satisfaction rate across all participating laboratories. Detailed performance distributions by parameter, including the voluntary non-priority elements, are displayed in Figure 1b.

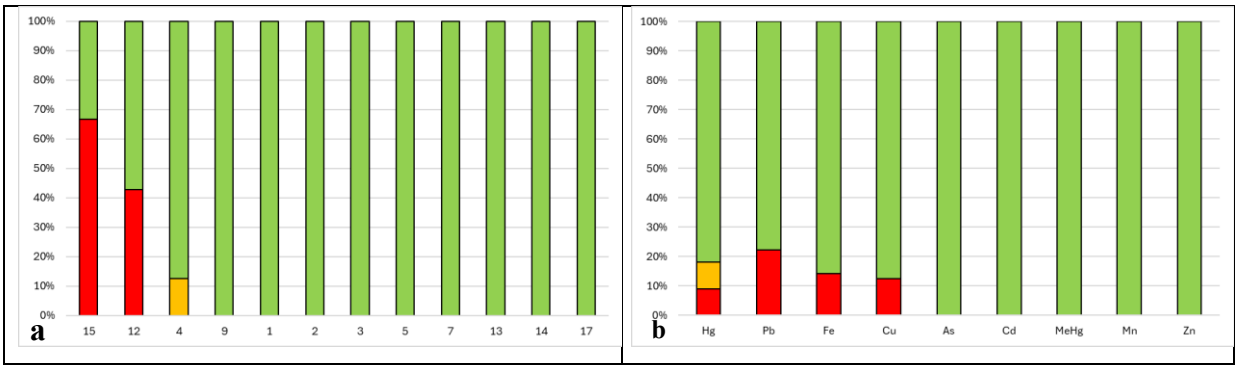


Figure 1:Evaluation of results from the 2024 Trace Element MEDPOL/IAEA-MESL Proficiency Test. Quality of reported results (a) per laboratory and (b) per element. $|z| \geq 3$ = unsatisfactory/outlying, $2 < |z| < 3$ = questionable, $|z| \leq 2$ = satisfactory.

14. As part of the requirements to report results for this TE-PT, participating laboratories were requested to complete a questionnaire on their analytical methodologies and quality assurance measures applied to ensure data traceability. Of the twelve laboratories returning results to this PT, only one laboratory (#17) failed to submit the requested operational metadata.

15. The questionnaire responses revealed that six of the twelve laboratories are formally accredited to ISO/IEC 17025 standards, although the determination of trace elements in fish matrices is included within the formal scope of accreditation for only three of them. Nine laboratories maintain a quality management system based on ISO/IEC 17025, and eleven provided detailed descriptions of

their routine internal quality control procedures. The majority of participants systematically utilize Certified Reference Materials (CRMs), internal quality control charts, method blanks, and matrix spikes. Furthermore, nine out of twelve laboratories reported analytical results with associated measurement uncertainties. Regarding method validation, eight laboratories utilized fully validated analytical methods, three indicated using non-validated methods, and one provided no data regarding method validation status.

2.2 Organic Contaminants Proficiency Tests (OC-PT)

16. Designated national laboratories participating in the OC-PT receive comprehensive instruction sheets alongside the PT test materials, outlining standardized protocols for sample handling and data reporting. Laboratories are requested to utilize their established, routinely applied analytical methodologies to determine the total concentration of mandatory organic contaminants within the classes of organochlorine (OC) pesticides, polychlorinated biphenyl (PCB) congeners, and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), in strict accordance with IMAP monitoring requirements. The laboratories are requested to apply procedures of quality control and laboratory quality assurance. Consequently, the analytical results of a matrix-matched quality control (QC) sample must be submitted together with the PT sample data. A supplementary technical questionnaire is also distributed with each exercise to gather critical operational metadata necessary for a comprehensive evaluation of institutional analytical capacities.

17. The test material distributed for the 2024 Organic Contaminant Proficiency Test (OC-PT) consisted of a marine sediment matrix. Participants were requested to analyze and report concentrations across three contaminant classes: OC pesticides, PCB congeners, and PAHs.

18. Out of eleven designated laboratories that received the PT samples, ten successfully submitted their analytical results. This represents a 91% response rate, marking an above-average turnout compared to previous years. In terms of analytical coverage, six laboratories reported data for all three classes (OC pesticides, PCBs, and PAHs); one laboratory reported results exclusively for OC pesticides; and three laboratories submitted results solely for PAHs. The technical evaluation of the 2024 OC-PT results, based on laboratory z-scores, is summarized in Figure 2. The complete, detailed technical report is available in document UNEP/MED WG. 647/Inf.7 (Report on MED POL Proficiency Test on the Determination of Organochlorine Pesticides, PCBs and PAHs in Marine Sediment Sample (2025)) with an overview of the primary analytical outcomes presented below.

19. For OC pesticides and PCB congeners, results were submitted by seven laboratories, representing 64% of the designated institutions. Two of these reporting entities (Labs #4 and #10, or 29% of responding laboratories) demonstrated high analytical proficiency, yielding entirely satisfactory results or a negligible number of questionable or outlying values. Conversely, four laboratories (Labs #2, #5, #8, and #9), accounting for 57% of the reporting cohort, submitted a high proportion (>25%) of outlying or questionable data points. Lab #8 reported exclusively left-censored values (less-than values), of which only 21% were evaluated as statistically "consistent" with the assigned target values.

20. For PAHs, nine laboratories submitted results, representing an 82% participation rate among the designated institutions. Four laboratories (Labs #3, #6, #9, and #10), representing 44% of the laboratories reporting results, demonstrated robust performance with entirely satisfactory results or very few questionable/outlying values. In contrast, four laboratories (Labs #1, #2, #5, and #7), also representing 44% of the reporting cohort, submitted a high frequency (>25%) of outlying or questionable results.

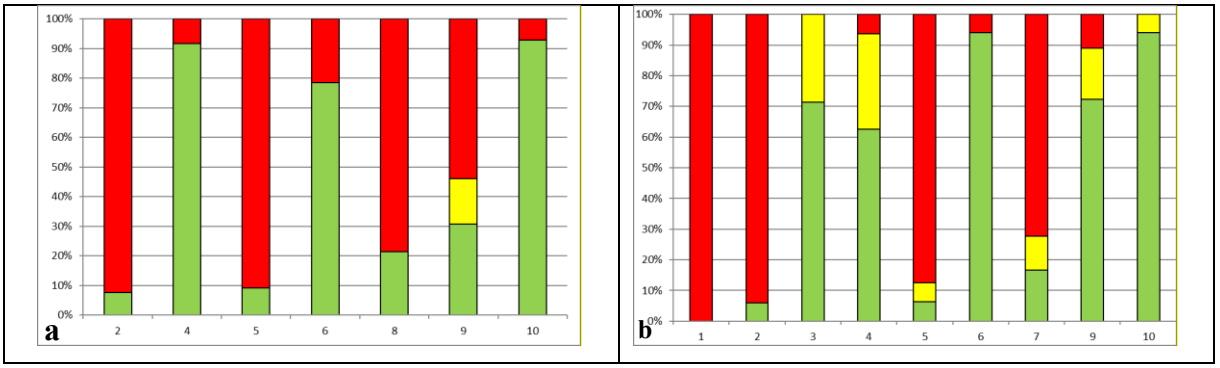


Figure 2: Evaluation of results from the 2024 Organic Contaminants MEDPOL/IAEA-MESL Proficiency Test. Distribution of z-scores for (a) Organochlorine Pesticides and PCB congeners, and (b) Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). $|z| \geq 3$ = unsatisfactory/outlying, $2 < |z| < 3$ = questionable, $|z| \leq 2$ = satisfactory.

2.3 PAHs in Seafood Pilot Proficiency Test

21. Designated national laboratories participating in the PAHs in Seafood pilot PT exercise received comprehensive instruction sheets alongside the test materials, outlining standardized protocols for sample handling and data reporting. In accordance with IMAP monitoring specifications, laboratories were requested to utilize their established analytical methodologies to determine the concentrations of four mandatory polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their cumulative sum. The laboratories were requested to apply procedures of quality control and laboratory quality assurance. Consequently, the analytical results of a matrix-matched quality control (QC) sample had to be submitted concurrently with the pilot PT sample data. A supplementary technical questionnaire was also distributed to capture critical operational metadata necessary to evaluate institutional analytical capacities.

22. The test material utilized for the 2024 Seafood Pilot Proficiency Test for PAHs consisted of a mussel tissue homogenate collected from the harbor of IJmuiden, procured from WEPAL-QUASIMEME (Biota Sample 338). Participating laboratories were required to analyze the material and report the resulting PAH data directly to IAEA/MESL. Out of nine designated laboratories that received the pilot samples, eight successfully submitted their analytical results, representing a strong 89% participation rate. The evaluation of data quality for this exercise, based on laboratory z-scores, is summarized in Figure 3. The complete, detailed technical report is available in document UNEP/MED WG. 647/Inf.9 (Report on MED POL Proficiency Test on the Determination of Organochlorine Pesticides, PCBs and PAHs in Mussels Sample (2025)), with an overview of the primary analytical outcomes detailed below.

23. Four laboratories (Labs #2, #6, #7, and #11), representing 50% of all the laboratories reporting results demonstrated high analytical proficiency, yielding entirely satisfactory results or a negligible number of questionable/outlying values for the selected PAHs. Conversely, two laboratories (Labs #4 and #14), accounting for 25% of the reporting participants, submitted a high percentage of unsatisfactory, outlying results.

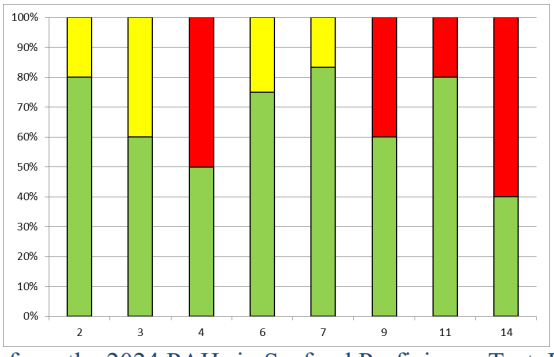


Figure 3: Evaluation of results from the 2024 PAHs in Seafood Proficiency Test. Distribution of z-scores per participating laboratory for PAHs. $|z| \geq 3$ = unsatisfactory/outlying, $2 < |z| < 3$ = questionable, $|z| \leq 2$ = satisfactory.

2.4 Dioxins in Seafood Pilot Proficiency Test

24. Designated national laboratories participating in this pilot PT exercise received comprehensive instruction sheets alongside the test materials, outlining standardized protocols for sample handling and data reporting. In accordance with IMAP monitoring specifications, laboratories were requested to utilize their established analytical methodologies to determine the concentrations of dioxins[3], polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs), "dioxin-like" PCBs[4] (dl-PCBs), and non dioxin-like PCBs[5] (ndl-PCBs). The laboratories were requested to apply procedures of quality control and laboratory quality assurance. Consequently, the analytical results of a matrix-matched quality control (QC) sample had to be submitted concurrently with the pilot PT sample data. A supplementary technical questionnaire was also distributed to capture critical operational metadata necessary to evaluate institutional analytical capacities

25. The test material utilized for the 2024 Seafood Pilot Proficiency Test for Dioxins consisted of a homogenized fish matrix (Lake Trout from Lake Ontario), procured as Contaminated Fish Reference Material EDF-2525 from Cerilliant Corporation (Texas, USA). Participating institutions were required to analyze the matrix for dioxins, dl-PCBs, and ndl-PCBs, and report the resulting data directly to IAEA/MESL. Out of five designated laboratories that received the pilot samples, only one successfully submitted analytical results, representing a low 20% participation rate. Furthermore, the responding entity did not report any dioxin concentrations; data submission was limited to the non-dioxin-like "indicator" PCBs (ICES-6) and three dioxin-like PCB congeners. Although the overall performance of this single participant (Lab #6) was evaluated as largely satisfactory, it analyzed and reported only 8 out of the 38 required mandatory target compounds. The complete technical evaluation for this exercise is available in document UNEP/MED WG.647/Inf.6 (Report on MED POL Pilot Proficiency Test on the Determination of Dioxins in Seafood Sample (2025)).

2.5 Key Nutrients Pilot Proficiency Tests (AQ-1 and AQ-2)

26. Designated national laboratories participating in the Key Nutrients pilot proficiency testing (PT) exercise received standardized technical protocols and sample-handling instructions directly from WEPAL-QUASIMEME. In accordance with the monitoring requirements of IMAP Common Indicator 13 (CI 13), laboratories were requested to utilize their routinely applied analytical methodologies to determine the concentrations of mandatory key nutrients. Data submission was restricted to analytical results and associated methodological metadata. The designated IMAP monitoring laboratories participated in WEPAL-QUASIMEME Round 2 of the 2024 cycle (spanning 1 October 2024 to 31 January 2025), which comprised two distinct PT exercises targeting CI 13:

- AQ-1 Inorganic nutrients in high salinity seawater.
- AQ-2 Inorganic nutrients in estuarine and low salinity seawater.

27. The AQ-1 exercise utilized three distinct test materials: one unspiked Atlantic Ocean seawater sample and two Atlantic Ocean seawater samples spiked with known nutrient concentrations. The AQ-2 exercise comprised four distinct test materials: two low-salinity Atlantic Ocean seawater samples spiked with nutrients, one low-salinity Baltic Sea seawater sample spiked with nutrients, and one unspiked low-salinity Baltic Sea seawater sample. Participating laboratories were required to analyze these matrices and submit their data directly through the QUASIMEME reporting portal. Out of eleven designated regional laboratories, seven (64%) successfully submitted results for the AQ-1 exercise, while five (45%) reported data for the AQ-2 exercise. One laboratory (#Q3840*) was unable to participate in this round of exercises due to analytical instrument malfunction, but successfully completed remedial testing in the subsequent Round (2025-1) for the AQ-1 and AQ-2 nutrient exercises. A summary evaluation of regional analytical performance, quantified via z'-scores, is

---

[3] ***Dioxins include*** *Dibenzo-p-dioxins ("PCDDs") [2,3,7,8-TCDD; 1,2,3,7,8-PeCDD; 1,2,3,4,7,8-HxCDD; 1,2,3,6,7,8-HxCDD; 1,2,3,7,8,9-HxCDD; 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD; OCDD]; Dibenzofurans ("PCDFs") [2,3,7,8-TCDF; 1,2,3,7,8-PeCDF; 2,3,4,7,8-PeCDF; 1,2,3,4,7,8-HxCDF; 1,2,3,6,7,8-HxCDF; 1,2,3,7,8,9-HxCDF; 2,3,4,6,7,8-HxCDF; 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF; 1,2,3,4,7,8,9-HpCDF; OCDF]*

[4] ***Dioxin-like PCBs*** *include Non-ortho–substituted PCBs [PCB 77; PCB 81; PCB 126; PCB 169] and Mono-ortho–substituted PCBs [PCB 105; PCB 114; PCB 118; PCB 123; PCB 156; PCB 157; PCB 167; PCB 189]*

[5] ***non dioxin-like PCBs*** *include PCB28, PCB52, PCB101, PCB138, PCB153 and PCB180 (ICES - 6)***.**

illustrated in Figure 4. The complete technical evaluation report is available in document UNEP/MED WG.647/Inf.3 (Report on Pilot Training Course on the Analysis of Nutrients and Chlorophyll *a* in the Water Column (2025), with a summary of primary outcomes detailed below.

28. For the AQ-1 Inorganic nutrients in high-salinity seawater, five of the seven reporting entities (Labs #Q779, #Q3212, #Q3134, #Q3840 and #4147), or 71% of responding laboratories demonstrated high analytical proficiency, yielding entirely satisfactory results or a negligible number of questionable or outlying values. Conversely, two laboratories (Labs #Q4112 and #Q4146), accounting for 29% of the reporting cohort, submitted a high proportion (>25%) of outlying or questionable data points. Only one laboratory (Lab #4147) reported all seven mandatory nutrients, while three laboratories (Labs #Q3212, #Q3134 and Q3840*) reported six mandatory nutrients.

29. For the AQ-2 Inorganic nutrients in estuarine and low-salinity seawater, four laboratories (Labs #Q779, #Q3212, #Q3840, and #Q4147), representing 80% of the laboratories reporting results, demonstrated robust performance with entirely satisfactory results or very few questionable/outlying values. In contrast, one laboratory (Lab #Q4146), representing 20% of the reporting cohort, submitted a high frequency (>25%) of outlying or questionable results. Only one laboratory (Lab #4147) reported all seven mandatory nutrients, while two laboratories (Labs #Q3212 and Q3840*) reported six mandatory nutrients.

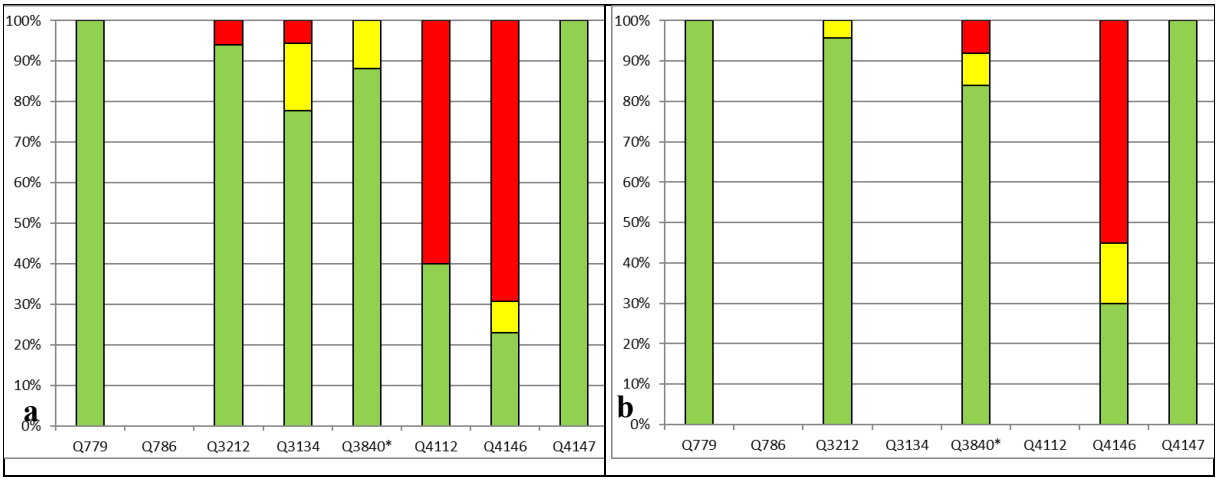


Figure 4: Evaluation of results from the 2024 Nutrients in the water column pilot Proficiency Test. Distribution of z'-scores per participating laboratory a) AQ-1 Inorganic nutrients in high-salinity seawater, and b) AQ-2 Inorganic nutrients in estuarine and low-salinity seawater. $|z'| \geq 3$ = unsatisfactory/outlying, $2 < |z'| < 3$ = questionable, $|z'| \leq 2$ = satisfactory.

2.6 Chlorophyll a Pilot Proficiency Test (AQ-11)

30. Designated national laboratories participating in the Chlorophyll *a* pilot Proficiency Testing (PT) scheme received standardized technical protocols and sample-handling instructions directly from WEPAL-QUASIMEME. In accordance with the monitoring requirements of IMAP Common Indicator 14 (CI 14), laboratories were requested to utilize their routinely applied analytical methodologies to determine the concentrations of chlorophyll a. Data submission was restricted to analytical results and associated methodological metadata. The designated IMAP monitoring laboratories participated in the AQ-11 PT exercise under WEPAL-QUASIMEME Round 2 of the 2024 cycle (spanning 1 October 2024 to 31 January 2025), which specifically targeted marine pigment profiling in seawater matrices.

31. The AQ-11 exercise utilized three distinct surface water test materials collected in the Netherlands: one sample from a pond in Wageningen, one from a ditch in Renkum, and one from the Veerse Meer brackish salt lake. Participating laboratories were required to analyze these matrices and submit their data directly through the QUASIMEME reporting portal. Out of eleven designated regional laboratories, six (55%) successfully submitted results for this pilot exercise. One laboratory (Q3840*) was unable to participate in this round of exercises due to analytical instrument malfunction but successfully completed remedial testing in the subsequent QUASIMEME Round (2025-1) for the AQ-11. A summary evaluation of regional analytical performance, quantified via z'-scores provided by QUASIMEME, is illustrated in Figure 5. The complete technical evaluation report is available in

document UNEP/MED 647/Inf.3 (Report on Pilot Training Course on the Analysis of Nutrients and Chlorophyll *a* in the Water Column (2025)), with a summary of primary outcomes detailed below.

32. Six laboratories (Labs Q779, Q786, Q3212, Q3134, Q3840, and Q4147), representing 88% of all the laboratories reporting results demonstrated high analytical proficiency, yielding entirely satisfactory results for Chlorophyll *a*. Only one laboratory (Lab Q4146), accounting for 12% of the reporting participants, submitted a high percentage of unsatisfactory, outlying results.

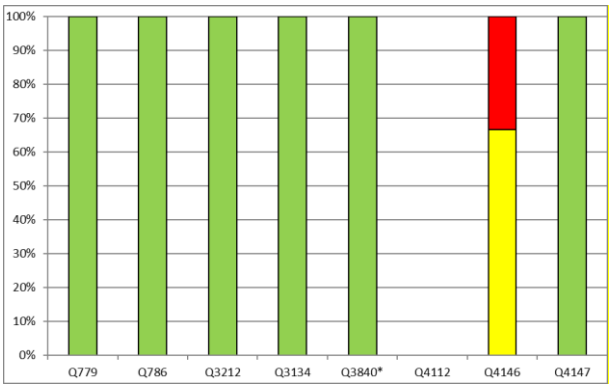


Figure 5: Evaluation of results from the 2024 Chlorophyll *a* in the water column pilot Proficiency Test. Distribution of z'-scores per participating laboratory. $|z'| \geq 3$ = unsatisfactory/outlying, $2 < |z'| < 3$ = questionable, $|z'| \leq 2$ = satisfactory.

2.7 Summary of Proficiency performances in 2024-2025 and Future Needs

33. The use of reference materials and replicate sample analyses forms the operational backbone of any robust Data Quality Assurance (DQA) framework. Regular participation in proficiency testing (PT) exercises to independently verify institutional competence is a requirement of ISO/IEC 17025, and must be part of each analytical laboratory providing IMAP monitoring data. Reference materials must match the test sample matrix and must undergo the same exact procedure of the test sample to be as effective as possible to avoid inaccuracy and precision issues. Despite these established protocols, some participating IMAP competent laboratories remain inconsistent in submitting operational metadata alongside their quantitative results. A minority of laboratories failed to report their internal QA/QC data with the test samples, despite confirming the active use of Reference Materials. This lack of data transparency restricts the ability to troubleshoot analytical anomalies and identify institutional root causes. Designated laboratories must fully comply with all reporting criteria to maximize the technical benefits of the capacity building programme implemented through the collaboration between UNEP/MAP- MED POL and IAEA/MESL, which are funded and provided to them free of charge.

34. The participation to the regional proficiency test organized by UNEP/MAP- MED POL in collaboration with IAEA/MESL is mandatory for all designated IMAP competent laboratories. Over the past five years, targeted administrative tracking and the 2019 decision to optimize the number of nominated participating laboratories per country have successfully driven up engagement. Consequently, participation rates for the Organic Contaminants (OC-PT) scheme have risen to match the historically strong performance of the Trace Elements (TE-PT) scheme, stabilizes at a robust regional average of approximately **80%**.

35. The vast majority of laboratories now report results for all mandatory contaminants under Common Indicator 17. Notably, reporting compliance for organochlorine pesticides and PCB congeners has marked a quantifiable improvement compared to previous assessment exercises. Because proficiency testing for both trace elements and organic contaminants is a mandatory regulatory requirement under IMAP Common Indicator 17, all designated competent laboratories are expected to maintain full, continuous operational capabilities to measure and report these parameters. Conversely, the pilot implementation of the Proficiency Test under Common Indicator 20 has revealed serious capacity gaps in the monitoring of contaminants in seafood matrices. Due to a critically low participation rate (20%) and limited analytical capabilities for dioxins in seafood, it is recommended that National/ MED POL Focal Points to coordinate with specialized national food safety laboratories to ensure competent and effective national participation in the implementation of CI 20. Food safety

laboratories are ideally positioned to bridge this capacity gap as they possess routine regulatory screening mandates, high-resolution instrumentation, and dedicated matrix-extraction expertise. Future regional proficiency testing for dioxins in seafood should be undertaken upon the nomination of a sufficient number of laboratories with demonstrated expertise and a confirmed commitment to participate.

36. This should contribute to achieving measurable improvements in the capacity and performance of national laboratories involved in monitoring dioxins in seafood over the coming years, similar to the progress already achieved for organochlorine pesticides and PCB congeners. Through sustained and continuous efforts, laboratory capacities should be strengthened to a level comparable to that attained under IMAP Common Indicator 17. During the current biennium, proficiency testing (PT) for dioxins in seafood will not be included in the overall PT programme, in order to allow National/MED POL Focal Points sufficient time to undertake the necessary national coordination. However, beginning with the next biennium, UNEP/MAP–MED POL and IAEA/MESL aim to invite the nomination of food safety laboratories to participate in monitoring activities related to dioxins in seafood under IMAP Common Indicator 20.

37. While the financial backing provided by UNEP/MAP-MED POL succeeded in securing regional access to PT exercises on key nutrients and chlorophyll a in the water column, the final data reporting rates ranging from 55% for the AQ-1 and AQ-11 exercises down to 45% for the AQ-2 exercises represent a significant under-utilization of regional resources. To prevent the loss of finite capacity building funds, future funding allocations for PT schemes should be strictly tied to a mandatory national commitment to complete sample analyses and submit data within the designated deadlines. This will be requested through the UNEP/MAP-MED POL and IAEA/MESL call for the nomination of competent laboratories to participate in the CI 13 and CI 14 Proficiency Testing (PT) exercise during the current biennium, with the expectation of receiving positive responses from the national counterparts. National/MED POL Focal Points should actively supervise their designated laboratories throughout the lifecycle of the PT exercises. Focal Points are urged to implement internal tracking to ensure that laboratories which accept sample shipments proactively overcome localized constraints and fulfil their data submission mandates, thereby maximizing the technical return on these regional proficiency testing activities.

3 Good Laboratory Practice Training Courses (TC) – Performance Achievements and Future Needs

38. Since 1986, a total of 66 specialized training courses focusing on the analysis of trace elements and organic pollutants in marine matrices have been successfully organized. This sustained capacity-building effort has provided advanced technical training to more than 380 analytical laboratory practitioners at the IAEA/MESL facilities in Monaco. Comprehensive regional statistics tracking the delivery and impacts of these training courses over the preceding decade were formally presented and reviewed during the 2019 CORMON Meeting on Pollution Monitoring (see document UNEP/MED WG.463/7).

39. In 2025, IAEA/MESL, in close collaboration with UNEP/MAP-MED POL, designed and executed two advanced training courses on Good Laboratory Practice (GLP). In line with the 2024 – 2025 UNEP/MAP Programme of Work (PoW), these courses focused on standardized methodologies for sampling, sample preparation, and the instrumental analysis of trace elements and organic contaminants in seafood and biota. While historically TCs primarily addressed contaminants within the scope of IMAP CI 17 under Ecological Objective 9 on Pollution, the scope was extended to include contaminants in seafood under CI 20. A regional need was also identified to expand capacity building to support CIs 13 and 14 under Ecological Objective 5 on Eutrophication. Accordingly, during the 2024 – 2025 biennium, the training portfolio was structurally expanded. In addition to the core contaminant TCs, MED POL and IAEA/MESL designed and executed a newly developed pilot training course targeting CIs 13 and 14 to enhance the regional baseline for water column monitoring.

40. The courses are aimed at laboratory technicians and practitioners actively engaged in generating marine monitoring data under the national frameworks of the IMAP Pollution monitoring programme. Following experience gained over last two biennia, UNEP/MAP - MED POL and IAEA/MESL applied robust selection criteria in 2025 to maximize institutional knowledge transfer

and ensure that the invested resources directly strengthened national monitoring capabilities. The evaluation framework for applicants was structured around the following parameters: to i) prior participation to the specific course applied based on the criteria: not accepting candidates that had attended in-person previously; ii) participation and performance of candidate laboratory at current Proficient Testing exercises and past (10 years) based on criteria: laboratories performing poorly for mandatory IMAP contaminants preferred; iii) Candidate function and professional background based on criteria: laboratory practitioners new to the specific analysis, or with limited experience preferred; iv) relevance of the training course to the candidate and institute with regards to IMAP implementation based on criteria: consideration of knowledge utilisation and transfer, institute capabilities and participation to IMAP; v) stated language proficiency of the candidate, with possibility of interview if 'poor' understanding, speaking or reading was declared; and v) regional balance in the CPs representation, to the extent possible, while taking into account competencies of the applicants. Candidates cannot be selected among those participants who participated in the same course before.

41. For the 2025 Training Course on Trace Elements, five participants from Albania, Lebanon, Morocco, Tunisia, and Türkiye were initially selected. The designated candidate from Lebanon subsequently informed of the need to withdraw from the programme, and due to timing constraints, no reserve candidate could be deployed as a replacement. For the 2025 Training Course on Organic Contaminants, six candidates were initially selected from Bosnia and Herzegovina, Croatia, Lebanon, Morocco, Tunisia, and Türkiye. The designated candidate from Lebanon informed of the need to withdraw prior to commencement.

42. Both technical training courses were convened concurrently at the IAEA Marine Environmental Laboratories in Monaco from 13 to 17 October 2025. The sessions were attended by the four confirmed participants for the trace element TC and the five remaining participants for the organic contaminants TC. The detailed programmatic content and comprehensive participant evaluations for these exercises are available in information documents UNEP/MED WG.647/Inf.4 (Organic Contaminants) and UNEP/MED WG.647/Inf.5 (Trace Elements).

43. The courses integrated lectures on recommended methodologies for sampling, sample processing, data evaluation, and the analytical determination of contaminants under IMAP CIs 17 and 20. The lectures were reinforced by practical components in analytical chemistry and computer laboratories. Special focus was placed on the QA/QC protocols required to achieve and maintain formal accreditation under ISO/IEC 17025 standards[6]. By the end of the courses, participants gained the technical competencies required to apply GLP and generate defensible monitoring data, specifically regarding the selection of matrix-matched CRMs, method validation protocols, and the calculation of measurement uncertainty. Both 2025 training courses were successfully delivered, receiving a 100% "satisfactory" or "excellent" performance rating from the participants.

44. To underpin the technical requirements of Ecological Objective 5 on Eutrophication, a dedicated Pilot Training Course on the Analysis of Nutrients and Chlorophyll a in the Water Column was successfully organized at the IAEA/MESL facilities in Monaco from 3 to 7 November 2025. Out of thirteen official national nominations received, six laboratory practitioners representing Albania, Bosnia and Herzegovina, Croatia, Montenegro, Morocco, and Tunisia were selected under the established selection criteria, with all six confirmed candidates completing the course. The detailed programmatic content and comprehensive participant evaluations for these exercises are available in information document UNEP/MED WG. 647/Inf.3

45. The pilot TC balanced theoretical learning with practical laboratory applications strictly aligned with the IMAP Monitoring Guidelines for CIs 13 and 14. The theoretical modules focused on marine chemistry, sampling design, and analytical quality assurance to ensure data comparability across the Mediterranean region. During the hands-on laboratory sessions, participants utilized standard spectrophotometric procedures to prepare reagents and quantify a full suite of mandatory parameters, including orthophosphate, orthosilicate, nitrite, nitrate, ammonium, and chlorophyll a, while learning to correct for salinity interferences.

[6] International Organization for Standardization, ISO/IEC 17025:2017. General requirements for the competence of testing and calibration laboratories, Geneva, (2017)

46. The pilot training course achieved a 100% success rate, with 33% of the trainees rating the exercise as "excellent" and 67% as "very good." A key finding from the evaluation questionnaires indicates a strong regional demand for advanced instrumentation methodologies: 100% of participants requested future specialized training on the determination of marine nutrients via Continuous Flow Analysis (CFA) systems, while 33% highlighted the need for training on Chlorophyll-a determination via High-Performance Liquid Chromatography (HPLC).

4 Outcome of Missions to National Laboratories, Participating in National Marine Environment Monitoring Programmes, within Implementation of MEDPOL/IMAP

47. Pursuant to the conclusions of the 2019 CORMON Meeting, specialized laboratory expert missions were organized in October 2025 and conducted in early December 2025. These missions aim to strengthen the analytical capacities of national institutions demonstrating certain persistent technical difficulties in reporting high-quality monitoring data. Laboratories requiring targeted assistance were initially identified by IAEA/MESL. In June 2025, a preliminary screening of designated IMAP Competent Laboratories was conducted based on the following criteria: i) prior designation as an IMAP competent laboratory for PT participation; ii) PT performance over 10 previous years from IMAP competent Laboratories inventory; iii) Record of expert mission visits received over the past 10 years; iv) Institutional participation in TC over the last 10 years, from IMAP competent laboratories inventory. This multi-criteria analysis yielded a preliminary prioritization ranking of three candidate laboratories for trace element (TE) analysis and three for organic contaminants analysis deemed to be in the greatest need of technical intervention.

48. In close consultation with MED POL, the performance of these prioritized candidate laboratories during the 2025 PT was further scrutinized in October 2025. This exercise finalized the selection of institutions that would benefit most from a gap-finding expert mission. The final selection strictly integrated the expressions of national interest while ensuring a balanced geographical distribution across the Mediterranean region.

49. Consequently, two targeted gap-finding missions were deployed to national laboratories actively participating in national marine environment monitoring programmes for IMAP Common Indicator 17. These missions were successfully executed at one designated laboratory in Türkiye and one designated laboratory in Bosnia and Herzegovina.

50. Technical consultations with the appointed institutional contact persons were initiated in October 2025 to optimize the logistical and operational efficiency of the mission. In alignment with the scope agreed upon with MED POL, the primary objective of these site visits was for IAEA/MESL experts to provide hands-on technical assistance. This included identifying specific infrastructural needs (e.g., procurement needs for analytical equipment) and knowledge gaps, with the ultimate goal of building long-term institutional capacity to apply standardized analytical methodologies and Good Laboratory Practices (GLP) in strict compliance with IMAP data quality requirements.

51. The official mission reports have been prepared for transmission to the respective national MED POL Focal Points via MED POL. Structurally, both host institutions demonstrated high levels of institutional transparency, welcomed technical assistance, and collaborated constructively with the visiting experts. The specific operational gaps observed varied significantly between the two institutions, particularly regarding organic contaminants analysis. To respect confidentiality protocols, institution-specific findings are not disclosed in this meeting document and are prepared for sharing exclusively with the respective national MED POL Focal Points.

52. The Contracting Parties concerned (Bosnia and Herzegovina, and Türkiye) are strongly urged to review the confidential gap-finding reports with their respective national laboratories. They should develop a targeted roadmap to address the identified infrastructural and knowledge gaps, particularly regarding the acquisition of necessary laboratory equipment and the enforcement of Good Laboratory Practices (GLP) required for IMAP Common Indicator 17.

53. National MEDPOL Focal Points should follow up with designated IMAP laboratories that have participated in PTs but continue to demonstrate persistent analytical performance gaps that require technical backstopping.

5 Assessment of Capacities of National IMAP Laboratories

54. In accordance with the UNEP/MAP-IAEA/MESL capacity-building programme, a biannual assessment of the capacities of national IMAP laboratories was undertaken during the 2024–2025 biennium. The objective of the assessment was to evaluate the analytical, technical, and quality assurance capacities of laboratories designated to support the implementation of IMAP Common Indicators 13, 14, 17, 18 and 20, and to identify priority needs for future capacity-building activities.

55. A total of five questionnaires covering Common Indicators 13 and 14, 17 (TE and OC assessed separately), 18 and 20 were finalized in November 2025 and distributed to IMAP Pollution – designated laboratories through the MED POL Focal Points. Completed questionnaires were received from 10 countries, of which 9 countries submitted fully completed responses. In total, 31 questionnaires were returned from 18 IMAP Pollution-designated laboratories (compared with 39 questionnaires from 25 laboratories in 2023 and 64 questionnaires from 36 laboratories in 2021).

56. The biannual assessment of IMAP Pollution-designated laboratories confirms that the Mediterranean region possesses substantial analytical capacity to support IMAP implementation. Several laboratories operate at high international standards, with advanced instrumentation, validated methods and strong performance in PT exercises, particularly for trace elements.

57. However, the assessment highlights significant disparities among the Contracting Parties, with a clear distinction between advanced, intermediate and non-assessable national capacities. A key limitation is the partial participation in this assessment exercise, which restricts the representativeness of the regional marine environment status assessment findings and reflects ongoing challenges in institutional coordination and reporting.

58. Across reporting laboratories, the following cross-cutting issues are identified:

- Inconsistent QA/QC implementation, including limited use of Reference Materials, variable participation in PT schemes and incomplete method validation;
- Partial compliance with IMAP Monitoring Guidelines, including incomplete coverage of mandatory parameters;
- Uneven analytical capacity across indicators, with stronger performance for trace elements relative to organic contaminants, nutrients and seafood safety;
- Weak and inconsistent reporting to the IMAP Info System, particularly regarding QA/QC metadata.

59. While notable progress has been achieved under Common Indicator 17 (contaminants), the implementation of other indicators, particularly CI13 and CI14 (eutrophication), CI18 (biomarkers), and CI20 (seafood contaminants) remains partial and uneven across the region.

60. Overall, the findings indicate that the region currently operates as a network of national laboratories with varying levels of maturity. In this context, priority actions should include strengthening participation and reporting by all Contracting Parties, ensuring systematic participation in proficiency testing schemes, improving quality assured data reporting into the IMAP Information System, expanding targeted capacity building activities, and ensuring full implementation of all IMAP Pollution indicators. Addressing these priorities will be essential to enhance the reliability, comparability and policy relevance of monitoring data, and to support effective marine environment regional assessment under IMAP.

Annex I:

References

UNEP/MAP. Integaretd Monitoring and Assessment Data Standards and Dictionaries. https://imapinfosystem.info-rac.org/app/#/standard

UNEP/MAP (2025). UNEP/MED WG.630/1. Updated IMAP Guidance Fact Sheets , Appendix 3.

UNEP/MAP (2025). Decision IG.27/6 on the Ecosystem Approach (EcAp) Policy and Roadmap 2026–2035 and the Integrated Monitoring and Assessment Programme for the Mediterranean Sea and Coast

IAEA-Marine Environmental Studies Laboratory / UNEP/MAP MED POL. (2022). Integrated Monitoring and Assessment Programme (IMAP) Monitoring Guidelines. https://www.iaea.org/about/organizational-structure/department-of-nuclear-sciences-and-applications/division-of-iaea-environment-laboratories/marine-environmental-studies-laboratory/unep-map-med-pol-integrated-monitoring-and-assessment-programme-imap-monitoring-guidelines

International Organisation for Standardisation, Guide 13528 (2005), Statistical Methods for Use in Proficiency Testing by Interlaboratory Comparisons, ISO, Geneva, Switzerland.

International Organization for Standardization, ISO/IEC 17025:2017. General requirements for the competence of testing and calibration laboratories, Geneva, (2017).

Appendice 6

Résultats des tests de compétences et des cours de formation pour les indicateurs communs de pollution 13, 14, 17 et 20 dans le cadre de l'IMAP

Table des matières

1 Introduction 1

2 Tests de compétence (PT) 1

2.1 Tests d'aptitude sur les oligo-éléments (TE-PT) et programme pilote de tests d'aptitude sur les métaux lourds dans les produits de la mer 3

2.2 Tests d'aptitude relatifs aux contaminants organiques (OC-PT) 5

2.3 Test pilote de compétence sur les HAP dans les produits de la mer 6

2.4 Test pilote de compétence sur les dioxines dans les produits de la mer 7

2.5 Tests de compétence pilotes sur les nutriments essentiels (AQ-1 et AQ-2) 8

2.6 Test de compétence pilote sur la chlorophylle a (AQ-11) 9

2.7 Synthèse des résultats aux évaluations de compétences pour l'année 2024-2025 et besoins futurs 10

3 Formations aux bonnes pratiques de laboratoire (TC) – Résultats obtenus et besoins futurs 11

4 Résultats des missions menées auprès des laboratoires nationaux participant aux programmes nationaux de surveillance de l'environnement marin, dans le cadre de la mise en œuvre des programmes MEDPOL/IMAP 13

5 Évaluation des capacités des laboratoires nationaux de l'IMAP 14

Annexe I : Références

.

Liste des abréviations et acronymes

AIEA	Agence internationale de l'énergie atomique
BPL	Bonnes pratiques de laboratoire
CFA	Analyse en flux continu (*Continuous Flow Analysis*)
CORMON	Groupe de travail sur le suivi
CP	Partie contractante (*Contracting Party*)
CRMs	Matériaux de référence certifiés
DQA	Assurance de la qualité des données (*Data Quality Assurance*)
dl-PCBs	Dioxin-like Polychlorinated Biphenyls
EO	Objectif écologique associé
HPLC	Chromatographie liquide à haute performance
IC	Indicateur commun
ILC	Comparaison interlaboratoires
IMAP	Programme intégré de surveillance et d'évaluation de la mer Méditerranée et du littoral, et critères d'évaluation correspondants
IMAP-IS	Système d'information IMAP
ISO/IEC 17025	Norme internationale spécifiant les exigences générales concernant la compétence des laboratoires d'étalonnages et d'essais
MAP	Plan d'Action pour la Méditerranée
MED POL	Programme d'évaluation et de contrôle de la pollution marine en Méditerranée
MESL	Laboratoire d'études de l'environnement marin de l'AIEA
ndl-PCBs	Non-dioxin-like Polychlorinated Biphenyls
OCs	Organochlorine pesticides
OC-PT	Test d'aptitude sur les contaminants organiques
PAHs	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
PCB	Biphényles polychlorés
POW	Programme de travail
PT	Test de compétence
QA/QC	Assurance qualité/Contrôle qualité
QUASIMEME	Assurance qualité des informations issues de la surveillance de l'environnement marin en Europe
TC	Formation
TE	Éléments traces
TE-PT	Test de maîtrise des éléments de la race
UN	Organisation des Nations Unies
WEPAL	Évaluation des programmes destinés aux laboratoires d'analyse à Wageningen

1 Introduction

1. La qualité et la fiabilité de la surveillance environnementale reposent entièrement sur les capacités des laboratoires qui y participent. Cette capacité repose non seulement sur la disponibilité d'équipements adaptés aux objectifs visés, mais également sur une formation rigoureuse du personnel et sur la mise en œuvre d'un programme complet d'assurance de la qualité des données (DQA). Conformément à la Décision IG.22/7 (adoptée lors de la COP 19 en 2016), qui a institué le Programme intégré de surveillance et d'évaluation de la mer Méditerranée et du littoral, et critères d'évaluation correspondants (IMAP), le programme de surveillance du PNUE/PAM – MED POL entretient une collaboration stratégique avec le Laboratoire d'études de l'environnement marin (MESL) de l'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA). Ce partenariat aide les Parties contractantes à la Convention de Barcelone à renforcer les capacités de leurs laboratoires nationaux afin de remplir leurs missions en matière de surveillance environnementale. Initialement établie pour la surveillance des éléments traces et des contaminants organiques dans le cadre de la Phase IV de MED POL, puis de l'Objectif écologique 9 (Indicateur commun 17 de l'IMAP), cette collaboration a été élargie au cours de l'exercice biennal 2024-2025 afin de répondre aux exigences en matière de données adoptées dans la Décision IG.24/4 (COP 21, 2019). Cette extension couvre désormais l'Objectif écologique 5 (Indicateur commun 13 relatif aux principaux nutriments et Indicateur commun 14 relatif à la chlorophylle *a*), ainsi que l'Indicateur commun 20, portant sur les contaminants présents dans les produits de la mer couramment consommés.

2. Le présent document présente une vue d'ensemble des résultats des activités spécifiques d'assurance qualité et de contrôle qualité (AQ/CQ) menées en 2024 et 2025 afin de garantir un niveau optimal de qualité des données transmises au Système d'information IMAP (IMAP IS) pour les Indicateurs communs 13, 14, 17 et 20. Ces activités ont été mises en œuvre selon les trois principaux axes suivants :

a) **Essais d'aptitude (EA) :** Organisation d'essais d'aptitude (EA) standard portant sur les éléments traces et les contaminants organiques (Indicateur commun 17), complétés par de nouveaux essais d'aptitude pilotes pour les Indicateurs communs 13, 14 et 20.

b) **Renforcement des capacités et formation :** Organisation de formations aux Bonnes pratiques de laboratoire (BPL), y compris une nouvelle formation pilote spécialement élaborée pour les Indicateurs communs 13 et 14.

c) **Assistance technique ciblée :** Réalisation de missions d'experts auprès de laboratoires prioritaires sélectionnés, nécessitant un appui spécialisé afin de renforcer leurs capacités analytiques. En outre, le présent document intègre les résultats de l'évaluation biennale des capacités des laboratoires nationaux désignés dans le cadre de l'IMAP, offrant une évaluation plus globale des capacités analytiques à l'échelle régionale.

2 Tests de compétence (PT)

3. Lors de la réunion du CORMON sur la surveillance de la pollution (avril 2019), le Secrétariat a présenté une analyse des résultats obtenus au cours des dix années précédentes dans le cadre des essais d'aptitude (EA). L'analyse a mis en évidence que, si les performances relatives aux éléments

traces, évaluées au moyen du score z[1,2], se sont régulièrement améliorées d'environ 2 % par an, atteignant un taux de résultats satisfaisants de 88 % en 2018, les performances concernant les contaminants organiques n'ont montré aucune amélioration statistiquement significative. Une contrainte systémique majeure mise en évidence était la désignation, par de nombreuses Parties contractantes, de laboratoires nationaux différents chaque année pour participer aux essais d'aptitude (EA) annuels. Cette variation annuelle des laboratoires participants entrave considérablement le renforcement durable des capacités des laboratoires spécifiquement chargés de la surveillance de la pollution dans le cadre de l'IMAP et complique l'évaluation précise, sur plusieurs années, de l'évolution de leurs performances techniques.

4. Un autre point de préoccupation soulevé lors de la réunion du CORMON sur la surveillance de la pollution en 2019 concernait le taux relativement faible de participation des laboratoires désignés auxquels des échantillons avaient été envoyés pour la réalisation des essais d'aptitude. Afin de remédier à ces cas de non-participation (« no-show »), le PNUE/PAM – MED POL, en coordination avec le Laboratoire d'études de l'environnement marin de l'AIEA (AIEA/MESL), a optimisé les procédures administratives et logistiques de suivi de la distribution des échantillons. Une communication directe et un suivi étape par étape sont désormais systématiquement assurés avec les points de contact institutionnels désignés. Cette approche garantit la livraison des échantillons dans les délais, veille à ce que les laboratoires soient pleinement informés de leurs obligations opérationnelles et évite que des problèmes administratifs ne compromettent leur participation.

5. Le présent chapitre présente les résultats du cycle d'essais d'aptitude (EA) 2024-2025, qui portait sur les éléments traces et les contaminants organiques pour l'Indicateur commun 17 (CI 17) de l'IMAP, les nutriments inorganiques et la chlorophylle *a* pour les Indicateurs communs 13 et 14 (CI 13 et CI 14), ainsi que les contaminants présents dans les produits de la mer pour l'Indicateur commun 20 (CI 20).

6. Il convient de noter qu'un accord de coopération a été conclu entre le Laboratoire d'études de l'environnement marin de l'AIEA (AIEA/MESL) et WEPAL-QUASIMEME en juin 2024. Cet accord a permis aux laboratoires désignés dans le cadre de l'IMAP de participer aux exercices annuels QUASIMEME, notamment aux exercices suivants :

a) AQ-1 : AQ-1 : Nutriments inorganiques dans de l'eau de mer à forte salinité (1 cycle, 3 matériaux d'essai);

b) AQ-2 : AQ-2 : Nutriments inorganiques dans des eaux estuariennes et des eaux de mer à faible salinité (1 cycle, 4 matériaux d'essai).

c) AQ-11 : Chlorophylle a et phéopigments dans l'eau de mer (1 cycle, 2 matériaux d'essai).

7. Pour l'Indicateur commun 20 (CI 20), trois essais d'aptitude (EA) pilotes ont été mis en place afin d'évaluer la détermination des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), des dioxines/PCB et des métaux lourds dans des matrices de produits de la mer. Les matériaux d'essai ont été expédiés en mai 2025. Les performances des laboratoires ont été évaluées au moyen des scores *z*, des scores *zêta*

[1] La qualité des résultats des participants aux essais d'aptitude (EA) est évaluée au moyen des scores *z* et *zêta* (ζ), conformément à la norme ISO 13528. Le score *z* constitue une méthode simple permettant d'attribuer à chaque résultat communiqué par un participant un score de performance normalisé. Il peut également être utilisé pour évaluer les performances d'un laboratoire individuel ou de l'ensemble des laboratoires d'un pays. $z = \frac{x_{lab} - X_{\acute{E}v}}{\sigma_p}$,, with où xlab est le résultat de mesure communiqué par le participant, Xass est la valeur assignée et σpest l'écart-type cible (ou l'écart-type retenu pour l'évaluation des essais d'aptitude). L'écart-type cible est fixé à 12,5 % de la valeur assignée. Il convient de noter que, pour les contaminants organiques, l'écart-type cible n'est fixé à 12,5 % de la valeur assignée que depuis 2013. Les scores *z* sont considérés comme satisfaisants (acceptables) lorsque $|z| \leq 2$, discutables lorsque $2 < |z| < 3$, et et non satisfaisants(aberrants) lorsque $|z| \geq 3$. Le score *zêta* indique si le résultat communiqué par le participant est en accord avec la valeur assignée, compte tenu des incertitudes de mesure respectives. Le dénominateur de cette équation correspond à l'incertitude combinée de la valeur assignée et de l'incertitude de mesure déclarée par le participant. $\text{zeta} = \frac{x_{lab} - X_{\acute{E}v}}{\sqrt{u_{lab}^2 + u_{\acute{E}v}^2}}$; TLa définition complète des scores *z* et *zêta* (ζ), ainsi que les critères d'évaluation de la qualité des résultats, figurent dans les rapports complets des essais d'aptitude (EA), disponibles dans les documents PNUE/PAM WG.492/Inf.3 à 6.
Organisation internationale de normalisation (ISO). (2005). *ISO 13528 – Méthodes statistiques utilisées dans les essais d'aptitude par comparaisons interlaboratoires*. Genève (Suisse) : ISO.

(ζ), lorsque l'incertitude de mesure était déclarée par les participants, et des scores z' pour les données évaluées dans le cadre des essais QUASIMEME. Les rapports d'évaluation individuels des laboratoires ont été transmis de manière sécurisée aux laboratoires participants. Les analyses régionales complètes des essais d'aptitude (EA) sont présentées dans les documents d'information cités ci-après, sous les sections correspondant à chacun des essais d'aptitude concernés. En outre, conformément aux conclusions de la réunion du CORMON de 2019, des rapports nationaux personnalisés, présentant un aperçu des capacités analytiques nationales, y compris les performances obtenues lors des essais d'aptitude (EA), ont été élaborés et transmis aux Points focaux nationaux MED POL ainsi qu'aux laboratoires désignés dans le cadre de l'IMAP.

8. Afin de garantir l'intégrité scientifique, chaque laboratoire participant se voit attribuer un code d'identification unique, assurant une stricte anonymisation vis-à-vis des tiers. Toutefois, afin de permettre un suivi approprié de la qualité des données nationales de surveillance, la réunion du CORMON de 2019 a décidé que l'identité de chaque laboratoire devait être communiquée à son Point focal national MED POL respectif. En conséquence, depuis 2019, les lettres d'invitation relatives à la participation aux essais d'aptitude (EA) précisent explicitement que le code attribué à chaque laboratoire sera communiqué, à titre confidentiel, à son Point focal national MED POL. Les laboratoires qui ne souhaitent pas accepter cette disposition sont invités à en informer le MESL et à renoncer à leur participation aux essais d'aptitude (EA) de MED POL. Au cours du cycle 2024-2025, aucun laboratoire désigné n'a refusé de participer pour ce motif.

9. Des codes d'identification uniques sont attribués à chacun des essais d'aptitude (EA) distincts organisés conjointement par MED POL et le MESL, selon une numérotation séquentielle commençant à 1. Par conséquent, un même laboratoire se voit attribuer des codes numériques différents selon les années ou selon les différents essais d'aptitude (EA) réalisés au cours d'un même cycle annuel. En revanche, pour les essais réalisés dans le cadre du programme WEPAL-QUASIMEME, les laboratoires ont utilisé les codes d'identification normalisés spécifiques attribués directement par ce programme.

2.1 Essais d'aptitude (EA) sur les éléments traces (TE-PT) et essai d'aptitude pilote sur les métaux lourds dans les produits de la mer

10. Les laboratoires nationaux désignés participant aux essais d'aptitude (EA) sur les éléments traces (TE-PT) reçoivent, avec les matériaux d'essai, des instructions détaillées décrivant les procédures normalisées relatives à la manipulation des échantillons et à la transmission des résultats. Les laboratoires sont invités à utiliser leurs méthodes analytiques habituelles, appliquées en routine, pour déterminer la concentration totale des éléments prioritaires obligatoires suivants : le cadmium (Cd), le mercure (Hg) et le plomb (Pb). En outre, les laboratoires sont encouragés à communiquer les concentrations d'une série d'analytes facultatifs, pour lesquels des concentrations massiques ont été préalablement assignées par le Laboratoire d'études de l'environnement marin de l'AIEA (AIEA/MESL), à savoir : l'arsenic (As), le cuivre (Cu), le fer (Fe), le méthylmercure (MeHg), le manganèse (Mn) et le zinc (Zn). Afin de garantir une validation rigoureuse des données, les laboratoires participants doivent appliquer les procédures internes standard d'assurance qualité et de contrôle qualité (AQ/CQ). En conséquence, les résultats analytiques d'un échantillon de contrôle qualité (CQ) de matrice équivalente doivent être soumis simultanément avec les résultats de l'échantillon de l'essai d'aptitude (EA). Un questionnaire technique complémentaire est également transmis dans le cadre de chaque exercice afin de recueillir les informations opérationnelles essentielles nécessaires à une évaluation complète des capacités analytiques des laboratoires participants.

11. Le matériau d'essai distribué dans le cadre de l'exercice 2024 consistait en une matrice de biote (poisson). Il convient de noter que l'essai d'aptitude (EA) traditionnel sur les éléments traces (TE-PT) a été mis en œuvre conjointement avec l'essai d'aptitude pilote consacré aux métaux lourds dans les produits de la mer. Cette intégration a permis à MED POL d'évaluer simultanément les capacités nationales dans le cadre de l'Indicateur commun 17 (surveillance du biote) et d'établir une référence initiale pour l'Indicateur commun 20 (contaminants présents dans les produits de la mer couramment consommés). Parmi les 14 laboratoires désignés par 11 Parties contractantes ayant reçu les échantillons destinés aux essais d'aptitude (EA), 12 ont soumis avec succès leurs résultats analytiques.

Cela représente un taux de participation de 86 %, confirmant un niveau de participation constamment élevé par rapport aux années précédentes. L'évaluation technique complète de cet essai est présentée dans le document PNUE/PAM WG.647/Inf.8 (*Rapport sur l'essai d'aptitude MED POL relatif à la détermination des éléments traces dans un échantillon de poisson (2025)*). Un résumé stratégique des principaux résultats analytiques est présenté ci-après.

12. Dans l'ensemble, 91,5 % des résultats analytiques soumis ont été jugés satisfaisants (|score z| ≤ 2), 1,5 % discutables (2 < |score z| < 3) et 7,0 % non satisfaisants (|z| ≥3). Neuf des douze laboratoires participants ont obtenu des résultats satisfaisants pour les trois éléments traces obligatoires de l'IMAP — le cadmium (Cd), le mercure (Hg) et le plomb (Pb) — avec des scores z tous inférieurs ou égaux à 2. Ces trois éléments sont communs à l'Indicateur commun 17 et à l'Indicateur commun 20. Trois laboratoires (soit 25 % des participants) : Les laboratoires n° 2, n° 3 et n° 7 ont obtenu un taux de performance satisfaisante de 100 % (|score z| ≤ 2) pour l'ensemble des paramètres déclarés, y compris les éléments traces facultatifs (As, Cu, Fe, MeHg, Mn et Zn). Le laboratoire n° 4 a obtenu des résultats acceptables (|score z| < 3) pour l'ensemble des éléments analysés. Deux laboratoires ont obtenu au moins un résultat non satisfaisant (|score z| ≥ 3), les deux concernant des éléments obligatoires : Le laboratoire n° 15 pour le mercure (Hg) et le plomb (Pb), et le laboratoire n° 12 pour le plomb (Pb). Les performances individuelles des laboratoires sont présentées à la figure 1a.

13. L'analyse des performances par élément trace montre que, pour le mercure (Hg), 82 % des laboratoires ayant communiqué des résultats ont obtenu des performances satisfaisantes, tandis que 9 % ont présenté des résultats non satisfaisants (|score z| ≥ 3). Pour le plomb (Pb), 78 % des laboratoires ont obtenu des scores z satisfaisants, tandis que 22 % ont présenté des performances non satisfaisantes (|score z| ≥ 3). Pour le cadmium (Cd), le taux de résultats satisfaisants a atteint 100 % parmi l'ensemble des laboratoires participants. La répartition détaillée des performances par paramètre, y compris pour les éléments facultatifs non prioritaires, est présentée à la figure 1b.

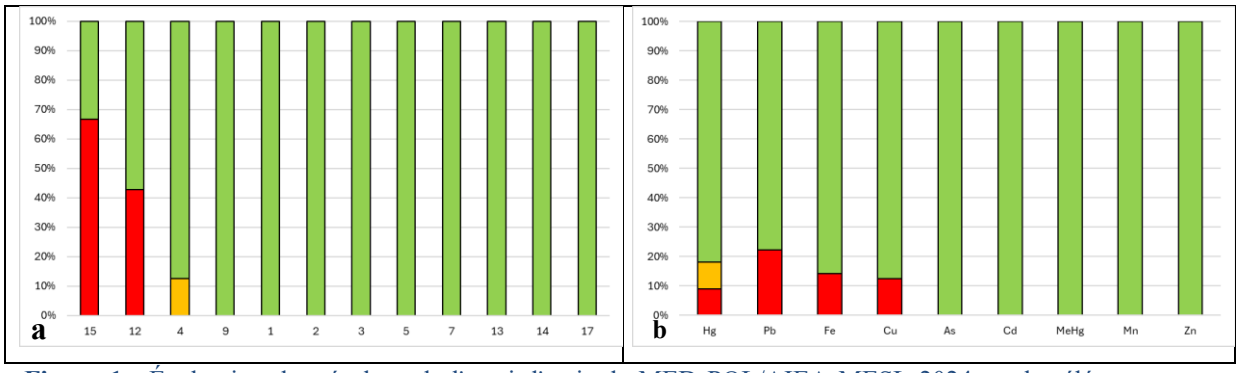


Figure 1 : Évaluation des résultats de l'essai d'aptitude MED POL/AIEA-MESL 2024 sur les éléments traces. Qualité des résultats communiqués : (a) par laboratoire et (b) par élément. |z|≥3 = non satisfaisant (valeur aberrante) 2< |z| <3 = Discutable, |z| ≤2 = Satisfaisant.

14. Dans le cadre des exigences relatives à cet essai d'aptitude (EA) sur les éléments traces (TE-PT), les laboratoires participants ont été invités à remplir un questionnaire portant sur les méthodes analytiques utilisées et les mesures d'assurance qualité mises en œuvre afin de garantir la traçabilité des données. Parmi les douze laboratoires ayant soumis leurs résultats dans le cadre de cet essai d'aptitude (EA), un seul laboratoire (n° 17) n'a pas transmis les informations opérationnelles demandées.

15. Les réponses au questionnaire ont révélé que six des douze laboratoires sont officiellement accrédités selon la norme ISO/IEC 17025. Toutefois, la détermination des éléments traces dans des matrices de poisson ne relève du champ d'application de cette accréditation que pour trois d'entre eux. Neuf laboratoires appliquent un système de management de la qualité fondé sur la norme ISO/IEC 17025, et onze ont fourni une description détaillée de leurs procédures internes de contrôle qualité mises en œuvre en routine. La majorité des participants utilisent systématiquement des matériaux de référence certifiés (MRC), des cartes de contrôle qualité internes, des blancs analytiques (« *method blanks* ») ainsi que des échantillons enrichis (*matrix spikes*). En outre, neuf des douze laboratoires ont communiqué leurs résultats analytiques accompagnés des incertitudes de mesure associées. S'agissant

de la validation des méthodes, huit laboratoires ont indiqué utiliser des méthodes analytiques entièrement validées, trois ont déclaré recourir à des méthodes non validées et un laboratoire n'a fourni aucune information concernant le statut de validation de sa méthode analytique.

2.2 Essais d'aptitude (EA) sur les contaminants organiques (OC-PT)

16. Les laboratoires nationaux désignés participant aux essais d'aptitude (EA) sur les contaminants organiques (OC-PT) reçoivent, avec les matériaux d'essai, des instructions détaillées décrivant les procédures normalisées relatives à la manipulation des échantillons et à la transmission des résultats. Les laboratoires sont invités à utiliser leurs méthodes analytiques habituelles, appliquées en routine, pour déterminer les concentrations totales des contaminants organiques obligatoires appartenant aux catégories des pesticides organochlorés (OC), des congénères des polychlorobiphényles (PCB) et des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), conformément aux exigences de surveillance définies dans le cadre de l'IMAP. Les laboratoires sont tenus d'appliquer les procédures de contrôle qualité et d'assurance qualité du laboratoire. En conséquence, les résultats analytiques d'un échantillon de contrôle qualité (CQ) de matrice équivalente doivent être soumis en même temps que les résultats de l'échantillon de l'essai d'aptitude (EA). Un questionnaire technique complémentaire est également transmis dans le cadre de chaque exercice afin de recueillir les informations opérationnelles essentielles nécessaires à une évaluation complète des capacités analytiques des laboratoires participants.

17. Le matériau d'essai distribué dans le cadre de l'essai d'aptitude (EA) 2024 sur les contaminants organiques (OC-PT) consistait en une matrice de sédiments marins. Les participants étaient invités à analyser et à communiquer les concentrations des contaminants appartenant aux trois catégories suivantes : Pesticides organochlorés (OC) ; Congénères des polychlorobiphényles (PCB) ; Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).

18. Parmi les onze laboratoires désignés ayant reçu les échantillons de l'essai d'aptitude (EA), dix ont soumis avec succès leurs résultats analytiques. Cela représente un taux de participation de 91 %, confirmant un niveau de participation constamment élevé par rapport aux années précédentes. En ce qui concerne la couverture analytique, six laboratoires ont communiqué des résultats pour les trois catégories de contaminants (pesticides organochlorés, PCB et HAP) ; un laboratoire a communiqué des résultats uniquement pour les pesticides organochlorés ; et trois laboratoires ont soumis des résultats exclusivement pour les HAP. L'évaluation technique des résultats de l'essai d'aptitude (EA) 2024 sur les contaminants organiques (OC-PT), fondée sur les scores *z* des laboratoires, est résumée à la figure 2. Le rapport technique complet et détaillé est disponible dans le document PNUE/PAM WG. Le rapport technique complet et détaillé est présenté dans le document PNUE/PAM WG.647/Inf.7 (*Rapport sur l'essai d'aptitude MED POL relatif à la détermination des pesticides organochlorés, des PCB et des HAP dans un échantillon de sédiments marins (2025)*). Un aperçu des principaux résultats analytiques est présenté ci-après.

19. Pour les pesticides organochlorés et les congénères des PCB, sept laboratoires ont soumis des résultats, soit 64 % des laboratoires désignés. Parmi ces laboratoires, deux (laboratoires n° 4 et n° 10, soit 29 % des laboratoires ayant communiqué des résultats) ont démontré un niveau élevé de compétence analytique, avec des résultats entièrement satisfaisants ou ne présentant qu'un nombre négligeable de résultats discutables ou aberrants. À l'inverse, quatre laboratoires (n° 2, n° 5, n° 8 et n° 9), représentant 57 % des laboratoires ayant communiqué des résultats, ont présenté une proportion élevée (> 25 %) de résultats aberrants ou discutables. Le laboratoire n° 8 a communiqué exclusivement des valeurs censurées à gauche (valeurs inférieures à la limite de quantification, exprimées sous la forme « < »), dont seulement 21 % ont été jugées statistiquement compatibles avec les valeurs assignées de référence.

20. Pour les HAP, neuf laboratoires ont soumis des résultats, ce qui représente un taux de participation de 82 % parmi les laboratoires désignés. Quatre laboratoires (n° 3, n° 6, n° 9 et n° 10), représentant 44 % des laboratoires ayant communiqué des résultats, ont démontré de solides performances analytiques, avec des résultats entièrement satisfaisants ou ne présentant qu'un très faible nombre de résultats discutables ou aberrants. À l'inverse, quatre laboratoires (n° 1, n° 2, n° 5 et n° 7), représentant également 44 % des laboratoires ayant communiqué des résultats, ont présenté une fréquence élevée (> 25 %) de résultats aberrants ou discutables.

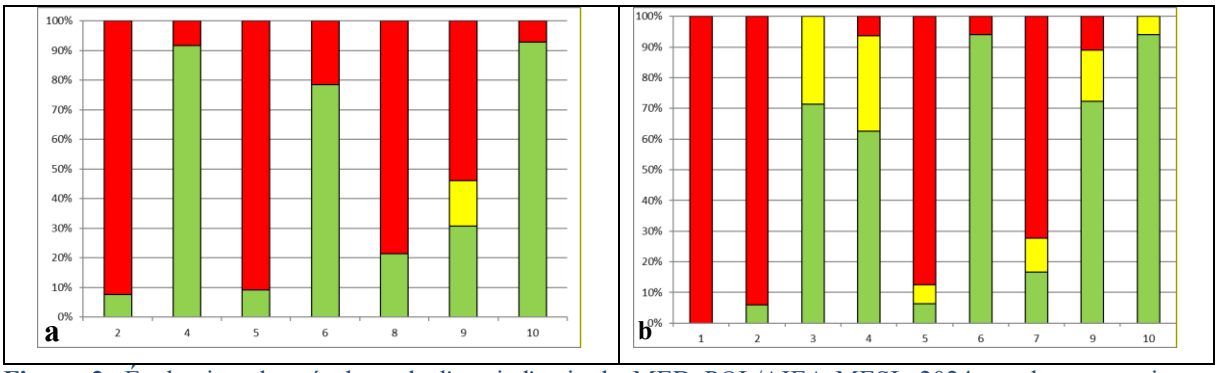


Figure 2: Évaluation des résultats de l'essai d'aptitude MED POL/AIEA-MESL 2024 sur les contaminants organiques. Répartition des scores *z* pour : (a) les pesticides organochlorés et les congénères des PCB ; et (b) les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). $|z| \geq 3$ = Non satisfaisant / aberrant $2 < |z| < 3$ = discutable, $|z| \leq 2$ = Satisfaisant.

2.3 Essai d'aptitude (EA) pilote sur les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les produits de la mer

21. Les laboratoires nationaux désignés participant à l'essai d'aptitude (EA) pilote sur les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les produits de la mer ont reçu, avec les matériaux d'essai, des instructions détaillées décrivant les procédures normalisées relatives à la manipulation des échantillons et à la transmission des résultats. Conformément aux spécifications de surveillance de l'IMAP, les laboratoires étaient invités à utiliser leurs méthodes analytiques habituelles pour déterminer les concentrations des quatre hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) obligatoires ainsi que leur concentration totale. Les laboratoires étaient tenus d'appliquer les procédures de contrôle qualité (CQ) et d'assurance qualité (AQ) en vigueur au sein de leur laboratoire. En conséquence, les résultats analytiques d'un échantillon de contrôle qualité (CQ) de matrice équivalente devaient être soumis simultanément avec les résultats de l'échantillon de l'essai d'aptitude (EA) pilote. Un questionnaire technique complémentaire est également transmis dans le cadre de chaque exercice afin de recueillir les informations opérationnelles essentielles nécessaires à une évaluation complète des capacités analytiques des laboratoires participants.

22. Le matériau d'essai utilisé dans le cadre de l'essai d'aptitude (EA) pilote 2024 sur les HAP dans les produits de la mer consistait en un homogénat de tissus de moules, prélevées dans le port d'IJmuiden, fourni par WEPAL-QUASIMEME (échantillon de biote 338). Les laboratoires participants étaient tenus d'analyser ce matériau d'essai et de transmettre directement à l'AIEA/MESL les résultats relatifs aux HAP. Parmi les onze laboratoires désignés ayant reçu les échantillons de l'essai d'aptitude (EA), dix ont soumis avec succès leurs résultats analytiques. L'évaluation technique des résultats de l'essai d'aptitude (EA) 2024 sur les contaminants organiques (OC-PT), fondée sur les scores z des laboratoires, est résumée à la figure 3. Le rapport technique complet et détaillé est disponible dans le document PNUE/PAM WG. PNUE/PAM WG.647/Inf.9 (*Rapport sur l'essai d'aptitude MED POL relatif à la détermination des pesticides organochlorés, des PCB et des HAP dans un échantillon de moules*) (2025)), un aperçu des principaux résultats analytiques est présenté ci-après.

23. Quatre laboratoires (n° 2, n° 6, n° 7 et n° 11), représentant 50 % des laboratoires ayant communiqué des résultats, ont démontré de solides performances analytiques, avec des résultats entièrement satisfaisants ou ne présentant qu'un très faible nombre de résultats discutables ou aberrants. À l'inverse, deux laboratoires (n° 4 et n° 14), représentant 25 % des laboratoires ayant communiqué des résultats, ont présenté une proportion élevée de résultats non satisfaisants et aberrants.

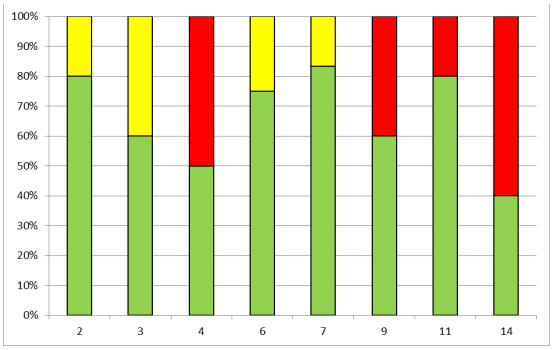


Figure 3: Évaluation des résultats de l'essai d'aptitude MED POL/AIEA-MESL 2024 sur les contaminants organiques. Répartition des scores z pour : (a) les pesticides organochlorés et les congénères des PCB ; et (b) les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). |z| ≥3 = Non satisfaisant / aberrant 2< |z| <3 = discutable, |z| ≤2 = Satisfaisant.

2.4 Test pilote de compétence sur les dioxines dans les produits de la mer

24. Les laboratoires nationaux désignés participant à l'essai d'aptitude (EA) pilote sur les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les produits de la mer ont reçu, avec les matériaux d'essai, des instructions détaillées décrivant les procédures normalisées relatives à la manipulation des échantillons et à la transmission des résultats. Conformément aux spécifications de surveillance de l'IMAP, les laboratoires étaient invités à utiliser leurs méthodes analytiques habituelles pour déterminer les concentrations des dioxines.[3], polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs), PCB de type dioxine (DL-PCB)[4] PCB de type non dioxine (NDL-PCB)[5] (ndl-PCBs). Les laboratoires étaient tenus d'appliquer les procédures de contrôle qualité (CQ) et d'assurance qualité (AQ) en vigueur au sein de leur laboratoire. En conséquence, les résultats analytiques d'un échantillon de contrôle qualité (CQ) de matrice équivalente devaient être soumis simultanément avec les résultats de l'échantillon de l'essai d'aptitude (EA) pilote. Un questionnaire technique complémentaire a également été distribué afin de recueillir les informations opérationnelles essentielles nécessaires à l'évaluation des capacités analytiques des laboratoires participants.

25. Le matériau d'essai utilisé dans le cadre de l'essai d'aptitude (EA) pilote 2024 sur les dioxines dans les produits de la mer consistait en une matrice homogénéisée de poisson (touladi (*Lake Trout*) du lac Ontario), fournie sous la forme du matériau de référence contaminé EDF-2525 par la société Cerilliant Corporation (Texas, États-Unis). Les institutions participantes étaient tenues d'analyser cette matrice pour les dioxines, les PCB de type dioxine (DL-PCB) et les PCB de type non dioxine (NDL-PCB), et de transmettre directement les données obtenues à l'AIEA/MESL. Parmi les onze laboratoires désignés ayant reçu les échantillons de l'essai d'aptitude (EA), dix ont soumis avec succès leurs résultats analytiques. En outre, le laboratoire ayant communiqué des résultats n'a déclaré aucune concentration de dioxines ; les données transmises se limitaient aux PCB « indicateurs » de type non dioxine (ICES-6) ainsi qu'à trois congénères de PCB de type dioxine (DL-PCB). Bien que la performance globale de cet unique laboratoire participant (laboratoire n° 6) ait été jugée globalement satisfaisante, celui-ci n'a analysé et communiqué des résultats que pour 8 des 38 composés cibles obligatoires. L'évaluation technique complète de cet essai est présentée dans le document PNUE/PAM WG.647/Inf.6 (*Rapport sur l'essai d'aptitude pilote MED POL relatif à la détermination des dioxines dans un échantillon de produits de la mer (2025)*).

[3] **Les dioxines comprennent** les dibenzo-*p*-dioxines polychlorées (« PCDD ») [2,3,7,8-TCDD ; 1,2,3,7,8-PeCDD ; 1,2,3,4,7,8-HxCDD ; 1,2,3,6,7,8-HxCDD ; 1,2,3,7,8,9-HxCDD ; 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD ; OCDD] ainsi que les dibenzofuranes polychlorés (« PCDF ») [2,3,7,8-TCDF ; 1,2,3,7,8-PeCDF ; 2,3,4,7,8-PeCDF ; 1,2,3,4,7,8-HxCDF ; 1,2,3,6,7,8-HxCDF ; 1,2,3,7,8,9-HxCDF ; 2,3,4,6,7,8-HxCDF ; 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF ; 1,2,3,4,7,8,9-HpCDF ; OCDF].

[4] **Les PCB de type dioxine** comprennent les PCB non substitués en position ortho (« non-ortho ») [PCB 77 ; PCB 81 ; PCB 126 ; PCB 169] et les PCB mono-substitués en position ortho (« mono-ortho ») [PCB 105 ; PCB 114 ; PCB 118 ; PCB 123 ; PCB 156 ; PCB 157 ; PCB 167 ; PCB 189].

[5] **Les PCB de type non dioxine** comprennent les congénères PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153 et PCB 180 (ICES-6).

2.5 Tests de compétence pilotes sur les nutriments essentiels (AQ-1 et AQ-2)

26. Les laboratoires nationaux désignés participant à l'essai d'aptitude (EA) sur les nutriments clés ont reçu directement de WEPAL-QUASIMEME des protocoles techniques normalisés ainsi que des instructions relatives à la manipulation des échantillons. Conformément aux exigences de surveillance de l'Indicateur commun 13 (IC 13) de l'IMAP, les laboratoires étaient invités à utiliser leurs méthodes analytiques appliquées en routine afin de déterminer les concentrations des nutriments clés obligatoires. La transmission des données était limitée aux résultats analytiques ainsi qu'aux informations méthodologiques associées. Les laboratoires désignés pour la surveillance dans le cadre de l'IMAP ont participé au deuxième cycle d'essais d'aptitude (Round 2) WEPAL-QUASIMEME de l'année 2024 (du 1er octobre 2024 au 31 janvier 2025), comprenant deux essais d'aptitude distincts consacrés à l'Indicateur commun 13 (IC 13) :

- AQ-1 : Nutriments inorganiques dans l'eau de mer à forte salinité.
- AQ-2 : Nutriments inorganiques dans les eaux estuariennes et les eaux de mer à faible salinité.

27. L'essai AQ-1 comprenait trois matériaux d'essai distincts : un échantillon d'eau de mer de l'océan Atlantique non enrichi et deux échantillons d'eau de mer de l'océan Atlantique enrichis avec des concentrations connues de nutriments. L'essai AQ-2 comprenait quatre matériaux d'essai distincts : deux échantillons d'eau de mer de l'océan Atlantique à faible salinité enrichis en nutriments, un échantillon d'eau de mer de la mer Baltique à faible salinité enrichi en nutriments et un échantillon d'eau de mer de la mer Baltique à faible salinité non enrichi. Les laboratoires participants étaient tenus d'analyser ces matrices et de transmettre directement leurs résultats via le portail de soumission de QUASIMEME. Parmi les onze laboratoires régionaux désignés, sept (64 %) ont soumis avec succès leurs résultats pour l'essai AQ-1, tandis que cinq (45 %) ont communiqué des données pour l'essai AQ-2. *Un laboratoire (n° Q3840) n'a pas été en mesure de participer à cette série d'essais en raison d'une défaillance de son équipement analytique. Il a toutefois participé avec succès aux essais de rattrapage organisés lors du cycle suivant (2025-1) pour les essais sur les nutriments AQ-1 et AQ-2.** Une synthèse des performances analytiques régionales, évaluées au moyen des scores *z'*, est présentée à la figure 4. Le rapport technique complet de cette évaluation est présenté dans le document PNUE/PAM WG.647/Inf.3 (*Rapport sur le cours pilote de formation consacré à l'analyse des nutriments et de la chlorophylle a dans la colonne d'eau (2025)*). Un résumé des principaux résultats est présenté ci-après.

28. Pour l'essai AQ-1 portant sur les nutriments inorganiques dans l'eau de mer à forte salinité, cinq des sept laboratoires ayant communiqué des résultats (laboratoires n° Q779, Q3212, Q3134, Q3840 et Q4147), soit 71 % des laboratoires répondants, ont démontré un niveau élevé de compétence analytique, avec des résultats entièrement satisfaisants ou ne présentant qu'un nombre négligeable de résultats discutables ou aberrants. À l'inverse, quatre laboratoires (n° 2, n° 5, n° 8 et n° 9), représentant 29 % des laboratoires ayant communiqué des résultats, ont présenté une proportion élevée (> 25 %) de résultats aberrants ou discutables. Un seul laboratoire (n° 4147) a communiqué des résultats pour l'ensemble des sept nutriments obligatoires, tandis que trois laboratoires (n° Q3212, Q3134 et Q3840) ont communiqué des résultats pour six des nutriments obligatoires.*

29. Pour l'essai AQ-2 portant sur les nutriments inorganiques dans les eaux estuariennes et les eaux de mer à faible salinité, quatre laboratoires (n° Q779, Q3212, Q3840 et Q4147), représentant 80 % des laboratoires ayant communiqué des résultats, ont démontré de solides performances analytiques, avec des résultats entièrement satisfaisants ou ne présentant qu'un très faible nombre de résultats discutables ou aberrants. À l'inverse, un laboratoire (n° Q4146), représentant 20 % des laboratoires ayant communiqué des résultats, a présenté une fréquence élevée (> 25 %) de résultats aberrants ou discutables. Un seul laboratoire (n° 4147) a communiqué des résultats pour l'ensemble des sept nutriments obligatoires, tandis que trois laboratoires (n° Q3212 et Q3840*) ont communiqué des résultats pour six des nutriments obligatoires.

a **b**

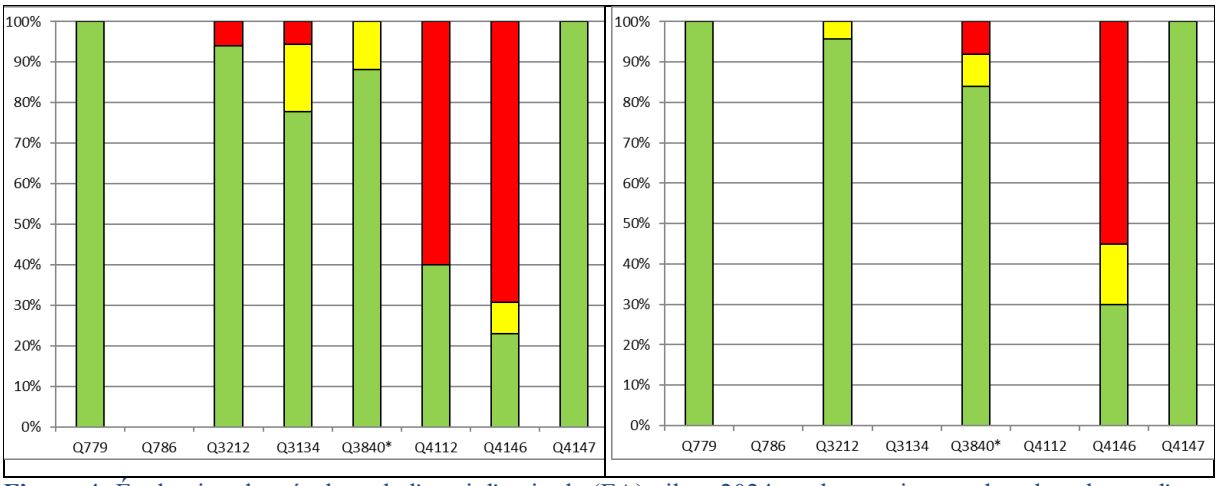


Figure 4: Évaluation des résultats de l'essai d'aptitude (EA) pilote 2024 sur les nutriments dans la colonne d'eau**.** Répartition des scores *z'* par laboratoire participant : a) AQ-1 – Nutriments inorganiques dans l'eau de mer à forte salinité ; et b) AQ-2 – Nutriments inorganiques dans les eaux estuariennes et les eaux de mer à faible salinité. $|z'| \geq 3$ = Non satisfaisant / aberrant, $2 < |z'| < 3$ = discutable, $|z'| \leq 2$ = satisfaisant.

2.6 Test de compétence pilote sur la chlorophylle a (AQ-11)

30. Les laboratoires nationaux désignés participant au programme pilote d'essais d'aptitude (PT) pour la chlorophylle *a* ont reçu directement de WEPAL-QUASIMEME des protocoles techniques standardisés ainsi que des instructions relatives à la manipulation des échantillons. Conformément aux exigences de surveillance de l'Indicateur commun 14 (IC 14) de l'IMAP, les laboratoires étaient invités à utiliser leurs méthodes analytiques appliquées en routine afin de déterminer les concentrations des nutriments clés obligatoires. La transmission des données était limitée aux résultats analytiques ainsi qu'aux informations méthodologiques associées. Les laboratoires désignés pour la surveillance dans le cadre de l'IMAP ont participé à l'essai d'aptitude AQ-11 organisé dans le cadre du deuxième cycle WEPAL-QUASIMEME de l'année 2024 (du 1er octobre 2024 au 31 janvier 2025), spécifiquement consacré à la détermination des pigments marins dans des matrices d'eau de mer.

31. L'essai AQ-11 comprenait trois matériaux d'essai distincts constitués d'échantillons d'eaux de surface prélevés aux Pays-Bas : un échantillon provenant d'un étang à Wageningen, un échantillon issu d'un fossé à Renkum et un échantillon prélevé dans le lac saumâtre de Veerse Meer. Les laboratoires participants étaient tenus d'analyser ces matrices et de transmettre directement leurs résultats via le portail de soumission de QUASIMEME. Parmi les onze laboratoires régionaux désignés, six (55 %) ont soumis avec succès leurs résultats pour cet essai pilote. Un laboratoire (n° Q3840*) n'a pas été en mesure de participer à cette série d'essais en raison d'une défaillance de son équipement analytique. Il a toutefois participé avec succès aux essais de rattrapage organisés lors du cycle QUASIMEME suivant (2025-1) pour l'essai AQ-11. Une synthèse des performances analytiques régionales, évaluées au moyen des scores z', est présentée à la figure 5. Le rapport technique complet de cette évaluation est présenté dans le document PNUE/PAM WG.647/Inf.3 (*Rapport sur le cours pilote de formation consacré à l'analyse des nutriments et de la chlorophylle a dans la colonne d'eau (2025)*). Un résumé des principaux résultats est présenté ci-après.

32. Six laboratoires (n° Q779, Q786, Q3212, Q3134, Q3840 et Q4147), représentant 88 % des laboratoires ayant communiqué des résultats, ont démontré un niveau élevé de compétence analytique, avec des résultats entièrement satisfaisants pour la chlorophylle *a*. Un seul laboratoire (n° Q4146), représentant 12 % des laboratoires ayant communiqué des résultats, a présenté une proportion élevée de résultats non satisfaisants et aberrants.

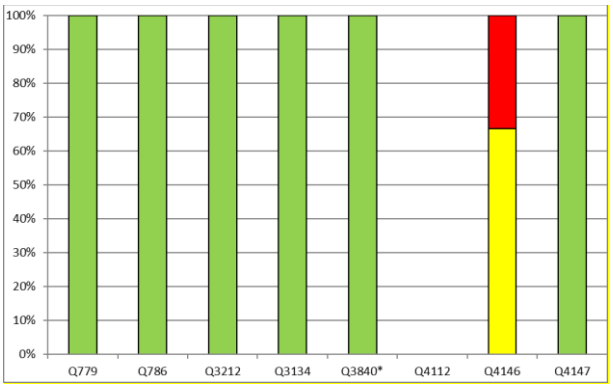


Figure 5: Évaluation des résultats de l'essai d'aptitude (EA) pilote 2024 sur la détermination de la chlorophylle *a* dans la colonne d'eau. Répartition des scores *z'* par laboratoire participant. $|z'| \geq 3$ = Non satisfaisant / aberrant, $2 < |z'| < 3$ = Discutable, $|z'| \leq 2$ = satisfaisant.

2.7 Synthèse des performances aux essais d'aptitude en 2024et 2025 et des besoins futurs

33. L'utilisation de matériaux de référence et l'analyse d'échantillons en réplicat constituent le fondement opérationnel de tout système robuste d'assurance de la qualité des données (AQD). La participation régulière à des essais d'aptitude (EA), afin de vérifier de manière indépendante la compétence des laboratoires, constitue une exigence de la norme ISO/IEC 17025 et doit faire partie intégrante des activités de tout laboratoire d'analyse fournissant des données dans le cadre de la surveillance de l'IMAP. Les matériaux de référence doivent être adaptés à la matrice des échantillons analysés et être soumis exactement aux mêmes procédures analytiques que les échantillons d'essai, afin de garantir leur efficacité maximale et de limiter les problèmes d'exactitude et de fidélité des mesures. Malgré ces protocoles bien établis, certains laboratoires compétents participant au programme IMAP ne transmettent toujours pas de manière systématique les informations opérationnelles requises en complément de leurs résultats analytiques quantitatifs. Une minorité de laboratoires n'a pas communiqué ses données internes de contrôle qualité (CQ/AQ) avec les échantillons d'essai, bien qu'ils aient confirmé l'utilisation active de matériaux de référence. Ce manque de transparence des données limite la capacité à diagnostiquer les anomalies analytiques et à identifier les causes profondes au niveau institutionnel. Les laboratoires désignés doivent se conformer pleinement à l'ensemble des critères de déclaration afin de maximiser les bénéfices techniques du programme de renforcement des capacités mis en œuvre dans le cadre de la collaboration entre le PNUE/PAM–MED POL et l'AIEA/MESL, et qui leur est financé et fourni à titre gratuit.

34. La participation aux essais d'aptitude régionaux organisés par le PNUE/PAM–MED POL en collaboration avec l'AIEA/MESL est obligatoire pour tous les laboratoires compétents désignés dans le cadre de l'IMAP. Au cours des cinq dernières années, un suivi administratif ciblé ainsi que la décision prise en 2019 d'optimiser le nombre de laboratoires participants désignés par pays ont permis d'augmenter efficacement le niveau d'engagement. En conséquence, les taux de participation au dispositif des contaminants organiques (OC-PT) ont augmenté pour atteindre des niveaux comparables à la performance historiquement élevée du dispositif des éléments traces (TE-PT), se stabilisant à une moyenne régionale robuste d'environ **80 %**.

35. La grande majorité des laboratoires transmettent désormais des résultats pour l'ensemble des contaminants obligatoires relevant de l'Indicateur commun 17. Il convient de noter que la conformité des rapports pour les pesticides organochlorés et les congénères de PCB a connu une amélioration mesurable par rapport aux exercices d'évaluation précédents. Étant donné que les essais d'aptitude relatifs aux éléments traces et aux contaminants organiques constituent une exigence réglementaire obligatoire dans le cadre de l'Indicateur commun 17 de l'IMAP, tous les laboratoires compétents désignés sont tenus de maintenir en permanence des capacités opérationnelles complètes pour mesurer et rapporter ces paramètres. À l'inverse, la mise en œuvre pilote de l'essai d'aptitude dans le cadre de l'Indicateur commun 20 a mis en évidence d'importantes lacunes de capacité dans la surveillance des contaminants présents dans les matrices de produits de la mer. En raison d'un taux de participation critique (20 %) et de capacités analytiques limitées pour les dioxines dans les produits de la mer, il est recommandé que les points focaux nationaux/MED POL coordonnent avec les laboratoires nationaux

spécialisés en sécurité alimentaire afin de garantir une participation nationale compétente et efficace à la mise en œuvre de l'IC 20. Les laboratoires de sécurité alimentaire sont idéalement positionnés pour combler ce manque de capacité, car ils disposent de mandats réglementaires de contrôle en routine, d'instruments à haute résolution et d'une expertise dédiée en extraction matricielle. Les futurs essais d'aptitude régionaux sur les dioxines dans les produits de la mer devraient être organisés dès lors qu'un nombre suffisant de laboratoires disposant d'une expertise démontrée et d'un engagement confirmé à participer aura été désigné.

36. Cela devrait contribuer à obtenir des améliorations mesurables des capacités et des performances des laboratoires nationaux impliqués dans la surveillance des dioxines dans les produits de la mer au cours des prochaines années, à l'instar des progrès déjà réalisés pour les pesticides organochlorés et les congénères de PCB. Grâce à des efforts soutenus et continus, les capacités des laboratoires devraient être renforcées jusqu'à atteindre un niveau comparable à celui obtenu dans le cadre de l'Indicateur commun 17 de l'IMAP. Au cours du présent exercice biennal, les essais d'aptitude (EA) relatifs aux dioxines dans les produits de la mer ne seront pas inclus dans le programme global des EA, afin de laisser aux points focaux nationaux/MED POL le temps nécessaire pour entreprendre la coordination nationale requise. Toutefois, à partir du prochain exercice biennal, le PNUE/PAM–MED POL et l'AIEA/MESL prévoient d'inviter la désignation de laboratoires de sécurité alimentaire afin de participer aux activités de surveillance des dioxines dans les produits de la mer dans le cadre de l'Indicateur commun 20 de l'IMAP.

37. Bien que le soutien financier apporté par le PNUE/PAM–MED POL ait permis de garantir un accès régional aux essais d'aptitude portant sur les nutriments clés et la chlorophylle *a* dans la colonne d'eau, les taux finaux de transmission des données, allant de 55 % pour les essais AQ-1 et AQ-11 à 45 % pour l'essai AQ-2, témoignent d'une sous-utilisation significative des ressources régionales. Afin d'éviter la perte de ressources limitées dédiées au renforcement des capacités, les futures allocations de financement des programmes d'essais d'aptitude devraient être strictement conditionnées à un engagement national obligatoire de réaliser les analyses des échantillons et de transmettre les données dans les délais impartis. Cette exigence sera formulée dans le cadre de l'appel conjoint du PNUE/PAM–MED POL et de l'AIEA/MESL pour la désignation des laboratoires compétents participant aux essais d'aptitude (EA) relatifs aux Indicateurs communs 13 et 14 au cours du présent exercice biennal, avec l'attente de réponses positives de la part des autorités nationales concernées. Les points focaux nationaux/MED POL devraient assurer une supervision active de leurs laboratoires désignés tout au long du cycle de vie des essais d'aptitude (EA). Il est recommandé aux points focaux de mettre en place un suivi interne afin de s'assurer que les laboratoires ayant accepté la réception des échantillons surmontent de manière proactive les contraintes locales et remplissent leurs obligations de transmission des données, maximisant ainsi le rendement technique de ces activités régionales d'essais d'aptitude.

3 Cours de formation aux bonnes pratiques de laboratoire (BPL) – Réalisations en matière de performance et besoins futurs

38. Depuis 1986, un total de 66 cours de formation spécialisés axés sur l'analyse des éléments traces et des polluants organiques dans les matrices marines ont été organisés avec succès. Cet effort soutenu de renforcement des capacités a permis de dispenser une formation technique avancée à plus de 380 praticiens de laboratoire d'analyse dans les installations de l'AIEA/MESL à Monaco. Des statistiques régionales détaillées relatives à la mise en œuvre et aux impacts de ces cours de formation au cours de la décennie précédente ont été officiellement présentées et examinées lors de la réunion CORMON de 2019 sur la surveillance de la pollution (voir document PNUE/PAM WG.463/7).

39. En 2025, l'AIEA/MESL, en étroite collaboration avec le PNUE/PAM–MED POL, a conçu et mis en œuvre deux cours de formation avancée sur les bonnes pratiques de laboratoire (BPL). Conformément au programme de travail (PoW) 2024–2025 du PNUE/PAM, ces cours ont porté sur les méthodologies normalisées d'échantillonnage, de préparation des échantillons et d'analyse instrumentale des éléments traces et des contaminants organiques dans les produits de la mer et le biote. Alors que, historiquement, les TC portaient principalement sur les contaminants relevant du champ d'application de la CI 17 de l'IMAP, dans le cadre de l'objectif écologique n° 9 relatif à la pollution, leur champ d'application a été élargi pour inclure les contaminants présents dans les produits

de la mer, au titre de la CI 20. Un besoin régional a également été identifié : étendre le renforcement des capacités afin de soutenir les éléments clés 13 et 14 dans le cadre de l'objectif écologique n° 5 relatif à l'eutrophisation. En conséquence, au cours de l'exercice biennal 2024-2025, l'offre de formation a fait l'objet d'un élargissement structurel. Outre les contaminants clés (TC), MED POL et l'AIEA/MESL ont conçu et mis en œuvre une nouvelle formation pilote axée sur les contaminants 13 et 14, afin d'améliorer la base de référence régionale en matière de surveillance de la colonne d'eau.

40. Ces formations s'adressent aux techniciens de laboratoire et aux professionnels qui participent activement à la collecte de données de surveillance marine dans le cadre national du programme de surveillance de la pollution de l'IMAP. Forts de l'expérience acquise au cours des deux derniers exercices biennaux, le PNUE/PAM – MED POL et l'AIEA/MESL ont appliqué en 2025 des critères de sélection rigoureux afin d'optimiser le transfert de connaissances institutionnelles et de garantir que les ressources investies contribuent directement au renforcement des capacités nationales de surveillance. Le cadre d'évaluation des candidats s'articulait autour des paramètres suivants : i) participation antérieure à la formation spécifique faisant l'objet de la candidature, selon les critères suivants : exclusion des candidats ayant déjà suivi cette formation en présentiel ; ii) participation et performances du laboratoire candidat aux exercices d'essais d'aptitude actuels et passés (10 dernières années), selon les critères suivants : préférence accordée aux laboratoires affichant de faibles performances pour les contaminants obligatoires de l'IMAP ; iii) la fonction et l'expérience professionnelle du candidat, selon les critères suivants : la préférence a été donnée aux praticiens de laboratoire novices dans l'analyse spécifique ou ayant une expérience limitée ; iv) la pertinence de la formation pour le candidat et l'établissement en ce qui concerne la mise en œuvre de l'IMAP, selon les critères suivants : prise en compte de l'utilisation et du transfert des connaissances, des capacités de l'établissement et de sa participation à l'IMAP ; v) les compétences linguistiques déclarées par le candidat, avec possibilité d'un entretien si une compréhension, une expression orale ou une compréhension écrite « insuffisante » a été signalée ; et v) l'équilibre régional dans la représentation des participants au programme de contrôle de qualité, dans la mesure du possible, tout en tenant compte des compétences des candidats. Les candidats ne peuvent pas être sélectionnés parmi les participants ayant déjà suivi ce même cours.

41. Pour la formation de 2025 sur les oligo-éléments, cinq participants originaires d'Albanie, du Liban, du Maroc, de Tunisie et de Turquie ont été sélectionnés dans un premier temps. Le candidat désigné du Liban a par la suite fait savoir qu'il devait se retirer du programme et, en raison de contraintes de calendrier, aucun candidat de réserve n'a pu être mobilisé pour le remplacer. Pour la formation de 2025 sur les contaminants organiques, six candidats ont été initialement sélectionnés en Bosnie-Herzégovine, en Croatie, au Liban, au Maroc, en Tunisie et en Turquie. Le candidat désigné par le Liban a fait savoir qu'il devait se retirer avant le début de la procédure.

42. Ces deux formations techniques se sont déroulées simultanément aux laboratoires de l'AIEA consacrés à l'environnement marin, à Monaco, du 13 au 17 octobre 2025. Les quatre participants confirmés pour le groupe de travail sur les oligo-éléments et les cinq autres participants pour le groupe de travail sur les contaminants organiques ont assisté à ces séances. Le contenu détaillé du programme et les évaluations complètes des participants à ces exercices sont disponibles dans les documents d'information PNUE/MED WG.647/Inf.4 (Contaminants organiques) et PNUE/MED WG.647/Inf.5 (Oligo-éléments).

43. Ces formations comprenaient des cours magistraux sur les méthodologies recommandées en matière d'échantillonnage, de traitement des échantillons, d'évaluation des données et de détermination analytique des contaminants, conformément aux spécifications IMAP CI 17 et 20. Les cours magistraux ont été complétés par des travaux pratiques en chimie analytique et dans les laboratoires informatiques. Une attention particulière a été accordée aux protocoles d'assurance qualité et de contrôle qualité nécessaires pour obtenir et conserver une accréditation officielle conformément aux normes ISO/IEC 17025[6]. À l'issue des formations, les participants ont acquis les compétences techniques nécessaires pour appliquer les bonnes pratiques de laboratoire (BPL) et produire des données de surveillance fiables, notamment en ce qui concerne la sélection de matériaux de référence (CRM) adaptés à la matrice, les protocoles de validation des méthodes et le calcul de l'incertitude de

[6] Organisation internationale de normalisation, ISO/IEC 17025:2017. Exigences générales relatives à la compétence des laboratoires d'essais et d'étalonnage, Genève, (2017)

mesure. Les deux formations organisées en 2025 se sont déroulées avec succès et ont obtenu une note de satisfaction de 100 %, les participants les ayant jugées « satisfaisantes » ou « excellentes ».

44. Afin de répondre aux exigences techniques de l'objectif écologique n° 5 relatif à l'eutrophisation, un stage de formation pilote dédié à l'analyse des nutriments et de la chlorophylle a dans la colonne d'eau a été organisé avec succès dans les locaux de l'AIEA/MESL à Monaco, du 3 au 7 novembre 2025. Sur les treize candidatures officielles reçues au niveau national, six professionnels de laboratoire représentant l'Albanie, la Bosnie-Herzégovine, la Croatie, le Monténégro, le Maroc et la Tunisie ont été sélectionnés selon les critères établis ; les six candidats retenus ont tous suivi la formation jusqu'à son terme. Le contenu détaillé du programme et les évaluations complètes des participants à ces exercices sont disponibles dans le document d'information PNUE/MED WG. 647/Inf.3

45. Le projet pilote TC a su concilier l'apprentissage théorique et les applications pratiques en laboratoire, en respectant scrupuleusement les directives de surveillance IMAP pour les CI 13 et 14. Les modules théoriques portaient sur la chimie marine, la conception des prélèvements et l'assurance qualité analytique, afin de garantir la comparabilité des données dans toute la région méditerranéenne. Au cours des séances pratiques en laboratoire, les participants ont utilisé des procédures spectrophotométriques standard pour préparer les réactifs et quantifier un ensemble complet de paramètres obligatoires, notamment l'orthophosphate, l'orthosilicate, le nitrite, le nitrate, l'ammonium et la chlorophylle a, tout en apprenant à corriger les interférences liées à la salinité.

46. La formation pilote a affiché un taux de réussite de 100 %, 33 % des participants ayant qualifié l'exercice d'« excellent » et 67 % de « très bon ». L'un des principaux résultats issus des questionnaires d'évaluation met en évidence une forte demande régionale en matière de méthodes d'analyse avancées : 100 % des participants ont demandé à bénéficier à l'avenir d'une formation spécialisée sur la détermination des nutriments marins à l'aide de systèmes d'analyse en flux continu (CFA), tandis que 33 % ont souligné la nécessité d'une formation sur la détermination de la chlorophylle a par chromatographie liquide à haute performance (CLHP).

4 Résultats des missions menées auprès des laboratoires nationaux participant aux programmes nationaux de surveillance de l'environnement marin, dans le cadre de la mise en œuvre des programmes MEDPOL/IMAP

47. Conformément aux conclusions de la réunion de 2019 du Groupe de correspondance sur la surveillance de la pollution (CORMON), des missions d'experts dans des laboratoires spécialisés ont été organisées en octobre 2025 et menées début décembre 2025. Ces missions ont pour objectif de renforcer les capacités d'analyse des institutions nationales qui rencontrent certaines difficultés techniques persistantes pour communiquer des données de suivi de haute qualité. Les laboratoires nécessitant une aide ciblée ont été initialement recensés par l'AIEA/MESL. En juin 2025, une sélection préliminaire des laboratoires compétents IMAP désignés a été effectuée sur la base des critères suivants : i) désignation antérieure en tant que laboratoire compétent IMAP pour la participation aux essais d'étalonnage (PT) ; ii) performances en matière d'essais d'étalonnage (PT) au cours des dix dernières années, d'après le répertoire des laboratoires compétents IMAP ; iii) historique des visites de missions d'experts reçues au cours des dix dernières années ; iv) participation institutionnelle à la coopération technique (TC) au cours des dix dernières années, d'après le répertoire des laboratoires compétents IMAP. Cette analyse multicritère a permis d'établir un classement préliminaire par ordre de priorité de trois laboratoires candidats pour l'analyse des oligo-éléments (TE) et de trois autres pour l'analyse des contaminants organiques, jugés comme étant ceux qui avaient le plus besoin d'une intervention technique.

48. En étroite collaboration avec MED POL, les performances de ces laboratoires candidats prioritaires lors de l'évaluation comparative de 2025 ont fait l'objet d'un examen approfondi en octobre 2025. Cet exercice a permis de finaliser la sélection des institutions qui tireraient le plus grand bénéfice d'une mission d'experts chargée d'identifier les lacunes. La sélection finale a pris rigoureusement en compte les intérêts nationaux tout en garantissant une répartition géographique équilibrée dans l'ensemble de la région méditerranéenne.

49. En conséquence, deux missions ciblées visant à recenser les lacunes ont été menées dans des laboratoires nationaux participant activement aux programmes nationaux de surveillance de l'environnement marin dans le cadre de l'indicateur commun n° 17 de l'IMAP. Ces missions ont été menées à bien dans un laboratoire désigné en Turquie et dans un laboratoire désigné en Bosnie-Herzégovine.

50. Des consultations techniques avec les interlocuteurs institutionnels désignés ont été lancées en octobre 2025 afin d'optimiser l'efficacité logistique et opérationnelle de la mission. Conformément au champ d'application convenu avec MED POL, l'objectif principal de ces visites sur place était de permettre aux experts de l'AIEA/MESL d'apporter une assistance technique concrète. Il s'agissait notamment d'identifier les besoins spécifiques en matière d'infrastructures (par exemple, les besoins d'acquisition d'équipements d'analyse) et les lacunes en matière de connaissances, dans le but ultime de renforcer les capacités institutionnelles à long terme pour appliquer des méthodologies d'analyse normalisées et les Bonnes pratiques de laboratoire (BPL), dans le strict respect des exigences de qualité des données de l'IMAP.

51. Les rapports officiels de mission ont été établis en vue de leur transmission aux points focaux nationaux MED POL respectifs par l'intermédiaire de MED POL. Sur le plan structurel, les deux institutions d'accueil ont fait preuve d'un haut niveau de transparence institutionnelle, ont accueilli favorablement l'assistance technique et ont collaboré de manière constructive avec les experts invités. Les lacunes opérationnelles spécifiques constatées variaient considérablement d'une institution à l'autre, notamment en ce qui concerne l'analyse des contaminants organiques. Afin de respecter les protocoles de confidentialité, les conclusions spécifiques à chaque établissement ne sont pas divulguées dans le présent document de réunion et sont destinées à être communiquées exclusivement aux points focaux nationaux MED POL concernés.

52. Les Parties contractantes concernées (la Bosnie-Herzégovine et la Turquie) sont vivement invitées à examiner les rapports confidentiels d'identification des lacunes avec leurs laboratoires nationaux respectifs. Ils devraient élaborer une feuille de route ciblée afin de combler les lacunes identifiées en matière d'infrastructures et de connaissances, notamment en ce qui concerne l'acquisition du matériel de laboratoire nécessaire et la mise en œuvre des bonnes pratiques de laboratoire (BPL) requises pour l'indicateur commun n° 17 de l'IMAP.

53. Les points focaux nationaux MEDPOL doivent assurer le suivi auprès des laboratoires IMAP désignés qui ont participé aux essais de performance mais qui continuent de présenter des lacunes persistantes en matière de performances analytiques, nécessitant un soutien technique.

5 Évaluation des capacités des laboratoires nationaux de l'IMAP

54. Conformément au programme de renforcement des capacités mis en place par le PNUE/PAM-AIEA/MESL, une évaluation semestrielle des capacités des laboratoires nationaux de l'IMAP a été menée au cours de l'exercice biennal 2024-2025. L'objectif de cette évaluation était d'analyser les capacités analytiques, techniques et d'assurance qualité des laboratoires désignés pour soutenir la mise en œuvre des indicateurs communs 13, 14, 17, 18 et 20 de l'IMAP, ainsi que d'identifier les besoins prioritaires en vue de futures activités de renforcement des capacités.

55. Au total, cinq questionnaires portant sur les indicateurs communs 13 et 14, 17 (TE et OC évalués séparément), 18 et 20 ont été finalisés en novembre 2025 et distribués aux laboratoires désignés dans le cadre du programme IMAP Pollution par l'intermédiaire des points focaux MED POL. Des questionnaires remplis ont été reçus de la part de 10 pays, dont 9 ont fourni des réponses complètes. Au total, 31 questionnaires ont été renvoyés par 18 laboratoires désignés par l'IMAP Pollution (contre 39 questionnaires provenant de 25 laboratoires en 2023 et 64 questionnaires provenant de 36 laboratoires en 2021).

56. L'évaluation semestrielle des laboratoires désignés dans le cadre du programme IMAP « Pollution » confirme que la région méditerranéenne dispose d'une capacité d'analyse importante pour soutenir la mise en œuvre de l'IMAP. Plusieurs laboratoires respectent des normes internationales rigoureuses, disposent d'équipements de pointe, appliquent des méthodes validées et affichent d'excellents résultats lors des exercices d'évaluation des performances, notamment en ce qui concerne les oligo-éléments.

57. Toutefois, cette évaluation met en évidence des disparités importantes entre les Parties contractantes, avec une distinction claire entre les capacités nationales avancées, intermédiaires et non évaluables. Une limite majeure réside dans la participation partielle à cet exercice d'évaluation, ce qui limite la représentativité des conclusions relatives à l'état de l'environnement marin régional et reflète les difficultés persistantes en matière de coordination institutionnelle et de communication des informations.

58. Dans l'ensemble des laboratoires ayant transmis des données, les problèmes transversaux suivants ont été identifiés :

- Une mise en œuvre inégale des procédures d'assurance qualité et de contrôle qualité, notamment une utilisation limitée des matériaux de référence, une participation variable aux programmes d'essais interlaboratoires et une validation incomplète des méthodes ;
- Respect partiel des directives de surveillance IMAP, notamment en raison d'une couverture incomplète des paramètres obligatoires ;
- Des capacités d'analyse inégales selon les indicateurs, avec de meilleurs résultats pour les oligo-éléments par rapport aux contaminants organiques, aux nutriments et à la sécurité sanitaire des produits de la mer ;
- Transmission des données au système d'information IMAP insuffisante et irrégulière, notamment en ce qui concerne les métadonnées relatives à l'assurance qualité et au contrôle qualité.

59. Si des progrès notables ont été réalisés au titre de l'indicateur commun 17 (contaminants), la mise en œuvre des autres indicateurs, notamment les indicateurs communs 13 et 14 (eutrophisation), 18 (biomarqueurs) et 20 (contaminants présents dans les produits de la mer), reste partielle et inégale à l'échelle de la région.

60. Dans l'ensemble, les résultats montrent que la région fonctionne actuellement comme un réseau de laboratoires nationaux présentant des niveaux de maturité variables. Dans ce contexte, les actions prioritaires devraient notamment consister à renforcer la participation et la communication de données par toutes les Parties contractantes, à garantir une participation systématique aux programmes d’essais d’aptitude, à améliorer la qualité des données transmises au système d’information de l’IMAP, à développer les activités ciblées de renforcement des capacités et à veiller à la mise en œuvre intégrale de tous les indicateurs de pollution de l’IMAP. Il sera essentiel de répondre à ces priorités pour améliorer la fiabilité, la comparabilité et la pertinence politique des données de surveillance, et pour favoriser une évaluation régionale efficace de l’environnement marin dans le cadre de l’IMAP.

Annexe I :

Références

UNEP/MAP. Integaretd Monitoring and Assessment Data Standards and Dictionaries. https://imapinfosystem.info-rac.org/app/#/standard

UNEP/MAP (2025). UNEP/MED WG.630/1. Updated IMAP Guidance Fact Sheets , Appendix 3.

UNEP/MAP (2025). Decision IG.27/6 on the Ecosystem Approach (EcAp) Policy and Roadmap 2026–2035 and the Integrated Monitoring and Assessment Programme for the Mediterranean Sea and Coast

IAEA-Marine Environmental Studies Laboratory / UNEP/MAP MED POL. (2022). Integrated Monitoring and Assessment Programme (IMAP) Monitoring Guidelines. https://www.iaea.org/about/organizational-structure/department-of-nuclear-sciences-and-applications/division-of-iaea-environment-laboratories/marine-environmental-studies-laboratory/unep-map-med-pol-integrated-monitoring-and-assessment-programme-imap-monitoring-guidelines

International Organisation for Standardisation, Guide 13528 (2005), Statistical Methods for Use in Proficiency Testing by Interlaboratory Comparisons, ISO, Geneva, Switzerland.

International Organization for Standardization, ISO/IEC 17025:2017. General requirements for the competence of testing and calibration laboratories, Geneva, (2017).

Appendix 7

Updated Guidance Factsheet for Ecological Objective 10 Common Indicators 22, 23 and 24

Table of Contents

1. Introduction..... 2

2. Guidance Factsheet on IMAP Common Indicator 22..... 3

3. Guidance Factsheet on IMAP Common Indicator 23..... 14

4. Guidance Factsheet on IMAP Common Indicator 24..... 40

1. Introduction

1. Ecosystem Approach (EcAp) was adopted in the Mediterranean in 2008 during the 15th Meeting of the Contracting Parties (Decision IG.17/6, COP 15, Almeria, Spain), whereas the Ecological Objectives (EOs) and Indicators (CIs) were adopted in 2012 during COP17 (Decision IG.20/4, Paris, France) and the respective Good Environmental Status (GES) Definitions and Proposed Targets were adopted in 2013 during COP18 (Decision IG.21/3, Istanbul, Türkiye).

2. The Integrated Monitoring and Assessment Programme of the Mediterranean Sea and Coast and Related Assessment Criteria (IMAP) was adopted in 2016 during COP19 (Decision IG.22/7, COP19, Athens, Greece) detailing the monitoring requirements for all EOs, including for EO 10 focusing on Marine Litter.

3. Following the adoption of IMAP, Guidance Factsheets (GFSs) were progressively developed for the IMAP Common Indicators to support harmonized monitoring and assessment across the Mediterranean region. These GFS provide the methodological framework for assessing environmental status, evaluating progress towards GES, and supporting integrated assessments for all EOs at the level of the Mediterranean Sea and Coast. The first version of the GFS were developed in 2017.

4. Since 2016, Contracting Parties have developed and operationalized national IMAP-based monitoring programmes for all EOs and respective CIs. During the second phase of IMAP implementation (2016–2021), significant progress was achieved in strengthening monitoring and assessment capacities at national, subregional, and regional levels. This included the refinement of GES definitions and targets, further development of assessment criteria and scales, implementation of integrated environmental assessments, harmonization of monitoring practices, and advances in data management and quality assurance and quality control (QA/QC).

5. These efforts enabled UNEP/MAP Barcelona Convention Secretariat and its Contracting Parties to prepare key regional assessment products, most importantly the 2017 and 2023 Mediterranean Quality Status Reports (MED QSRs). The 2023 MED QSR represented a major milestone in IMAP implementation, applying an integrated assessment approach structured around the EOs and CIs and building upon the methodologies established in the approved GFSs. To be noted that the marine litter chapters of the 2023 MED QSR were prepared based on data exclusively submitted by the Contracting Parties to the Barcelona Convention through IMAP Info System.

6. In parallel, UNEP/MAP has undertaken a range of initiatives to strengthen the science-policy interface and support the effective implementation of IMAP across its three clusters: Biodiversity and Non-Indigenous Species, Pollution and Marine Litter, and Coast and Hydrography.

7. At the 24th Meeting of the Contracting Parties (COP 24), held in December 2025, the EcAp Policy and Roadmap 2026–2035 was adopted (Decision IG.27/6), including the Third Cycle of IMAP.

8. Marine litter monitoring builds also on the monitoring requirements as provided for in the updated Regional Plan on Marine Litter Management in the Mediterranean (Decision IG. 25/9, COP 22).

9. The current layout of Common Indicators under EO10 is provided hereunder:

- Common Indicator 22: Trends in the amount of litter washed ashore and/or deposited on coastlines;
- Common Indicator 23: Trends in the amount of litter in the water column including microplastics and on the seafloor;
- Common Indicator 24: Trends in the amount of litter ingested by marine organisms and in the number of individuals entangled in marine litter;
- Common Indicator 28: Trends in the amount of litter coming from riverine sources.

10. In accordance with Decision IG.27/6 and the requirements of the third cycle of IMAP, national IMAP-based monitoring programmes are to be updated by 2026 – under the support of the EU-funded EcAp MED PLUS Project – to ensure full alignment.

11. Building on the experience gained since 2016 and the advances achieved through successive monitoring and assessment cycles, the present document provides the revised GFSs for IMAP Common Indicators 22, 23 and 24.

12. The revised GFSs aim to support Contracting Parties in the implementation of their national monitoring programmes, promote harmonized regional and sub-regional assessments, and contribute to the achievement of GES in the Mediterranean Sea and Coast.

2. Guidance Factsheet on IMAP Common Indicator 22 (Trends in the amount of litter washed ashore and/or deposited on coastlines ~~Trends in the amount of litter in the water column including microplastics and on the seafloor~~)

Common indicator 22: Trends in the amount of litter washed ashore and/or deposited on coastlines (including analysis of its composition, spatial distribution and, where possible, source).

	Related Ecological Objective: (EO 10) Marine and coastal litter do not adversely affect the coastal and marine environment	
Indicator Title	*Common Indicator 22: Trends in the amount of litter washed ashore and/or deposited on coastlines (including analysis of its composition, spatial distribution and, where possible, source).*	
Relevant GES definition	**Related Operational Objective**	**Target(s)**
Number/amount of marine litter items on the coastline do not have negative impact on human health, marine life and ecosystem services.	10.1 The impacts related to properties and quantities of marine litter in the marine environment and coastal environment are minimized	Decreasing trend in the number of/amount of marine litter (items) deposited on the coast.
Rationale		
Marine litter found on the coastlines (washed ashore and/or deposited) is one of the most obvious signs of marine litter pollution. Beach marine litter originates from major land-based (tourism, recreation, illegal fly tipping, waste disposal sites,) and sea-based (commercial shipping, fisheries activities, pleasure crafts and off-shore installations) sources following very diverse pathways to reach the marine environment (e.g. input from rivers, sewage and storm water outflows, etc.). Beach marine litter items may range from very large items (metres) down to smaller pieces and fragments i.e. macro-litter (≥25 mm), meso-litter (5-25 mm), micro-litter (≤5 mm), and nano-litter (< 1000 µm) (GESAMP ~~2017~~2019). Surveys of litter stranded on the coastline are a primary tool for monitoring the load of litter in the marine environment and have been used world-wide to quantify and describe marine litter pollution (Review in ~~Galgani et al.~~MSFD Technical Group on Marine Litter, 2023~~JRC, 2011~~). The results of the surveys, in a later stage, shall be used to assess the effectiveness of management or mitigation measures, identify the sources and activities leading to pollution from marine litter and determine threats to marine biota and ecosystems ~~(Cheshire et al., 2009)~~ (Haseler et al., 2025). ~~.~~ The overviews by UNEP (Cheshire et al. 2009), ~~-~~National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) (Opfer et al., 2012), ~~-~~GESAMP (2019), and the EU Technical Group on Marine Litter (TGML) ~~(Galgani et al.~~, 2023) are the most comprehensive and useful overviews for monitoring methods on the coast. The UNEP overview includes a comprehensive comparison of existing marine litter survey and monitoring methods and protocols in which beach surveys were assessed (Cheshire et al., 2009). The EU Marine Strategy Framework Directive (MSFD) TGML published the updated Guidance Document on Monitoring of Marine Litter in European Seas (202~~1~~3) which proposes a common implementation strategy for the MSFD on several aspects of marine litter. The~~-~~IPA Adriatic DeFishGear and Interreg Plastic Busters MPA Projects ~~IPA Adriatic DeFishGear~~[1] ~~project~~ haves ~~also~~ developed comprehensive guidelines for monitoring marine litter in the ~~Adriatic Ionian macro- region~~ Mediterranean Sea, while a marine litter assessments are ~~is~~ already available ~~for the Adriatic and Ionian Seas~~ (Vlachogianni et al., 2017, UNEP, ~~2025~~2024), also including an analysis of Beach Litter monitoring strategies (Cesarano et al., 2023), and mass budget (Segure an Sonke, 2025). Trend analysis for Mediterranean European beaches, also shows an improvement in the environmental status of the Northern Mediterranean coastline with a 49% decrease of Single Use Plastics between 2015 and 2021 (~~MSFD~~European Commission et al., 2024).~~-~~		

The 2023 Mediterranean Quality Status Report (MED QSR) (UNEP, 2024) provides the first attempt towards ~~integrated~~integrating a GES/non-GES assessment for beach marine litter in the Mediterranean region. It clearly reveals that the monitoring efforts in the Mediterranean region and within each sub-regions vary significantly, and further alignment is required. A total of 931 beach surveys were conducted, collecting approximately 300,000 marine litter items from the Mediterranean coastline (Figure 7a). Only 16% of monitored beaches achieved Good Environmental Status (GES), with 79% not meeting GES criteria. Of the latter, 29% were classified as poor and 25% as bad. Beach litter concentration varied significantly, ranging from 8 to 47,361 items per 100 meters, with an average of 961 ± 3664 items per 100 meters. The Central Mediterranean had the least beach litter (32% of 22 beaches monitored achieved GES). The Adriatic, Eastern, and Western Mediterranean had similar distributions of beaches under GES (14-16%) and non-GES (84-86%). The most common items were plastic/polystyrene pieces (2.5 cm – 50 cm), cigarette butts and filters, and plastic caps and lids, comprising approximately 60% of recorded litter. Overall, 16% of the monitored beaches achieve GES, 79% do not achieve GES of which 29% fall under the poor status class and 25% under the bad status. ~~Typically, plastic/polystyrene pieces (2.5 cm – 50 cm) are the most commonly found marine litter items in the Mediterranean, followed by cigarette butts and filters, and plastic caps and lids. These 3 items account for approximately 60% of the recorded marine litter.~~

When designing marine litter surveys it is necessary to differentiate between standing-stock surveys, where the total load of litter is assessed during a one-off count, and the assessment of accumulation and loading rates during regularly repeated surveys of the same stretch of beach with initial and subsequent removal of litter. Both types of survey provide information on the amount and types of marine litter, however, only the accumulation surveys provide information on the rate of deposition of litter and trends in litter pollution.

The type of survey selected (i.e., strandline surveys, cleaning and regular surveys) depends on the objectives of the assessment and on the magnitude of the pollution on the coastline. ~~A single survey method has been recommended by TGML with different spatial parameters for light to moderately polluted coastline and for heavily polluted coastlines.~~

~~Scientific~~ References

- Cesarano, C., G. Aulicino, C. Cerrano, M. Ponti, S. Puce, 2023. Marine beach litter monitoring strategies along Mediterranean coasts. A methodological review. Mar. Pollut. Bull., 186 (2023), Article 114401, 10.1016/j.marpolbul.2022.114401
- Cheshire, A. C., Adler, E., Barbière, J., ~~Cohen, Y., Evans, S., Jarayabhand, S., Jeftic, L., Jung, R.T., Kinsey, S., Kusui, E.T., Lavine, I., Manyara, P., Oosterbaan, L., Pereira, M.A., Sheavly, S., Tkalin, A., Varadarajan, S., Wenneker, B., Westphalen, G~~et al.~~.~~, 2009. UNEP/IOC Guidelines on Survey and Monitoring of Marine Litter. UNEP Regional Seas Reports and Studies 186 (IOC Technical Series No. 83): 120.
- European Commission (2017). Commission Decision (EU) 2017/848 laying down criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters.
- GESAMP (Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection), (2019), Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter and microplastics in the ocean, Reports and Studies GESAMP No 99, UNEP, Nairobi, 130 pages, (P. Kershaw, A. Turra, F. Galgani editors)
- ~~GESAMP (2016). "Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment" (Kershaw, P.J., and Rochman, C.M., eds). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 93, 220 p~~.
- Haseler, M., Ben Abdallah, L., El Fels, L., et al. (2025). Assessment of beach litter pollution in Egypt, Tunisia and Morocco: sources, composition and implications for management in the Mediterranean. Environmental Science and Pollution Research.

- IPA-Adriatic DeFishGear project, 2014. Methodology for Monitoring Marine Litter on Beaches (Macro-Debris >2.5 cm).
- ~~IPA-Adriatic DeFishGear project, 2014. Methodology for Monitoring Marine Litter on the Sea Surface-Visual observation (> 2.5 cm).~~
- ~~IPA-Adriatic DeFishGear project, 2014. Methodology for Monitoring Marine Litter on the Seafloor (continental shelf) - bottom trawl surveys.~~
- ~~IPA-Adriatic DeFishGear project, 2014. Methodology for Monitoring Marine Litter on the Seafloor (Shallow coastal waters 0 - 20 m) - Visual surveys with SCUBA/snorkelling.~~
- ~~JRC, 2011. Marine Litter Technical Recommendations for the Implementation of MSFD Requirements. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability EUR 25009 EN, pp. 66. doi: 10.2788/92438.~~
- ~~JRC, 2013. Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas. JRC Scientific and Policy Reports EUR 26113 EN, pp. 126. doi: 10.2788/99475.~~
- ~~Galgani, F., Ruiz-Orejón, L. F., Ronchi, F.,et al., 2023. Guidance on the Monitoring of Marine Litter in European Seas-An update to improve the harmonised monitoring of marine litter under the Marine Strategy Framework Directive, EUR 31539 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2023, doi:10.2760/59137, JRC133594.~~
- MSFD Technical Group on Marine Litter, Galgani, F., Ruiz-Orejón, L. F., Ronchi, F., Tallec, K., Fischer, E. K., Matiddi, M., Anastasopoulou, A., Andresmaa, E., Angiolillo, M., Bakker Paiva, M., Booth, A. M., Buhhalko, N., Cadiou, B., Clarò, F., Consoli, P., Darmon, G., Deudero, S., Fleet, D., Fortibuoni, T., Fossi, M.C., Gago, J., Gérigny, O., Giorgetti, A., González-Fernández, D., Guse, N., Haseler, M., Ioakeimidis, C., Kammann, U., Kühn, S., Lacroix, C., Lips, I., Loza, A. L., Molina Jack, M. E., Norén, K., Papadovannakis, M., Pragnel-Raasch, H., Rindorf, A., Ruiz, M., Setälä, O., Schulz, M., Schultze, M, Silvestri, C., Soederberg, L., Stoica, E., Storr-Paulsen, M., Strand, J., Valente, T., van Franeker, J., van Loon, W. M. G. M., Vighi, M., Vinci, M., Vlachogianni, T., Volekaert, A., Weiel, S., Wenneker, B., Werner, S., Zeri, C., Zorzo, P., and Hanke, G., Guidance on the Monitoring of Marine Litter in European Seas An update to improve the harmonised monitoring of marine litter under the Marine Strategy Framework Directive, EUR 31539 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2023, ISBN 978-92-68-04093-5, doi:10.2760/59137, JRC133594.
- ~~MSFD TECHNICAL GROUP ON MARINE LITTER (Hanke, G., Walvoort, D., Ruiz-Orejon, L.F., Van Loon, W.M.G.M., Giorgetti, A., Molina Jack, M.E. and Vinci, M., 2024. European Coastline Macro Litter Trends 2015-2021, https://data.europa.eu/doi/10.2760/0752301, JRC138907.~~
- European Commission, Joint Research Centre, MSFD Technical Group on Marine Litter, Hanke, G., Walvoort, D., Ruiz-Orejón, L. F., van Loon, W. M. G. M., Giorgetti, A., Molina-Jack, M. E., Vinci, M., European Coastline Macro Litter Trends 2015–2021, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2025, https://data.europa.eu/doi/10.2760/0752301, JRC138907.
- ~~—~~
- Opfer, S., Arthur, C. and Lippiatt, S., 2012. NOAA Marine Debris Shoreline Survey Field Guide. National Oceanic and Atmospheric Administration.Vlachogianni, Th., Zeri, Ch., ~~Ronchi, F., Fortibuoni, T., Anastasopoulou, A., 2017. Marine Litter Assessment in the Adriatic and Ionian Seas. IPA-Adriatic DeFishGear Project, MIO-ECSDE, HCMR and ISPRA. pp. 180 (ISBN: 978-960-6793-25-7)~~
- Segur, T. Sonke, J. E., 2025. Terrestrial and marine plastic pollution outlook in the Mediterranean region: a box-model approach based on OECD policy scenarios, Biogeosciences, 22, 19, 5139--5156, DOI = {10.5194/bg-22-5139-2025}
- United Nations Environment Programme (2024). Mediterranean Quality Status Report: The state of the Mediterranean Sea and Coast from 2018-2023. Athens. https://wedocs.unep.org/20.500.11822/46733UNEP/MAP (2025). Decision IG.27/6: Ecosystem Approach (EcAp) Policy and Roadmap 2026–2035 and Integrated Monitoring and Assessment Programme for the Mediterranean Sea and Coast (IMAP). UNEP/MED IG.27/21.
- Vlachogianni, Th., Zeri, Ch., Ronchi, F., Fortibuoni, T., Anastasopoulou, A., 2017. Marine Litter Assessment in the Adriatic and Ionian Seas. IPA-Adriatic DeFishGear Project, MIO-ECSDE, HCMR and ISPRA. pp. 180 (ISBN: 978-960-6793-25-7).

Policy Context and targets (other than IMAP)

Policy context description

~~The UN Environment / Mediterranean Action Plan Barcelona Convention Regional Plan on Marine Litter Management in the Mediterranean Region is the first ever legally binding regional plan adopted by a Regional Sea Convention (Decision IG. 21/7) that addresses marine litter management in regional level in a coherent manner and sets out legally binding measures at regional and national level, and implementation timetables. The main objective of the Regional Plan on Marine Litter Management in the Mediterranean is to prevent and reduce marine litter generation and its impact on marine and coastal environment in order to achieve good environmental status (GES) as per the relevant Mediterranean ecological objectives and ecosystem approach based Marine Litter related targets adopted by UN Environment / Mediterranean Action Plan in 2012 and 2013 during the 17th and 18th Meeting of the Contracting Parties of the Barcelona Convention consecutively. Moreover, through its Articles: 11 "Assessment of Marine Litter in the Mediterranean" and 12 "Mediterranean Marine Litter Monitoring Programme", the Regional Plan on Marine Litter includes a series of specific provisions for the countries for monitoring and assessment of marine litter i.e. assess the state of marine litter, the impact to marine and coastal environment and human health, the socio-economic aspects of marine litter management, the development of marine litter data banks, the development of national monitoring programmes on marine litter etc.~~

~~The EU MSFD (2008/56/EC) requires European Member States to develop strategies that should lead to programmes of measures to achieve or maintain GES in European Seas. MSFD sets the framework for Member States to achieve by 2020 GES for their marine waters, considering 11 descriptors. Descriptor 10 focuses on marine litter, stating that GES is achieved only when "Properties and quantities of marine litter do not cause harm to the coastal and marine environment".~~

The UNEP/MAP - Barcelona Convention Regional Plan on Marine Litter Management in the Mediterranean Region was the first legally binding regional plan adopted under a Regional Sea Convention (Decision IG.21/7) specifically addressing marine litter management through coordinated regional and national measures and implementation timetables. Its main objective is to prevent and reduce marine litter generation and its impact on the marine and coastal environment in order to achieve and maintain Good Environmental Status (GES), in line with the Ecosystem Approach (EcAp) adopted under the Barcelona Convention framework.

Substantive amendments to the Regional Plan on Marine Litter Management in the Mediterranean in the Framework of Article 15 of the Land Based Sources Protocol were introduced and approved in 2021 during COP22 (Antalya, Türkiye)

Since the adoption of the EcAp in 2008 and the establishment of the Integrated Monitoring and Assessment Programme (IMAP) in 2016, the regional framework has evolved considerably. The recently adopted EcAp Policy and Roadmap 2026–2035 and respectively the third cycle of IMAP further reinforce the vision of a clean, healthy, climate-resilient and biodiverse Mediterranean Sea and Coast. The updated framework strengthens harmonised monitoring, assessment and reporting mechanisms, promotes science-policy integration, and enhances regional cooperation through IMAP-based national monitoring programmes and the Mediterranean Quality Status Report (MED QSR) process.

Under Ecological Objective 10 (EO10) on marine litter, updates were introduced focusing on strengthened common indicators addressing beach litter, floating and seafloor litter, riverine litter, microplastics, and impacts on marine organisms through ingestion and entanglement. Greater emphasis is also placed on harmonised data collection, quality-assured regional assessments, source-to-sea approaches, circular economy principles, and the implementation of updated National Action Plans (NAPs) and Programmes of Measures (PoMs). The 2023 MED QSR (UNEP, 2024)

highlighted the continuing pressures from plastic pollution and the need to accelerate measures to reduce marine litter inputs and strengthen ecosystem resilience in the Mediterranean region.

The EU Marine Strategy Framework Directive (MSFD) (2008/56/EC) requires European Member States to develop marine strategies and programmes of measures aimed at achieving or maintaining Good Environmental Status (GES) in European seas. The Directive establishes 11 qualitative descriptors for assessing marine environmental status, including Descriptor 10 on marine litter, which states that GES is achieved only when "properties and quantities of marine litter do not cause harm to the coastal and marine environment". Since its adoption, the MSFD framework has evolved significantly. Commission Decision (EU) 2017/848 revised the criteria and methodological standards for assessing GES, strengthening harmonised approaches for marine litter monitoring and assessment across Member States. The revised framework introduced updated criteria and indicators for beach litter, seafloor litter, floating litter, microplastics, and impacts on marine organisms. In recent years, additional technical guidance and harmonised monitoring methodologies developed by the European Commission and the MSFD Technical Group on Marine Litter have further improved regional assessments, data harmonisation, and the development of threshold values. These developments are also increasingly aligned with broader EU policy frameworks, including the European Green Deal, the Circular Economy Action Plan, and the EU Plastics Strategy.

In parallel, the emerging EcAp Policy and Roadmap for the Mediterranean (2026–2035) reinforces alignment with the Mediterranean Strategy for Sustainable Development (2026–2035) and the 2030 Agenda for Sustainable Development, emphasizing ecological restoration, climate adaptation, pollution reduction, biodiversity protection, and the sustainable use of marine resources.

Indicator/Targets

~~UN Environment / Mediterranean Action Plan Decision IG.21/3 of the 18th Meeting of the Contracting Parties of the Barcelona Convention on the Ecosystem Approach including adopting definition of GES and targets proposes as target for Indicator 10.1.1: Decreasing trend in the number of/amounts of marine litter (items) deposited on the coast.~~

UNEP/MAP Decision Ig.27/3 (COP24, Cairo, Egypt, Dec. 2026) reaffirmed and updated the GES-related elements for IMAP EO10 including for CI22, detailing GES targets, baseline and threshold values and environmental targets.

Baseline Values for Beach Marine Litter: 369 items / 100m

Threshold value for Beach Marine Litter[1]: 130 items / 100m

- ~~Minimum value: 11 items/100m~~
- ~~Maximum value: 3600 items/100m~~
- ~~Mean value: 920 items/100m~~
- ~~Proposed Baseline: 450-1400 items/100m~~

~~Environmental Targets for Beach Marine Litter:~~

- ~~Types of Target: % of decrease~~
- ~~Minimum: Significant~~
- ~~Maximum: 30%~~
- ~~Reduction Targets: 20% by 2024~~

Environmental Targets:
Intermediate Environmental Target (IET) – 2026: 150 items/100m

[1] The methodology applied is detailed in UNEP/MED WG.514/7 "Updated Baseline Values and Proposal for Threshold Values for IMAP Common Indicator 22" (8th Meeting of the Ecosystem Approach Coordination Group, Videoconference, 9 September 2021).

_Final Environmental Target (IET) – 2030: 130 item/100m (i.e., equal with the threshold value)~~,~~

Indicator analysis methods

Indicator Definition

GES Definition: Number/amount of marine litter items on the coastline do not have negative impacts on human health, marine life and ecosystem services.

Methodology for indicator calculation

All items found on the survey unit (i.e. one or two 100m transects) should be entered on survey forms (i.e., MED POL Survey Form). On the survey form, each item is given a unique identification code. Data should ideally be entered on the survey form while picking up the litter. Collecting the litter first and identifying it later may alter numbers as collected litter tends to get more entangled or broken. Together with the survey forms, the beach characteristics should be registered in respective forms. UNEP/MAP MED POL has in place the "Beach ID Form".

A standard list of marine litter items should be used including all possible marine litter items. Several relevant lists exist. UNEP/MAP used the MED POL list of marine litter as updated in 2021 (UNEP/MED WG.490/6[2]) to included COVID-19 related items. An updated joint list ~~master list~~ of litter categories and items has been also developed by EU MSFD TGML. This joint~~master~~ list includes a list of categories and items to be recorded during beach litter surveys.

It has been strongly recommended to produce a regional photo guide including pictures of all litter items on the survey protocol. This will assist in the correct identification and allocation of recorded items.

Attentions should be also given on size limits and classes of the surveyed marine litter items. There are no upper size limits to litter recorded on beaches. The updated, third cycle of IMAP- (Decision IG.27/6) suggests a lower limit of 2.5 cm in the longest dimension for litter items monitored during beach surveys. However, in line with MSFD Technical Group on Marine Litter (2023), it is recommended to record the specific objects listed in Table x in all cases, even if they measure less than 2.5 cm.

Table x. Items that should be recorded during the macro litter surveys even if smaller than 2.5 cm in the longest dimension

Code	Name
J182	Metal fisheries-related weights/sinkers, and lures
J178	Metal bottle caps, lids and pull tabs from cans
J195	Metal household batteries
J21	Plastic caps/lids drinks
J100	Plastic medical/pharmaceuticals containers/tubes/packaging
J22	Plastic caps/lids chemicals, detergents (non-food)
J23	Plastic caps/lids unidentified
J24	Plastic rings from bottle caps/lids
J91	Plastic biomass holder from sewage treatment plants and aquaculture
J32	Plastic toys and party poppers
J60	Plastic fishing light sticks / fishing glow sticks including packaging
J257	Foamed plastic packaging
J27	Tobacco products with filters (cigarette butts with filters)
J131	Rubber band (small, for kitchen/household/post use)

[2] Addendum to the MED POL Beach Marine Litter Item List and their Data Standards and Data Dictionaries to include Two New COVID-19 Related Items (Single-Use Plastic Masks & Gloves)

J125 Rubber balloons Source: MSFD Technical Group on Marine Litter et al., 2023 Special attention should be drawn upon the environmental sound waste disposal of the collected litter from the Mediterranean coastlines. The removal of the beach marine litter ítems should be done according to specific rules and guidelines, also the proper waste disposal taking into account several factors, as for example that the weathered marine litter ítems cannot be recycled. Finally, monitoring activities should follow harmonised regional methodologies and quality assurance/quality control (QA/QC) procedures to support comparability of IMAP-based regional assessments. Particular attention should be given to standardised reporting through the IMAP InfoSystem and to the generation of quality-assured regional datasets enabling harmonised Mediterranean-scale assessments under the updated IMAP framework.
Indicator units Counts of items per item type per survey unit (i.e., items/100m) are recommended as the standard unit of litter to be assessed on the coastline. Survey unit is a fixed section of beach covering the whole area between the water edges (where possible and safe) or from the strandline to the back of the beach ~~(IMAP Integrated Monitoring and Assessment Guidance document **Error! Bookmark not defined.**)~~. • At least 1 section of 100m on the same beach, optimum 2 sections, are recommended for monitoring purposes ~~on lightly to moderately littered beaches~~; ~~• At least 2 sections of 100 m for heavily littered beaches (exceptionally 50m section with a normalization factor of up to 100m to ensure coherence).~~ ~~For assessing trends on marine litter, the percent (%) of decrease should be assessed.~~ For assessing trends on marine litter, harmonised trend-based assessments should be used to evaluate decreasing trends in the amount and distribution of marine litter over time, based on quality-assured regional datasets and consistent monitoring methodologies. OSPAR, ~~recommends~~ considers a minimum of 6 years monitoring is recommended in order to assess trends. The information on items/~~km~~^{2} 100m should be coupled with information on weight per different category. In cases where more than one section is selected, then a 50m separation zone, between the two transects, should be selected.
List of Guidance documents and protocols available • UN Environment / Intergovernmental Oceanographic Commission, Guidelines on Survey and Monitoring of Marine Litter (2009). • DeFishGear project, Methodology for Monitoring Marine Litter on Beaches Macro-debris (<2.5cm) (2015). • UN Environment /Mediterranean Action Plan, Integrated Monitoring and Assessment Programme Guidance document (2016) (UNEP(DEPI)/MED_IG.22/Inf.7) • ~~EU MSFD TGML, Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas (2013).~~ • ~~DeFishGear project, Methodology for Monitoring Marine Litter on Beaches Macro-debris (<2.5cm) (2015).~~ • GESAMP Guidelines or the monitoring and assessment of plastic litter and microplastics in the ocean (Kershaw P.J., Turra A. and Galgani F. editors) (2019) • The Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic (OSPAR) Guidelines for Monitoring Marine Litter on Beaches: Widely used standardized protocol for shoreline monitoring, including quality assurance and trend analysis.

- UNEP (2021) Monitoring Plastics in Rivers and Lakes: Guidelines for the Harmonization of Methodologies: Provides guidelines for the assessment of plastic contamination, from macro- to microplastics, in freshwater environments.
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) (2021) Marine Debris Monitoring and Assessment Project Shoreline Survey Guide
- EU MSFD TGML, Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas (Galgani et al., 2023).
- UNEP & Ocean Conservancy (2023) Global Community Science Beach Cleanup Guidelines: Guidance on how existing community science beach cleanup initiatives can contribute to measuring progress towards SDG indicator 14.1.1b.

Data Confidence and uncertainties

Stranding fluxes are also difficult to assess. Moreover, the majority of studies performed show a high variability in the density of marine litter depending on the use or characteristics of each beach. More work has also to be done on informing volunteer groups about the necessity to submit standardized research data for statistical purposes. In that respect clean-up programmes shall increase public knowledge of the scientific relevance of information and information sharing.

Quality Assessment and Quality Control for beach marine litter data is considered of primary importance. Any long-term marine litter assessment programme will require a specific and focussed effort to recruit and train field staff and volunteers. Consistent, high-quality training and standard data reporting are essential to ensure data quality and needs to explicitly include the development of operational (field based) skills. Standard data reporting sheets (i.e. IMAP Reporting Sheets) including a standardized list of marine litter items and also additional information (weather conditions, etc) commonly used at regional level should be promoted in order to maximize homogeneity on the collected data, make comparison possible, come up with most commonly observed items at regional and sub-regional level and thus assess the problem at regional level. Moreover, all the available training material should be used to train beach marine litter surveyors on surveying, monitoring and on general aspects of marine litter. Staff education programmes should incorporate specific information on the results and outcomes from the work so that staff and volunteers can understand the context of the litter assessment programme.

Quality assurance and quality control should be primarily targeted at education of the field teams to ensure that litter collection and characterization is consistent across surveys. Investment in communication and the training of the country/regional and local survey coordinators and managers is thus critical to survey integrity.

The quality assurance protocol of Ocean Conservancy's National Marine Debris Monitoring Program (USA) required a percentage of all locations to be independently re-surveyed immediately following the scheduled assessment of litter (Sheavly, 2007). The collected litter from the follow-up survey could then be added to that of the main collection and could be used to provide an estimate of the error level associated with the survey.

Quality assurance of beach litter monitoring in the Mediterranean is based on harmonized protocols developed under the EU MSFD and UNEP/MAP IMAP frameworks, supported by standardized methodologies, observer training, intercalibration exercises, regional reporting systems, and periodic Quality-control assessments to ensure comparability of data among Mediterranean countries (UNEP/MAP, 2016; ~~Galgani et al.~~MSFD Technical Group on Marine Litter, 2023). These efforts have been further strengthened through the Marine Litter MED II project*, which supported Mediterranean countries in implementing IMAP marine litter indicators through the development of common monitoring protocols, regional guidance documents, capacity-building activities, national training workshops, harmonized data reporting procedures, and pilot intercalibration exercises. Together, these initiatives have contributed significantly to improving the consistency, reliability, and regional comparability of beach litter datasets across the Mediterranean basin.

*https://www.unep.org/unepmap/what-we-do/projects/MarineLitterMED-II

Methodology for monitoring, temporal and spatial scope

Available Methodologies for Monitoring and Monitoring Protocols

The selection of survey sites should be based on the following criteria:

- A minimum length of 100m;
- Clear access to the sea (not blocked by breakwaters or jetties) such that marine litter is not screened by anthropogenic structures;
- Accessible to survey teams year-round, although some consideration needs to be;
- Ideally the site should not be subject to any other litter collection activities, although it is recognized that in many parts of Europe large scale maintenance cleaning is carried out periodically; in such cases the timing of non-survey related beach cleaning must be known such that litter flux rates (the amount of litter accumulation per unit time) can be determined.
- Survey activities should be conducted so as not to impact on any endangered or protected species such as sea turtles, sea birds or shore birds, marine mammals or sensitive beach vegetation; in many cases this would exclude national parks, but this may vary depending on local management arrangements.

Within the above constraints, the location of survey sites within each zone should be stratified such that counts are obtained from beaches subject to different litter exposures, including:

- Urban coasts may better reflect the contribution of land-based inputs;
- Rural coasts may better reflect background values for litter pollution levels
- Coasts close to major rivers, if downstream from the prevailing drift, may better reflect the contribution of riverine input to coastal litter pollution.

At least two surveys per year in winter and summer are recommended and ideally 4 surveys in spring, summer, autumn and winter. However, because of the large seasonal variation in amounts of litter washed ashore, initially a higher frequency of surveys may be necessary in order to identify significant seasonal patterns, which can then be considered when treating raw data for long-term trend analyses. Preferably, the surveys for all participating beaches in a given region should be carried out within the shortest timeframe possible within a survey period. Coordinators within these regions should try and coordinate the survey dates between beaches. Furthermore, a given beach should be surveyed on roughly the same day each year if possible.

It is very important to document and characterize the survey sites. As surveys should be repeated on exactly the same site the coordinates of the site should be documented. Permanent reference points must be used to ensure that exactly the same site will be monitored for all surveys. The start and end points of each survey unit can be identified by different methods. For example, numbered beach poles could be installed at the site or easily identifiable landmarks could be used. Coordinates obtained by GPS are useful for identifying the reference beaches especially where easily identifiable landmarks are lacking.

Counts of items per item type are recommended as the standard unit of litter to be assessed on the coastline. Once a beach is chosen, survey units can be identified. A survey unit is a fixed section of beach covering the whole area between the water edges (where possible and safe) or from the strandline to the back of the beach:

- At least 1 section of 100m on the same beach, optimum 2 sections, are recommended for monitoring purposes ~~on lightly to moderately littered beaches~~
- ~~At least 2 sections of 100 m for heavily littered beaches (exceptionally 50m section with a normalization factor of up to 100m to ensure coherence)~~

All items found on the survey unit should be entered on survey forms. On the survey forms, each item is given a unique identification number. Data should ideally be entered on the survey form

while picking up the litter. Collecting the litter first and identifying it later may alter numbers as collected litter tends to get more entangled or broken. Unknown litter or items that are not on the survey form should be noted in an appropriate "other item box". A short description of the item should then be included on the survey form. If possible, digital photos should be taken of unknown items so that they can be identified later and, if necessary, be added to the survey form.
There is no upper size limits to litter recorded on beaches. A lower limit of 2.5 cm in the longest dimension is recommended for litter items monitored during beach surveys. ~~This would ensure the inclusion of caps & lids and cigarette butts on any counts.~~
However, in line with MSFD Technical Group on Marine Litter (2023), it is recommended to record the specific objects listed in Table x in all cases, even if they measure less than 2.5 cm.

Table x. Items that should be recorded during the macro litter surveys even if smaller than 2.5 cm in the longest dimension

Code	Name
J182	Metal fisheries-related weights/sinkers, and lures
J178	Metal bottle caps, lids and pull tabs from cans
J195	Metal household batteries
J21	Plastic caps/lids drinks
J100	Plastic medical/pharmaceuticals containers/tubes/packaging
J22	Plastic caps/lids chemicals, detergents (non-food)
J23	Plastic caps/lids unidentified
J24	Plastic rings from bottle caps/lids
J91	Plastic biomass holder from sewage treatment plants and aquaculture
J32	Plastic toys and party poppers
J60	Plastic fishing light sticks / fishing glow sticks including packaging
J257	Foamed plastic packaging
J27	Tobacco products with filters (cigarette butts with filters)
J131	Rubber band (small, for kitchen/household/post use)
J125	Rubber balloons

Source: MSFD Technical Group on Marine Litter et al., 2023

Removal of litter should be carried out at the same time as monitoring the litter. Coupling removal with monitoring ensures better accuracy of reporting and enables comparison of litter accumulation over time; It also has the added advantage of leaving a clean beach. It is important to note that only the 100m ref section(s) need to be monitored and cleaned. Further areas of the beach can be cleaned without monitoring if surveyors/volunteers wish to do so. The litter collected should be disposed of properly. Regional or national regulations and arrangements should be followed. If these do not exist local municipalities should be informed. Larger items that cannot be removed (safely) by the surveyors should be marked, with for example paint spray (for marking trees) so they will not be counted again at the next survey.

*The Marine Litter MED II Project (2020-2023) | UNEPMAP

Available data sources

- National Monitoring Programmes
- INFO/RAC – IMAP Info System
- Mediterranean Sea - Beach litter aggregated datasets 2004/2024 v2025: https://emodnet.ec.europa.eu/geonetwork/srv/eng/catalog.search#/metadata/033a2c18-1cc8-4a92-837d-5ea57c0f7c12
- UNEP (United Nations Environment Programme) (2025). Mediterranean Quality Status Report: The state of the Mediterranean Sea and Coast from 2018-2023. Athens. https://wedocs.unep.org/20.500.11822/46733

- ~~European Environment Agency (EEA) Marine LitterWatch (MLW) Smartphone Application:~~
- ~~Hellenic Marine Environment Protection Association (HELMEPA):~~
- European Environment Agency (EEA) Marine LitterWatch (MLW) Smartphone Application: http://www.eea.europa.eu/themes/coast_sea/marine-litterwatch
- Legambiente International: http://international.legambiente.it/
- IPA Adriatic DeFishGear Project: http://www.defishgear.net/
- Ocean Conservancy, International Coastal Clean-up (ICC): http://www.oceanconservancy.org/our-work/international-coastal-cleanup/?referrer=https://www.google.gr/
- ~~Surfers Against Sewage: https://www.sas.org.uk/~~
- Surfrider Foundation Europe: https://www.surfrider.org/

Spatial scope guidance and selection of monitoring stations

Ideally the selected sites should represent litter abundance and composition for a given region. Not any given coastal site may be appropriate, as they may be limited in terms of accessibility, suitability to perform a survey (sand or rocks/boulders) and beach cleaning activities. If possible, the same criteria as the ones considered during the selection of the survey sites should be applied.

The location of survey sites should be selected in such a way that samples are obtained from beaches subject to different litter exposures, including:

- Urban coasts may better reflect the contribution of land-based inputs;
- Minimum settlement sites may better reflect background values for litter pollution levels;
- Coasts close to major rivers, if downstream from the prevailing drift, may better reflect the contribution of riverine input to coastal litter pollution.

Temporal Scope guidance

At least two surveys per year in spring and autumn are recommended and ideally 4 surveys in spring, summer, autumn and winter. However, because of the large seasonal variation in amounts of litter washed ashore, initially a higher frequency of surveys may be necessary in order to identify significant seasonal patterns, which can then be considered when treating raw data for long-term trend analyses.

Preferably, the surveys for all participating beaches in a given region should be carried out within the shortest timeframe possible within a survey period. Coordinators within these regions should try and coordinate the survey dates between beaches. Furthermore, a given beach should be surveyed on roughly the same day each year if possible.

It should be kept in mind that circumstances may lead to inaccessible and unsafe situations for surveyors: heavy winds, slippery rocks and hazards such as rain, snow or ice, etc. The safety of the surveyors must always come first. Dangerous or suspicious looking items, such as ammunition, chemicals and medicine should not be removed. Inform the police or authorities responsible. If working on remote beaches it is recommended to work with a minimum of two people.

Data analysis and assessment outputs

Statistical analysis and basis for aggregation

Basic analysis involves spreadsheet development, aggregations per category and type of marine litter items, mean values and corresponding standard deviation. Since there is no available long-term data at the moment, there is no statistical method recommended. Six years of monitoring is considered as the minimum to assess trends. Moreover, at present there is no agreed statistical method for recommending a minimum number of sites that may be representative for a certain length of coast. This depends greatly on the purpose of the monitoring, on the geomorphology of the coast and how many sites that meet the criteria described above are available. The representativeness of survey sites should be assessed in pilot studies, where initially large numbers of beaches are surveyed. Subsequently, selection of representative beaches from these sites should be made on the basis of a statistical analysis.

Expected assessments outputs

- Abundance of beach marine litter with detailed information on densities (items/100m transect and items/m2), different types of material and/or use;
- Temporal and spatial distribution;
- Identify sources;
- Most frequent items list found at regional and national level.

Known gaps and uncertainties in the Mediterranean

The lack of harmonized monitoring methods and the use of a common list of marine litter items found on beaches leads to several data uncertainties mainly attributed to the lack of comparison among sub-regions and also to give a complete view at basin scale. Comparison is difficult if different methods, different spatial and temporal scales, different size scales of litter items and different lists or categorization of litter items recorded on beaches are used. Moreover, data collection and data management are considered crucial towards minimizing data uncertainties. Data collation should be undertaken through dedicated database management systems, preferably at a regional level, under the control and direction of the local data managers. The EU MSFD TGML Guidance Document (~~Galgani et al.~~MSFD Technical Group on Marine Litter, 2023~~2013~~), highlights that the existence of such databases would ensure a high level of consistency within each region as well as create a hierarchy of quality assurance on data acquisition. Such a database should be developed and maintained for the Mediterranean.

Under the updated IMAP 2026–2035 framework, assessment criteria and threshold values are considered evolving and may be progressively refined as scientific knowledge, harmonized methodologies, and regional datasets continue to improve. Continued efforts are therefore needed to strengthen regional comparability, standardization of monitoring approaches, and integration of data into the IMAP InfoSystem.

Contacts and version Date: *UNEP/MAP ~~16 January 2017~~xxx xxxx 2026*

Key contacts within UN Environment for further information

- Ms Olfat Hamdan, MED POL Programme Management Officer, (olfat.hamdan@un.org~~Christos.Ioakeimidis@unep.org~~)

- ~~Ms Virginie Hart, Programme Officer, UN Environment/Mediterranean Action Plan, Mediterranean Pollution Assessment and Control Programme (MED POL) (Virginie.Hart@unep.org)~~
- Mr Christos Ioakemidis, QSR Programme Management officer (christos.ioakeimidis@un.org)
- Mr. Atila Uras, Senior Programme Officer (Scientific and Technical) (atila.uras@un.org)
- Ms Tatjana Hema, Coordinator, UN Environment/Mediterranean Action Plan (tatjana.hema@un~~ep~~.org)

Version No	Date	Author
V.1	28/04/2017	MEDPOL
V2	~~20~~15/06/2026	MED POL

3. Guidance Factsheet on IMAP Common Indicators 232 (Trends in the amount of litter in the water column including microplastics and on the seafloorTrends in the amount of litter washed ashore and/or deposited on coastlines)

Common indicator 23: Trends in the amount of litter in the water column including microplastics and on the seafloor

[A] Seafloor Marine Litter

	Related Ecological Objective: (EO 10) Marine and coastal litter do not adversely affect the coastal and marine environment	
Indicator Title	*Common Indicator 23: Trends in the amount of litter in the water column including microplastics and on the seafloor*	
Relevant GES definition	**Related Operational Objective**	**Target(s)**
Number/amount of marine litter items in the water surface and the seafloor do not have negative impacts on human health, marine life, ecosystem services and do not create risk to navigation	10.1. The impacts related to properties and quantities of marine litter in the marine and coastal environment are minimized	Decreasing trend in the number/amount of marine litter items in the water surface and the seafloor
Rationale		

Justification for indicator selection

The seafloor has been identified as an important sink for marine litter. From the existing information marine litter can be found in varying depths and places, showing considerable spatial variability. Most litter is comprised of high-density materials and hence sinks. Even low-density synthetic polymers such as polyethylene and polypropylene may sink under the weight of fouling or additives. Marine litter items may range from very large items (metres) down to smaller pieces and fragments i.e. macro-litter (≥25 mm), meso-litter (5-25 mm), micro-litter (≤5 mm), and nano-litter (< 1000 µm) (GESAMP 201~~6~~9).The Mediterranean Sea is a special case, as its shelves are not extensive and its deep sea environments can be influenced by the presence of coastal canyons. However there are several studies investigating the abundance of marine litter on the seafloor of the Mediterranean Sea (~~Galil et al., 1995; Galgani et al., 1996, 2000; Ioakeimidis et al., 2014; Pham et al., 2014; Ramirez-Llodra et al., 2013~~review in Pham et al., 2014; Ioakemidis et al., 2017; Vlachogianni et al., 2017; Spedicato et al., 2019; Galgani et al, 2022; UNEP, 2024; UNEP/MAP-SPA RAC, 2025).

The geographical distribution of litter on the seafloor is strongly influenced by hydrodynamics, geomorphology and human factors (Galgani et al., 2022; Pierdomenico et al., 2024, Hanke et al., 2025a). Litter that reaches the seafloor may already have been transported considerable distance, only sinking when weighted down by entanglement and fouling by a wide variety of bacteria, algae, animals and fine-grained accumulated sediments, and litter can then sink to the seafloor. The consequence is an accumulation of litter on specific seafloor locations in response to local sources and oceanographic conditions (Galgani et al., 2022; Pierdomenico et al., 2024, Hanke et al., 2025b; Kouvara et al., 2025)~~Galgani et al., 2000; Keller et al., 2010; Watters et al., 2010~~). Moreover, seafloor litter tends to become trapped in areas of low circulation. Once litter reaches the seafloor, it lies on the seafloor and it may even be partly buried in areas of very high sedimentation rate ~~(Ye and Andrady, 1991)~~. Taking also into account the persistence of most of litter materials (i.e. plastics) and thus the fact that many of the recorded marine litter may be present on the seafloor for year or even decades, then the monitoring of seafloor marine litter

becomes extremely important information regarding the abundance of small plastic particles accumulating in the deep-sea sediments is still very limited as only limited ~~few~~ studies exist on this field (review in Galgani et al., 2022~~Van Cauwenberghe et al., 2013; Woodall et al., 2014~~) and further work should be encouraged.

In 2018, the GFCM launched the monitoring and collection of data on marine litter in the Mediterranean and Black Sea, carried out within the framework of its programmes on discards and incidental catch of vulnerable species, as well as during the implementation of scientific surveys-at-sea. These activities follow established protocols (FAO, 2019b, 2019c; Carpentieri, Bonanno and Scarcella, 2020) and allow CPCs to voluntarily report common litter (e.g. bottles, bags) and fishing-related debris (e.g. ropes, net fragments), contributing to consistent data collection across the region. The different types of fishing gear show varying capacities to sample marine litter. Overall, preliminary results, which have involved substantial monitoring effort across all fishing gear types and GFCM subregions, confirm that marine litter interactions are widespread across all fishing gear and areas, with plastics representing by far the dominant component.

The 2023 Mediterranean Quality Status Report (UNEP, 2024) provided the first GES/nonGES assessment for marine litter including for seafloor marine litter (IMAP CI23). It reveals that seafloor litter concentrations ranged from 0 to 28,228 items per square kilometer, with an average of 570 ± 2,588 items per square kilometer. The majority (88%) of seafloor stations did not achieve GES, with 23% in poor and 53% in bad status classes. Western Mediterranean was most affected (100% non-GES), followed by Central Mediterranean (81% non-GES), Adriatic (65% non-GES), and Eastern Mediterranean (68% non-GES). Up to 10% of recorded litter was fishery-related items, including synthetic ropes/strapping bands (39%), fishing nets (27%), and fishing lines (25%), noting that while fishing gear is a small percentage of the marine litter, it has big effects, like ghost nets.

Common Indicator 23 / sea floor litter addresses trends in marine litter on the Mediterranean seafloor. Monitoring shall be based on harmonized regional methodologies covering seafloor habitats and sediments, supported by quality assurance and quality control procedures. Monitoring results should strengthen integrated assessments under IMAP and the MED QSR process.

Scientific References

- Cheshire A. C., et al. (2009). UNEP/IOC Guidelines on survey and monitoring of marine litter. 2009 UNEP Regional Seas Rpts & Studies, No. 186; IOC Tech. Ser. No. 83.
- GESAMP (Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection), (2019), Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter and microplastics in the ocean, Reports and Studies GESAMP No 99, UNEP, Nairobi, 130 pages, (P. Kershaw, A. Turra, F. Galgani editors)
- Galgani, F., Angiolillo, M., Gérigny, O. , et al., 2022. Marine Litter, Plastic, and Microplastics on the Seafloor . In Plastics and the Ocean: Origin, Characterization, Fate, and Impacts. Anthony L. Andrady (Ed.) Chap.6, pp.151-197, DOI:10.1002/9781119768432. et al., 2021. Wiley editor.
- Hanke, G., Canals, M., Nakajima, et al. (2025a). Out of sight, but not out of mind: Key issues regarding seafloor macrolitter monitoring: Issued by the expert community "International Seafloor Macrolitter Imaging and Quantification". *Marine Pollution Bulletin*, 221, 118500. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.118500
- Hanke, G., Canals, M., Vescovo, V., et al. (2025b) Marine litter in the deepest site of the Mediterranean Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 213, 117610.
- Ioakeimidis, C., Galgani, F., Papatheodorou, G., 2017. Occurrence of Marine Litter in the Marine Environment: A World Panorama of Floating and Seafloor Plastics . In Takada H., Karapanagioti H. (eds) 2017. Hazardous Chemicals Associated with Plastics in the Marine

Environment. The Handbook of Environmental Chemistry, vol 78. Springer, pp 93-120 (Springer Nature) . https://doi.org/10.1007/698_2017_22

- Kouvara, K., Lazou-Laskaridis, E., Xirotagarou, P., et al. (2025). Assessing marine litter and its ecological impact on the seafloor of Thermaikos Gulf (NE Mediterranean Sea, Greece): Insights from ROV and diver surveys. *Marine Pollution Bulletin*, 217, 118109.
- Pham CK, Ramirez-Llodra E, Alt CHS, Amaro T, Bergmann M, Canals M, Company JB, Davies J, Duineveld G, Galgani F, Howell KL, Huvenne VAI, Isidro E, Jones DOB, Lastras G, Morato T, Gomes-Pereira JN, Purser A, Stewart H, Tojeira I, Tubau X, Van Rooij D, Tyler PA, (2014). Marine litter distribution and density in European Seas, from the shelves to deep basins. PLoS One. 2014;9:e95839..
- Pierdomenico, M., A. Bernhardt, J.Eggenhuisen et al. (2023). Transport and accumulation of litter in submarine canyons: a geoscience perspective Frontiers in Marine Science, 10, DOI=10.3389/fmars.2023.1224859
- Spedicato, M.T., Zupa, W., Carbonara, P., et al., (2019). Spatial distribution of marine macro-litter on the seafloor in the northern Mediterranean Sea: the MEDITS initiative. *Sci. Mar.* 83(S1), 257–270. https://doi.org/10.3989/scimar.04987.14AUNEP/MAP-SPA RAC, 2025. State of Managment practices on fishing vessels in the Mediterranean Sea. Reviews of common sources, regulatory frameworks, and waste port reception facilities. By francois Galgani, Edition SPA RAC, Tunis 101 pages. etat-des-pratiques-de-gestion-des-dechets-sur-les-navires-de-peche-en-mer-mediterranee-examen-des-sources-courantes-des-cadres-reglementaires-et-des-installations-portuaires-de-reception-des-dechets
- Vlachogianni, Th., Zeri, Ch., Ronchi, F., Fortibuoni, T., Anastasopoulou, A., 2017. Marine Litter Assessment in the Adriatic and Ionian Seas. IPA-Adriatic DeFishGear Project, MIO-ECSDE, HCMR and ISPRA. pp. 180 (ISBN: 978-960-6793-25-7).
- United Nations Environment Programme (2024). Mediterranean Quality Status Report: The state of the Mediterranean Sea and Coast from 2018-2023. Athens. https://wedocs.unep.org/20.500.11822/46733
- FAO. 2025. The State of Mediterranean and Black Sea Fisheries 2025. General Fisheries Commission for the Mediterranean. Rome.
- ~~Galgani F, Jaunet S, Campillo A, Guenegen X, His E (1995) Distribution and abundance of debris on the continental shelf of the North-Western Mediterranean Sea. Mar Pollut Bull. 30:713–717.~~
- ~~Galgani F., Souplet A., Cadiou Y. (1996). Accumulation of debris on the deep floor off the French Mediterranean coast. Marine Ecology Progress Series 142(1-3):225-234.~~
- ~~Galgani, F., Leaute, J.P., Moguedet, P., Souplet, A., Verin, Y., Carpentier, A., Goraguer, H., Latrouite, D., Andral, B., Cadiou, Y., Mahe, C., Poulard, J.C., Nerisson, P. (2000). Litter on the Sea Floor Along European Coasts. Marine Pollution Bulletin, Vol. 40, No. 6, pp. 516-527.~~
- ~~Galil, B.S., Golik, A., Turkay, M. (1995). Litter at the Bottom of the Sea: A Sea Bed Survey in the Eastern Mediterranean. Marine Pollution Bulletin, Vol. 30, No. 1, pp. 22-24.GESAMP (2016). "Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment" (Kershaw, P.J., and Rochman, C.M., eds). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 93, 220 p.~~
- ~~Goldberg, E.D., 1995. The health of the oceans - a 1994 update. Chemical Ecology 10, 3-8.~~
- ~~Ioakeimidis C, Zeri C, Kaberi H, Galatchi M, Antoniadis K, Streftaris N, Galgani F, Papathanassiou E, Papatheodorou G. A comparative study of marine litter on the seafloor of coastal areas in the Eastern Mediterranean and Black Seas. Mar Pollut Bull. 2014;89:296-304.Katsanevakis S, Katsarou A (2004) Influences on the distribution of marine debris on the seafloor of shallow coastal areas in Greece (Eastern Mediterranean). Water Air Soil Pollut. 489 158:325–337~~
- ~~Keller, A.A., Fruh, E.L., Johnson, M.M., Simon, V., McGourty, C., 2010. Distribution and abundance of anthropogenic marine debris along the shelf and slope of the US West Coast. Mar. Pollut. Bull. 60, 692–700.~~

- Lundqvist, J. (2013) – Monitoring marine debris, Report of university of Gothenburg, Faculty of sciences, 22 pages.
- Pham CK, Ramirez-Llodra E, Alt CHS, Amaro T, Bergmann M, Canals M, Company JB, Davies J, Duineveld G, Galgani F, Howell KL, Huvenne VAI, Isidro E, Jones DOB, Lastras G, Morato T, Gomes-Pereira JN, Purser A, Stewart H, Tojeira I, Tubau X, Van Rooij D, Tyler PA, (2014). Marine litter distribution and density in European Seas, from the shelves to deep basins. PLoS One. 2014;9:e95839..
- Ramirez-Llodra, E., De Mol, B., Company, J. B., Coll, M., Sardà, F. (2013). Effects of natural and anthropogenic processes in the distribution of marine litter in the deep Mediterranean Sea. Progress in Oceanography, Vol. 118, pp. 273–287.Thomas, L., Laake, J. L., Strindberg, S., Marques, F. F. C., Buck-land, S. T., Borchers, D. L., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Hedley, S. L., Pollard, J. H., Bishop, J. R. B., and Marques, T. A. (2006). Distance 5.0. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK. Available at: http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/
- Van Cauwenberghe, L., Claessens, M., Vandegehuchte, M.B., Mees, J., Janssen, C.R., 2013. Assessment of marine debris on the Belgian Continental Shelf. Mar. Pollut. Bull. 73, 161e169.
- Watters, D.L., Yoklavich, M.M., Love, M.S., Schroeder, D.M., 2010. Assessing marine debris in deep seafloor habitats off California. Mar. Pollut. Bull. 60, 131–138.
- Woodall, L., Sanchez-Vidal, A., Canals, M., Paterson, G., Coppock, R., Sleight, V.,et al. (2014). The deep sea is a major sink for microplastic debris. R. Soc. Open Sci. 1:140317.
- Ye S. and Andrady A.L., 1991. Fouling of floating plastic debris under Biscayne Bay exposure conditions. Mar. Pollut. Bull. 22(12), 608-613.
- Vlachogianni, Th., Zeri, Ch., Ronchi, F., Fortibuoni, T., Anastasopoulou, A., 2017. Marine Litter Assessment in the Adriatic and Ionian Seas. IPA-Adriatic DeFishGear Project, MIO-ECSDE, HCMR and ISPRA. pp. 180 (ISBN: 978-960-6793-25-7).

Policy Context and targets

Policy context description

The UN Environment / Mediterranean Action Plan Barcelona Convention Regional Plan on Marine Litter Management in the Mediterranean Region is the first ever legally binding regional plan adopted by a Regional Sea Convention (Decision IG. 21/7) that addresses marine litter management in regional level in a coherent manner and sets out legally binding measures at regional and national level, and implementation timetables. The main objectives of the ML Management Regional Plan are to prevent and reduce marine litter generation and its impact on marine and coastal environment in order to achieve good environmental status (GES) as per the relevant Mediterranean ecological objectives and ecosystem approach based Marine Litter related targets adopted by UN Environment / Mediterranean Action Plan in 2012 and 2013 during the 17th and 18th Meeting of the Contracting Parties of the Barcelona Convention consecutively. Moreover, through its Articles 11 "Assessment of marine litter in the Mediterranean" and 12 "Mediterranean Marine Litter Monitoring Programme", the Regional Plan on Marine Litter includes a series of specific provisions for the countries for monitoring and assessment of marine litter i.e. assess the state of marine litter, the impact to marine and coastal environment and human health, the socio-economic aspects of marine litter management, the development of marine litter data banks, the development of national monitoring programmes on marine litter etc.

The EU Marine Strategy Framework Directive (MSFD) (2008/56/EC) requires European Member States to develop strategies that should lead to programmes of measures to achieve or maintain Good Environmental Status (GES) in European Seas. MSFD sets the framework for Member States to achieve by 2020 GES for their marine waters, considering 11 descriptors. Descriptor 10

~~focuses on marine litter, stating that GES is achieved only when "Properties and quantities of marine litter do not cause harm to the coastal and marine environment".~~

The UNEP/MAP - Barcelona Convention Regional Plan on Marine Litter Management in the Mediterranean Region was the first-ever legally binding regional plan adopted in 2013 under a Regional Sea Convention (Decision IG.21/7, COP 18) specifically addressing marine litter management through coordinated regional and national measures and implementation timetables. Its main objective is to prevent and reduce marine litter generation and its impact on the marine and coastal environment in order to achieve and maintain Good Environmental Status (GES), in line with the Ecosystem Approach (EcAp) adopted under the Barcelona Convention framework.

Substantive amendments to the Regional Plan on Marine Litter Management in the Mediterranean in the Framework of Article 15 of the Land Based Sources Protocol were introduced and approved in 2021 during COP22 (Antalya, Türkiye)
Since the adoption of the Ecosystem Approach (EcAp) in 2008 and the establishment of the Integrated Monitoring and Assessment Programme for the Mediterranean Sea and Coast and related Assessment Criteria (IMAP) in 2016, the regional framework has evolved considerably. The recently adopted EcAp Policy and Roadmap 2026–2035 and respectively the third cycle of IMAP further reinforce the vision of a clean, healthy, climate-resilient and biodiverse Mediterranean Sea and Coast. The updated framework strengthens harmonised monitoring, assessment and reporting mechanisms, promotes science-policy integration, and enhances regional cooperation through IMAP-based national monitoring programmes and the Mediterranean Quality Status Report (MED QSR) process.

Under Ecological Objective 10 (EO10) on marine litter, a series of significant updates were introduced focusing on strengthened common indicators addressing beach litter, floating and seafloor litter, as well as riverine litter and microplastics, provides links on impact in particular on marine organisms (current focus: ingestion and entanglement on marine turtles). Greater emphasis is also placed on harmonised data collection, quality-assured regional assessments, source-to-sea approaches, circular economy principles, and the implementation of updated National Action Plans (NAPs) and Programmes of Measures (PoMs). The 2023 MED QSR, UNEP, 2024) highlighted the continuing pressures from plastic pollution and the need to accelerate measures to reduce marine litter inputs and strengthen ecosystem resilience in the Mediterranean region.

In December 2025, the Contracting Parties to the Barcelona Convention adopted Decision IG.27/6 on the “EcAp Policy and Roadmap 2026–2035 and the Integrated Monitoring and Assessment Programme for the Mediterranean Sea and Coast (updated IMAP 2026–2035)” at COP24 in Cairo, Egypt. The Decision reinforces the Ecosystem Approach as the primary regional framework for achieving Good Environmental Status (GES) in the Mediterranean Sea and updates the ecological vision, strategic goals, GES definitions and targets for IMAP Common Indicators, including EO10 on marine litter. The Decision confirms that *“number/amount of marine litter items in the water column and the seafloor do not have negative impacts on human health, marine life, ecosystem services and do not create risk to navigation”*, and establishes as target a “decreasing trend in the number/amount of marine litter items in the water surface and the seafloor”. The Decision also strengthens obligations related to harmonized monitoring, quality-assured data reporting, regional assessments through MED QSR, and enhancement of the IMAP InfoSystem.

The EU Marine Strategy Framework Directive (MSFD) (2008/56/EC) requires European Member States to develop marine strategies and programmes of measures aimed at achieving or maintaining Good Environmental Status (GES) in European seas. The Directive establishes 11 qualitative descriptors for assessing marine environmental status, including Descriptor 10 on marine litter, which states that GES is achieved only when “properties and quantities of marine

litter do not cause harm to the coastal and marine environment". Since its adoption, the MSFD framework has evolved significantly. Commission Decision (EU) 2017/848 revised the criteria and methodological standards for assessing GES, strengthening harmonised approaches for marine litter monitoring and assessment across Member States. The revised framework introduced updated criteria and indicators for beach litter, seafloor litter, floating litter, microplastics, and impacts on marine organisms. In recent years, additional technical guidance and harmonised monitoring methodologies developed by the European Commission and the MSFD Technical Group on Marine Litter have further improved regional assessments, data harmonization, and the development of threshold values. These developments are also increasingly aligned with broader EU policy frameworks, including the European Green Deal, the Circular Economy Action Plan, and the EU Plastics Strategy.

In parallel, the emerging EcAp Policy and Roadmap for the Mediterranean (2026–2035) reinforces alignment with the Mediterranean Strategy for Sustainable Development (2026–2035) and the 2030 Agenda for Sustainable Development, emphasizing ecological restoration, climate adaptation, pollution reduction, biodiversity protection, and the sustainable use of marine resources.

Indicator/Targets

UNEP/MAP Decision IG.27/6 (COP24, Cairo, Egypt, Dec, 2026) reaffirmed and updated the GES-related elements for IMAP EO10 including for IMAP CI23, detailing a GES target, baselines and threshold values and environmental targets.

GES Target for Indicator 10.1.2: Decreasing trend in the number of/amounts of marine litter items in the water surface ~~surface~~ and the seafloor.

Baseline Values for Seafloor Marine Litter: 135 items/ km^2

- ~~Minimum value: 0 items/km^2~~
- ~~Maximum value: 7,700 items/ km^2~~
- ~~Mean value: 179 items/ km^2~~
- ~~Proposed Baseline: 130 – 230 items/ km^2~~

Threshold Value for Seafloor Marine Litter[3]: 38 items/ km^2

Environmental Targets:

- Intermediate Environmental Target (IET) -2026: 66 items/ km^2
- Intermediate Environmental Target (IET) -2028: 58 items/ km^2
- Final Environmental Target (FET) – 2030: 50 items/km^2
- ~~Types of Target: % of decrease~~
- ~~Minimum: Stable~~
- ~~Maximum: 10% in 5 years~~
- ~~Reduction Targets: Statistically Significant (15% in 15 years is possible)~~

Policy documents

[3] The methodology applied is detailed in UNEP/MED WG.550/13 "Updated Baseline Values (BV) and Threshold Values (TV) for IMAP Common Indicator 23 (Seafloor macro-litter, Floating microplastics)" (Integrated CORMON, Athens, Greece, 27-28 June 2023).

- UNEP/MAP - Updated Regional Plan on Marine Litter Management in the Mediterranean (Decision IG.25/9) (2021).
- UNEP/MAP EcAp Policy and Roadmap 2026–2035 and Integrated Monitoring and Assessment Programme for the Mediterranean Sea and Coast (Decision IG.27/6((2025).
- European Commission, Marine Strategy Framework Directive, Directive 2008/56/EC (2008).
- European Commission, Decision on criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters (2010).
- European Commission, Decision on laying down criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters and specifications and standardized methods for monitoring and assessment, and repealing Decision 2010/477/EU (2017)

Indicator analysis methods

Indicator Definition

GES Definition: Number/amount of marine litter items in the water surface~~surface~~ and the seafloor do not have negative impacts on human health, marine life, ecosystem services and do not create risk to navigation.

Methodology for indicator calculation

General strategies for the investigation of seabed marine litter are similar to those used to assess the abundance and type of benthic species. The most common approaches to evaluate sea-floor litter distribution is to use perform opportunistic surveys often coupled with regular fisheries surveys (marine reserve, offshore platforms, etc.) and programmes on biodiversity,
These methods for determining seafloor litter distributions (e.g. trawling, diving, video) are similar to those used for benthic and biodiversity assessments. ~~The use of submersibles or Remotely Operated Vehicles (ROVs) is a possible approach for deep sea areas although this requires expensive equipment.~~ Monitoring programmes for demersal fish stocks, for example undertaken as part of the Mediterranean International Bottom Trawl Surveys (MEDITS), operating at large regional scale and provide data using a harmonized protocol, may provide a consistent support for monitoring seafloor litter at regional scale on a regular basis and within the EcAp/IMAP requirements.

In addition to trawling surveys, video-based observation systems provide an increasingly important non-destructive approach for monitoring seafloor litter, particularly in sensitive habitats, rocky substrates, submarine canyons, deep basins and protected areas where trawling is not feasible or may generate environmental impacts. Recent developments in underwater imaging technologies, including towed camera systems, Remotely Operated Vehicles (ROVs), Autonomous Underwater Vehicles (AUVs), Human Occupied Vehicles (HOVs) and low-cost modular camera platforms, allow the acquisition of high-resolution imagery across large depth gradients and heterogeneous habitats. Video imagery enables the identification of litter distribution, density, size classes, interactions with benthic fauna, and accumulation hotspots while preserving the integrity of vulnerable ecosystems.

The use of video surveys also facilitates harmonized and repeatable monitoring strategies. Standardized transects combined with accurate positioning systems, photogrammetry, laser scaling systems and synchronized metadata acquisition improve the estimation of surveyed areas and litter densities. Image-based methodologies are particularly valuable for monitoring large litter items, abandoned, lost or discarded fishing gear (ALDFG), and litter entangled with biological communities. The integration of imagery collected during scientific, industrial or exploration surveys can substantially increase spatial coverage and provide cost-effective baseline information for long-term assessments

Shallow sea-floor (<20m):

The most commonly used method to estimate marine litter density in shallow coastal areas is to conduct underwater visual surveys with SCUBA/snorkelling. These surveys are best based on line transect surveys of litter on the sea-floor, which is derived from UN Environment (Cheshire, 2009). The protocol is actually in use for evaluation of benthic fauna. It requires SCUBA equipment and trained observers. Only litter items above 2.5 cm are considered, between 0 and 20 m (to 40 meters with skilled divers).

Individual litter within 4 m of the line (half of the width –Wt - of the line transects) are recorded. For each observed litter item, when possible, the corresponding line segment of occurrence and its perpendicular distance from the line (yi - for the estimation of detection probability, measured with the use of a 2 m plastic rod), and litter size category (wi) are recorded. The nature of the bottom/habitat is also recorded. The length of the line transects vary between 20 and 200 m, depending on the depth, the depth gradient, the turbidity, the habitat complexity and the litter density (Katsavenakis, 2009). Results on litter density are often expressed in items/m^2, items/100 m^2, and/or items/100m transect.
In surveys using the distance-sampling method, detectability is used to correct marine litter abundance estimations (Katsavenakis, 2009). The standard software for modelling detectability and estimating density/abundance, based on surveys using distance-sampling method, is DISTANCE (Thomas et al., 2006).

Monitoring the Sea-floor by trawling (20-800m):
From all the methods assessed, trawling (otter trawl) has been shown to be the most suitable for large scale evaluation and monitoring (Goldberg, 1995, Galgani et al., 1995, 1996, 2000). Nevertheless there are some restrictions in rocky areas and in soft sediments, as the method may be restricted and/or underestimate the quantities present. This approach is however reliable, reproducible, allowing statistical processing and comparison of sites. As recommended by UN Environment (Cheshire, 2009), sites should be selected to ensure that they:

i. Comprise areas with uniform substrate (ideally sand/silt bottom);
ii. Consider areas generating/accumulating litter;
iii. Avoid areas of risk (presence of munitions), sensitive or protected areas;
iv. Do not impact on any endangered or protected species.

Units should be stratified relative to sources (urban, rural, close to riverine inputs) and impacted offshore areas (major currents, shipping lanes, fisheries areas, etc.). General strategies to investigate seabed litter are similar to methodology for benthic ecology and place more emphasis on the abundance and nature of items (e.g. bags, bottles, pieces of plastics) rather than their mass. The occurrence of international bottom trawls surveys such as MEDITS (Mediterranean) provide useful and valuable means for monitoring marine litter. These are using common gears depending on region (MEDITS net in the Mediterranean with their stratification scheme) and provide standardized and harmonized survey conditions (20 mm mesh, 30-60 min tows, large survey surface covered) and hydrographical and environmental information (priority: surface & bottom temperature, surface & bottom salinity, Optional: surface & bottom current direction & speed, wind direction & speed, swell direction and height).

Video approach for sea floor litter (20-3000m):

Video and image-based approaches constitute one of the most promising methodologies for the monitoring of seafloor macrolitter and mega-litter over extended depth ranges, from shallow coastal waters to abyssal environments. Imaging systems deployed from towed platforms, ROVs, AUVs, HOVs or fixed observatories enable direct visual assessment of litter items on the seabed without disturbing the environment. These systems are particularly effective in areas unsuitable for trawling, such as rocky bottoms, coral habitats, steep slopes, submarine canyons and marine protected areas.

Video surveys should follow harmonized protocols regarding transect design, navigation, altitude above the sea floor, camera orientation, lighting conditions, speed of acquisition and metadata recording. Accurate positioning and scaling systems are essential to estimate surveyed surface areas and to calculate litter densities in items/ km distance, items/km2 or items/ha. Whenever possible, laser scaling devices, photogrammetric reconstruction techniques and synchronized environmental data should be used to improve quantitative assessments.

The rapid evolution of digital imaging technologies has significantly increased the operational efficiency of seafloor litter surveys. High-definition still images and continuous video footage can now be processed using semi-automated annotation tools and Artificial Intelligence approaches, including machine learning and deep learning techniques. These tools facilitate the detection, classification and quantification of marine litter items from large image datasets. However, broader implementation requires standardized annotation systems, shared training datasets and harmonized litter classification schemes.

Video approaches also provide substantial added value for ecological assessments because they allow the observation of interactions between litter and marine organisms, including entanglement, colonization and habitat alteration. Such observations are essential for understanding the ecological impacts of marine litter on benthic ecosystems and for identifying environmentally sensitive accumulation areas.

Legacy video archives collected during oceanographic, industrial and environmental surveys may also provide valuable information for establishing historical baselines and evaluating long-term trends in seafloor litter distribution. The integration of existing imagery datasets into regional and global databases following FAIR principles (Findable, Accessible, Interoperable and Reusable) is strongly encouraged.

Indicator units

- Litter on the seafloor shallow coastal waters(0-20m): visually surveyed litter items size above 2.5cm expressed on items/m^2;
- Litter on the seafloor 20-800m expressed on items/km^2 of litter collected in bottom trawl surveys and ~~if possible~~preferably, to be coupled with dry weight information (kg/km^2);
- Seafloor litter by video imagery (20-3000m) expressed on items/ km distance, (or items/~~km^2~~ 1000m^2 -if available).

List of Guidance documents and protocols available

- ~~UN Environment / Mediterranean Action Plan, Integrated Monitoring and Assessment Programme Guidance document (2016) (UNEP(DEPI)/MED_IG/22/Inf7).~~
- ~~EU MSFD TGML, Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas (2013).~~
- ~~International bottom trawl survey in the Mediterranean, Instructional Manual, MEDITS Working Group (2016).~~
- ~~IPA-Adriatic DeFishGear project, 2014. Methodology for Monitoring Marine Litter on the Sea Surface-Visual observation (> 2.5 cm).~~
- IPA-Adriatic DeFishGear project, 2014. Methodology for Monitoring Marine Litter on the Seafloor (continental shelf) – bottom trawl surveys.
- IPA-Adriatic DeFishGear project, 2014. Methodology for Monitoring Marine Litter on the Seafloor (Shallow coastal waters 0 – 20 m) - Visual surveys with SCUBA/snorkelling.
- GESAMP Guidelines or the monitoring and assessment of plastic litter and microplastics in the ocean (Kershaw P.J., Turra A. and Galgani F. editors) (2019)
- UN Environment / Mediterranean Action Plan, Integrated Monitoring and Assessment Programme Guidance document (2016) (UNEP(DEPI)/MED_IG/22/Inf7).
- International bottom trawl survey in the Mediterranean, Instructional Manual, MEDITS Working Group (2016).

- EU MSFD TGML, Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas (~~Galgani et al.~~ MSFD Technical Group on ML, 2023).

Data Confidence and uncertainties

Several Contracting Parties from UN Environment / Mediterranean Action Plan and its Mediterranean Pollution Assessment and Control Programme (MED POL) have indicated they will use their fish stock surveys for seafloor litter monitoring. This is considered to be an adequate approach although quantities of litter might be underestimated, given restrictions in some areas. The adoption of a common protocol ~~will lead to a~~and a ~~-~~significant level of standardization among the Contracting Parties countries that apply this type of survey strategy are key.

Data on litter in shallow sea-floor are collected through protocols already validated for benthic species. Until now, no quality assurance programme has been considered for litter monitoring on the sea-floor but an analysis provided ecommandations for **harmonization of seafloor litter monitoring**, including standardized imaging methodologies, QA/QC procedures, capacity building, AI-assisted image analysis, interoperable databases and support for MSFD, Regional Sea Conventions. In addition, efforts have been further strengthened through the Marine Litter MED II project*, which supported Mediterranean countries in implementing IMAP marine litter indicators through the development of common monitoring protocols, regional guidance documents, capacity-building activities, national. This process may also support quality insurance for data on litter. Emodnet ~~Currently, there are on-going discussions on how to~~ has organized and harmonized a specific system to collect, validate and organize data through a common platform, enabling the review and validation of data. MEDITS has included litter data to be analysed within a specific sub-group.

*https://www.unep.org/unepmap/what-we-do/projects/MarineLitterMED-II

Methodology for monitoring, temporal and spatial scope

Available Methodologies for Monitoring and Monitoring Protocols

Monitoring the shallow sea-floor (<20m):
Recreational and professional scuba divers can provide valuable information on litter they see underwater and they are uniquely positioned to support seafloor litter monitoring efforts. They can access, have the skills and the equipment needed to collect, record, and share information about litter they encounter underwater. Many dive clubs organize underwater clean-ups, often in partnerships with NGOs or local governments. Many of these events, when managed, can be a valuable source of information and possibly be a part of a regular survey, monitoring or even assessment efforts while using volunteers.

For some Contracting Parties use of volunteer divers might be a good opportunity for shallow-water litter monitoring but standardization and conformity with common methodologies and tools such as those proposed by the EU MSFD Technical Group on Marine Litter (TGML) should be achieved. Fixed sites, common frequency and survey methodology can be easily established by each Contracting Party and training, material distribution etc. can be achieved relatively easily when partner NGOs or research institutions are involved.

Monitoring the Sea-floor (20-800m):
~~Templates for data recording have been integrated in the 2016 MEDITS Instruction Manual (v.8)[7]. Data on litter should be collected on these templates using items categories such as those listed for Sea-floor prepared by TGML. Other elements from the haul operations should be also recorded (see the 2016 MEDITS Instruction Manual v.8) for~~

~~the Mediterranean. Data on litter should be reported as items/ha or items/km^2 before further processing and reporting.~~

A standardized litter classification system has been defined for monitoring the sea floor by the EU MSFD TGML and adapted to the Mediterranean Context by UNEP MAP. The categories were defined in accordance with types of litter found at regional level, enabling common main categories for all EU regions. The main categories have a hierarchical system including sub categories~~. It considers 4 main categories of material for the Mediterranean (wood, paper/cardboard, other, unspecific). There are various subcategories~~ for a more detailed description of litter items. Other specific categories may be added by Contracting Parties and additional description of the item may provide added-value, as long as the main categories and sub-categories are maintained. Furthermore, the weight, picture and note of potential attached organisms may further complement the classification of items.

Site information and trawling survey characteristics such as date, position, type of trawl, speed, distance, sampled area, depth, hydrographical and meteorological conditions should be recorded. Data-sheets should be filled out for each trawl and compiled by survey. If multiple counts (transects/observers) are run at any given site then a new sheet should be used for each trawl shot. After each survey data must be aggregated for analysis and reporting.

Video Imagery (20-3000m):
Video and imaging surveys are particularly suitable for long-term temporal monitoring with limited disturbance to the seabed. ~~They may replace~~ It could complementary to assessments by trawling in the long-term~~,~~ because they are not destructive.

Towed video camera for shallow waters (Lundqvist, 2013) or ROVs for deeper areas are simpler and generally cheaper and must be recommended for litter surveys. There are some available protocols where litter is counted on routes and expressed as item/km, especially when using submersibles/ROVs at variable depths above the deep sea floor ~~(Galgani et al., 1996)~~ however technology enables the evaluation of densities trough video-imagery using a standardized approach especially for shallow waters. Where resources are limited, low-cost imaging systems and opportunistic surveys conducted during biodiversity, habitat mapping, offshore industry or cable inspection operations can provide important complementary information. The integration of imagery from multiple sectors can substantially improve spatial coverage and support regional-scale assessments.

Available data sources

- DeFishGear Project: http://www.defishgear.net/
- Emodnet European seafloor litter standardized, harmonized and validated datasets 2006/2022 v2023
- INFO/RAC – IMAP Info System
- UNEP (United Nations Environment Programme) (2025). Mediterranean Quality Status Report: The state of the Mediterranean Sea and Coast from 2018-2023. Athens. https://wedocs.unep.org/20.500.11822/46733
- ~~Hellenic Centre for Marine Research (HCMR):~~
- ~~Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer (IFREMER): http://wwz.ifremer.fr/~~
- International Bottom Trawl Surveys in the Mediterranean (MEDITS): http://www.sibm.it/SITO%20MEDITS/principaleprogramme.htm
- ~~Laboratory of Marine Geology and Physical Oceanography, Department of Geology, University of Patras: http://www.oceanus.upatras.gr/?q=node/15~~

Spatial scope guidance and selection of monitoring stations

Monitoring the shallow sea-floor (<20m):

Surveys are conducted through 2 line transects for each site. Unbiased design-based inference requires allocating the transects randomly in the study area or on a grid of systematically spaced lines randomly superimposed. However, with a model-based approach like density surface modelling (DSM), it is not required that the line transects are located according to a formal and restrictive survey scheme, although good spatial coverage of the study area is desirable. Line transect are defined with a nylon line, marked every 5 meters with resistant paints, that is deployed using a diving reel while SCUBA diving.

Monitoring the Sea-floor (20-800m):
UN Environment (Cheshire, 2009) recommends that at least 20 survey units will be selected at regional level although a higher level of redundancy (i.e. replication) in survey units within each region is highly recommended.

Moreover, the protocol of the EU MSFD TGML for surveying and trawling margins (20-800m) has been standardized for each region. For the Mediterranean Region, the protocol is derived from the MEDITS protocol (see the 2016 MEDITS Instruction Manual v.8[8]). The hauls are positioned following a depth stratified surveying scheme with random drawing of the positions within each stratum. The number of positions in each stratum is proportional to the surface of these strata and the hauls are made in the same position from year to year. The following depths (10 – 50; 50 – 100; 100 – 200; 200 – 500; 500 - 800 m) are fixed in all areas as strata limits. The total number of hauls for the Mediterranean Sea is 1260; covering the shelves and slopes from 10 countries in the Mediterranean.

Video imagery (20-3000m):
Surveys should follow predefined transects with controlled speed, altitude above the seabed, camera orientation, lighting conditions, and accurate georeferenced positioning to ensure data comparability and reproducibility. High-definition video and still imagery should be collected together with environmental metadata, including depth, substrate type, temperature, and hydrodynamic conditions. Laser scaling systems or photogrammetric techniques should be used to estimate surveyed surface areas and litter dimensions, enabling the calculation of litter densities in ~~i~~items/ km distance, items/~~km²~~ 1000m² or items/ha. Litter items larger than 2.5 cm should be identified and classified according to UNEP MAP harmonized litter categories and annotation guidelines. Image annotation should preferably include standardized labels and bounding boxes to facilitate quality control and the future application of Artificial Intelligence and machine learning tools.

Temporal Scope guidance

Monitoring the shallow sea-floor (<20m):
The minimum surveying frequency for any site should be annually. Ideally it is recommended that locations are surveyed every three months (allowing an interpretation in terms of seasonal changes).

Monitoring the Sea-floor (20-800m):
The haul duration is fixed at 30 minutes on depths less than 200m and at 60 minutes at depths over 200m (defined as the moment when the vertical net opening and door spread are stable), using the same GOC 73 trawl with 20 mm mesh nets (Bertran et al, 2007) and surveying between May and July, at 3 knots between 20 and 800 m depth.

Video imagery (20-3000m):
Assessments of temporal trends, litter accumulation, degradation, and interactions with benthic organisms are recommended whenever possible, understanding this approach is more often opportunistic. Fixed monitoring corridors or georeferenced transects can be revisited periodically to assess trends in litter accumulation, transport pathways and removal efficiency. Repeated image acquisition also enables monitoring of litter degradation, fragmentation processes and interactions with benthic communities over time.

Data analysis and assessment outputs

Statistical analysis and basis for aggregation

Basic statistics may be applied during the analysis and aggregation of the results. The coefficient of variation (i.e. Standard deviation) should be included in the processed data for seafloor marine litter, to couple the abundance/density figures (e.g. items/1000m~~km~~^{2}).

The increasing volume of underwater image and video data requires the development of harmonized annotation procedures and efficient analytical tools. Open-source image annotation software and standardized litter classification catalogues should be used whenever possible to improve comparability between monitoring programmes. Artificial Intelligence methods, including neural networks and deep learning approaches, offer considerable potential for automated litter detection and classification. Nevertheless, their operational deployment still depends on the availability of robust training datasets, quality-controlled annotations and interoperable image repositories.

To support future automated analyses, image and video datasets should preferably be archived together with associated metadata, annotations and geospatial information. Bounding boxes and standardized labels for litter items should be incorporated during image annotation processes to facilitate the training and validation of machine learning systems. The development of collaborative image repositories and international data-sharing initiatives, possibly as a module in INFO RAC, will significantly enhance global monitoring capacities and improve large-scale assessments of seafloor litter.

Expected assessments outputs

- Assess marine litter found on the seafloor of the Mediterranean sea at basin, sub-basin and or national scale;
- Assess abundance, density (items/ km, items/ha or items/1000m~~km~~^{2}), spatial and temporal distribution and types;
- Identify sources to target prevention and reduction measures;
- Map existing information in order to assess marine litter accumulation areas on the seafloor of the Mediterranean Sea.

Known gaps and uncertainties in the Mediterranean

More than 50 studies were conducted worldwide between 2000 and 2015, but until recently very few covered extensive geographical areas or considerable depths. While there is sufficient knowledge on seafloor marine litter for the Northern part of the Mediterranean sea, however more information shall be acquired for the Southern part of the Mediterranean. Moreover, accumulation areas shall be assessed with priority on the convergence zones and deep-sea canyons.

Despite major technological progress in underwater imaging, significant gaps remain regarding the harmonization of video-based litter monitoring methodologies. Variability in camera systems, survey altitude, lighting conditions, navigation precision, annotation procedures and litter classification schemes can limit data comparability among regions and institutions. Additional efforts are underway to establish internationally agreed standards for image acquisition, annotation, quality assurance and reporting. Another important limitation concerns the restricted spatial coverage of deep-sea imagery compared with the vast extent of the seafloor. Large areas of the Mediterranean remain poorly explored, particularly in deep basins and remote accumulation zones. Increased cooperation between scientific institutions, regional monitoring programmes and industrial operators collecting underwater imagery could significantly improve data availability and support the development of integrated regional assessments. Furthermore,

the application of Artificial Intelligence tools for automated litter detection is still constrained by the limited availability of standardized and annotated training datasets. The establishment of open-access image repositories and common annotation frameworks should therefore be considered a priority for future monitoring programmes.
Contacts and version Date: *UNEP/MAP 16 January 2017*
Key contacts within UN Environment for further information • Ms Olfat Hamdan, Marine Litter MED Project Expert, Mediterranean Pollution Assessment and Control Programme (MED POL) (olfat.hamdan@un.org) • Mr Christos Ioakemidis, QSR Programme Management officer (christos.ioakeimidis@un.org) • ~~Mr Christos Ioakeimidis, Marine Litter MED Project Expert, Mediterranean Pollution Assessment and Control Programme (MED POL) (Christos.Ioakeimidis@unep.org)~~ • ~~Ms Virginie Hart, Programme Officer, UN Environment / Mediterranean Action Plan, Mediterranean Pollution Assessment and Control Programme (MED POL) (Virginie.Hart@unep.org)~~ • Mr. Atila Uras, Senior Programme Officer (Scientific and Technical) (atila.uras@un.org) • Ms Tatjana Hema, Coordinator, UN Environment / Mediterranean Action Plan ~~(~~tatjana.hema@un~~ep~~.org)

Version No	Date	Author
V1~~.2~~	28/04/2017	MEDPOL
V2	10/06/2026	MED POL

Common indicator 23: Trends in the amount of litter in the water column including microplastics and on the seafloor

[B] Floating Marine Litter

	Related Ecological Objective: (EO 10) Marine and coastal litter do not adversely affect the coastal and marine environment	
Indicator Title	*Common indicator 23: Trends in the amount of litter in the water column including microplastics and on the seafloor*	
Relevant GES definition	**Related Operational Objective**	**Target(s)**
Number/amount of marine litter items in the water ~~surface~~ surface and the seafloor do not have negative impact on human health, marine life, ecosystem services and do not create risk to navigation	The impacts related to properties and quantities of marine litter in the marine and coastal environment are minimized (10.1)	Decreasing trend in the number/amount of marine litter in the water surface~~surface~~ and the seafloor.

Rationale

Justification for indicator selection

The Mediterranean Sea is often referred to as one of the regions with the highest concentrations of marine litter worldwide. Owing to its semi-enclosed nature, intense maritime traffic, dense coastal populations, and major tourism activities, the basin acts as an accumulation area for floating debris, from which litter can only hardly escape (Macias et al., 2019). Recent assessments indicate that although the Mediterranean represents less than 1 % of the global ocean surface, it may contain up to 7 % of the world's microplastics, with an estimated 730 tonnes of plastic entering the basin every day (Terzi et al., 2024). Floating marine litter comprises the mobile fraction of debris in the marine environment because most items are initially less dense than seawater. Marine litter items range from very large objects to smaller fragments, including macro-litter (≥25 mm), meso-litter (5–25 mm), micro-litter (≤5 mm), and nano-litter (<1000 µm) (GESAMP, 2019). However, the buoyancy and density of plastics may change during their residence time at sea due to weathering, fragmentation, and biofouling processes (Barnes et al., 2009). Polymers constitute the dominant component of floating marine debris, often approaching 100 % of observed items in surface surveys. Although synthetic polymers are resistant to biological and chemical degradation, they progressively fragment into smaller particles, thereby generating secondary microplastics.

Floating marine litter of different size classes can be transported over large distances by marine circulation. Their transport is largely passive and mainly controlled by surface currents, although wind forcing, wave action, and vertical mixing significantly influence their horizontal and vertical distribution (GESAMP, 2019). Numerical modelling studies have demonstrated that the Mediterranean Sea functions as a major accumulation basin for floating plastics (Macias et al., 2019). Seasonal dynamics further influence litter distribution patterns, with accumulation hotspots appearing during summer and increased dispersion towards the Eastern Mediterranean and nearshore waters during winter. However, field observations suggest that stable long-term accumulation zones are difficult to identify because of the strong mesoscale variability that characterizes Mediterranean circulation (Suaria et al., 2016).

Several studies have highlighted the strong spatial heterogeneity of floating litter distribution across the Mediterranean basin. Coastal zones, river mouths, urbanized shorelines, and low-energy hydrodynamic environments are particularly vulnerable to litter accumulation (IMO, 2016). More recent studies also emphasize the marked differences between coastal and offshore environments.

Coastal litter distributions are mainly influenced by local inputs, rainfall events, river discharges, and coastal currents, whereas offshore litter is more strongly controlled by large-scale circulation patterns and wind-driven transport (Arcangeli et al., 2025). Satellite-based analyses have further revealed strong regional variability in floating debris concentrations, with particularly high densities observed in the northern Adriatic Sea and lower densities in the southeastern Mediterranean (Cozar et al., 2024).

Visual assessment approaches for floating marine litter include surveys from research vessels, ferries, commercial ships, marine mammal observation platforms, and dedicated monitoring cruises (~~Galgani et al.~~ MSFD Technical Group on ML, 2023, Ramos-Alcántara et al., 2026). In recent years, aerial surveys and satellite remote sensing have increasingly been employed for detecting larger floating items and identifying accumulation areas at the sea surface. Despite the apparent simplicity of visual observation protocols and the existence of harmonized methodologies, significant limitations remain regarding the comparability of available datasets. Recent reviews have underlined inconsistencies in sampling design, size classifications, observation protocols, and reporting units, which hampers large-scale comparisons and synthesis efforts (Ramos-Alcántara et al., 2026; Terzi et al., 2024; Haarr et al., 2022).

Long-term and harmonized monitoring strategies are therefore considered essential for accurately assessing floating litter abundance and trends. Recent systematic monitoring programmes under the MSFD framework demonstrated the value of seasonal surveys using coastal and offshore transects, allowing the establishment of baseline values and threshold indicators for Good Environmental Status (GES) assessments (Arcangeli et al., 2025). In addition, the integration of numerical models, in situ observations, remote sensing technologies, and citizen-science approaches, including smartphone applications[9], is increasingly recognized as a promising avenue for improving the monitoring and management of floating marine litter at both regional and global scales.

The 2023 Mediterranean Quality Status Report (2023 MED QSR) (UNEP, 2024) attempted the first GES/non-GES assessment for floating marine litter across the region based on commonly agreed assessment criteria and threshold values. It reveals that the total number of floating mega-litter was estimated at 2.9 million items and average density 1.5±0.1 items per km2, with a high variability. Data from the ACCOBAMS Aerial Survey Initiative (ASI) in summer 2018 indicated that only 20% of the Mediterranean was free of floating mega-litter. Highest concentrations were found in the central and western Mediterranean (Tyrrhenian, northern Ionian, Adriatic Seas, and Gulf of Gabs) and lowest in the Levantine basin, southern Ionian Sea, and Gulf of Lion. Plastics constituted 68.5% (plastic bags, bottles, toys, etc.), fishery debris 1.7%, and anthropogenic wood-trash 1.9%. The remaining quarter (27.9%) was anthropogenic mega-litter of an undetermined nature.

Common Indicator 23 / floating litter and microplastics addresses trends in marine litter in the Mediterranean water column, including microplastics. Monitoring shall be based on harmonized regional methodologies covering surface waters, supported by quality assurance and quality control procedures. Monitoring results should progressively support the establishment of quantitative regional threshold values and strengthen integrated assessments under IMAP and the MED QSR process.

~~The Mediterranean Sea is often referred to as one of the places with the highest concentrations of litter in the world. For floating litter, very high levels of plastic pollution are found, but densities are generally comparable to those being reported from many coastal areas worldwide. Floating marine litter comprises the mobile fraction of debris in the marine environment, as it is less dense than seawater. Marine litter items may range from very large items (metres) down to smaller pieces and fragments i.e. macro-litter (≥25 mm), meso-litter (5-25 mm), micro-litter (≤5 mm), and nano-litter (< 1000 µm) (GESAMP 2016). However, the buoyancy and density of plastics may change during their stay in the sea due to weathering and biofouling (Barnes et al., 2009). Polymers comprise the majority of floating marine debris, with figures reaching up to 100%. Although synthetic polymers are resistant to biological or chemical degradation processes, they can be~~

~~physically degraded into smaller fragments and hence turn into micro litter, measuring less than 5 mm.~~

~~Floating marine litter items of different size (nano-, micro- to macro-litter) may be found floating at sea. The transportation of floating litter particles (especially microplastics) can be considered passive, mainly subject to surface currents. Beyond vertical mixing, waves and wind also affect the horizontal transport of microplastics (GESAMP, 2016). A 30-year circulation model using various input scenarios showed the accumulation of floating debris in ocean gyres and closed seas, such as the Mediterranean Sea, made up 7-8% of the total debris expected to accumulate (Lebreton et al., 2012). Locations that are particularly susceptible to litter accumulation are as follows: i) coastal areas; ii) areas close to terrestrial sources (e.g. sewage wastewater, river); iii) depressions in the seabed; and iv) low-energy environments (low currents, weak circulation) (IMO, 2016).~~

~~Visual assessment approaches include the use of research vessels, marine mammal surveys, commercial shipping carriers, and dedicated litter observations. Aerial surveys are now being employed for larger items. Although the basic principle of floating debris monitoring through visual observation is very simple, there are few datasets available for the comparable assessment of debris abundance, and monitoring is only performed occasionally.~~

Scientific References

- ~~Aliani S., Griffa A., A.Molcard (2003) Floating debris in the Ligurian Sea, north-western Mediterranean, Marine Bulletin, 46, 1142-1149.~~
- Arcangeli, A., Pasanisi, E., Santini, E., Crosti, R., 2025. A systematic monitoring approach to assess floating marine macro litter in Italian waters: Baseline, thresholds, good environmental status, and mitigation priorities under the EU MSFD. Marine Pollution Bulletin 212, 117477.
- Barnes D.K., Galgani F., Thompson R.C., M.Barlaz (2009) Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. Philosophical Transactions of the Royal Society B 364, 1985–1998. doi:10.1098/rstb.2008.0205.
- ~~Gerigny O., Henry M., Tomasino C., F.Galgani (2011). Déchets en mer et sur le fond. in rapport de l'évalution initiale, Plan d'action pour le milieu marin - Mediterranée Occidentale, rapport PI Déchets en mer V2 MO, pp. 241-246.~~
- Cózar, A., Arias, M., Suaria, G. et al. Proof of concept for a new sensor to monitor marine litter from space. Nat Commun 15, 4637 (2024). https://doi.org/10.1038/s41467-024-48674-7
- GESAMP (Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection), (2019), Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter and microplastics in the ocean, Reports and Studies GESAMP No 99, UNEP, Nairobi, 130 pages, (P. Kershaw, A. Turra, F. Galgani editors)
- Galgani, F., Ruiz-Orejón, L. F., Ronchi, F.,et al., 2023. Guidance on the Monitoring of Marine Litter in European Seas An update to improve the harmonised monitoring of marine litter under the Marine Strategy Framework Directive, EUR 31539 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2023, doi:10.2760/59137, JRC133594.
- Haarr, M.L., Falk-Andersson, J., Fabres, J., 2022. Global marine litter research 2015–2020: Geographical and methodological trends. *Science of the Total Environment* 820, 153162.
- ~~GESAMP (2016). "Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment" (Kershaw, P.J., and Rochman, C.M., eds). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/ UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 93, 220 p.~~
- IMO (2016). Marine Litter in Wastes Dumped at Sea. Review of the Current State of Knowledge Regarding under the London Convention and Protocol. International Maritime Organization (IMO).
- ~~Lebreton L., Greer S., J.Borrero (2012) Numerical modelling of floating debris in the world's oceans, Marine Pollution Bulletin 64, 653-661.~~

- Macias, D., Cózar, A., Garcia-Gorriz, E., González-Fernández, D., Stips, A., 2019. Surface water circulation develops seasonally changing patterns of floating litter accumulation in the Mediterranean Sea: A modelling approach. *Marine Pollution Bulletin* 149, 110619.
- Ramos-Alcántara, J., Soto-Navarro, J., Jordà, G., 2026. Marine litter sampling across the Western Mediterranean: Critical bibliographic review and dataset compilation. *Marine Pollution Bulletin* 224, 119123
- ~~Suaria G., Avio C., Lattin G., regoli F., S. Aliani (2015) Neustonic microplastics in the Southern Adriatic Sea. Preliminary results. Micro 2015. Seminar of the Defishgear projet, Abstract book, Piran 4-6 may 2015, p 42.~~
- Suaria, G., Avio, C.G., Mineo, A., Lattin, G.L., Magaldi, M.G., et al. (2016). *The Mediterranean Plastic Soup: synthetic polymers in Mediterranean surface waters*. Scientific Reports, 6, 37551. https://doi.org/10.1038/srep37551
- Terzi, Y., Gündogdu, S., Tekman, M.B., et al., 2024. How much do we know about the microplastic distribution in the Mediterranean Sea: A comprehensive review. *Marine Pollution Bulletin* 208, 117049.
- ~~Topcu T., G.Ozturk (2013) Origin and abundance of marine litter along sandy beaches of the Turkish Western Black Sea Coast. Mar. Env. Res., 85, 21-28.~~
- ~~UNEP (2009), Marine Litter A Global Challenge, Nairobi: UNEP. 232 pp.~~
- ~~Vlachogianni, Th., Zeri, Ch., Ronchi, F., Fortibuoni, T., Anastasopoulou, A., 2017. Marine Litter Assessment in the Adriatic and Ionian Seas. IPA Adriatic DeFishGear Project, MIO-ECSDE, HCMR and ISPRA. pp. 180 (ISBN: 978-960-6793-25-7)~~
- United Nations Environment Programme (2024). Mediterranean Quality Status Report: The state of the Mediterranean Sea and Coast from 2018-2023. Athens. https://wedocs.unep.org/20.500.11822/46733

Policy Context and targets (other than IMAP)

Policy context description

The UN Environment Programme / Mediterranean Action Plan (UNEP/MAP) Barcelona Convention Regional Plan on Marine Litter Management in the Mediterranean Region was the first legally binding regional plan adopted under a Regional Sea Convention (Decision IG.21/7) specifically addressing marine litter management through coordinated regional and national measures and implementation timetables. Its main objective is to prevent and reduce marine litter generation and its impacts on the marine and coastal environment in order to achieve and maintain Good Environmental Status (GES), in line with the Ecosystem Approach (EcAp) adopted under the Barcelona Convention framework.

Since the adoption of the EcAp roadmap in 2008 and the establishment of the Integrated Monitoring and Assessment Programme (IMAP) in 2016, the regional framework has evolved considerably. The recently adopted EcAp Policy and Roadmap 2026–2035 and the updated third cycle of IMAP further reinforce the vision of a clean, healthy, climate-resilient and biodiverse Mediterranean Sea and Coast. The updated framework strengthens harmonised monitoring, assessment and reporting mechanisms, promotes science-policy integration, and enhances regional cooperation through IMAP-based national monitoring programmes and the Mediterranean Quality Status Report (MED QSR) process.

Under Ecological Objective 10 (EO10) on marine litter, updated IMAP 2026–2035 now includes strengthened common indicators addressing beach litter, floating and seafloor litter, riverine litter, microplastics, and impacts on marine organisms through ingestion and entanglement. Greater emphasis is also placed on harmonised data collection, quality-assured regional assessments, source-to-sea approaches, circular economy principles, and the implementation of updated National Action Plans (NAPs) and Programmes of Measures (PoMs). The 2023 Mediterranean Quality Status Report (MED QSR, UNEP, 2025) highlighted the continuing pressures from plastic pollution and the need to accelerate measures to reduce marine litter inputs and strengthen ecosystem resilience in the Mediterranean region.

In December 2025, the Contracting Parties to the Barcelona Convention adopted Decision IG.27/6 on the "EcAp Policy and Roadmap 2026–2035 and the Integrated Monitoring and Assessment Programme for the Mediterranean Sea and Coast (updated IMAP 2026–2035)" at COP24 in Cairo, Egypt. The Decision reinforces the Ecosystem Approach as the primary regional framework for achieving Good Environmental Status (GES) in the Mediterranean Sea and updates the ecological vision, strategic goals, GES definitions and targets for IMAP Common Indicators, including EO10 on marine litter. The Decision confirms that "number/amount of marine litter items in the water surface and the seafloor do not have negative impacts on human health, marine life, ecosystem services and do not create risk to navigation", and establishes as target a "decreasing trend in the number/amount of marine litter items in the water surface and the seafloor". The Decision also strengthens obligations related to harmonized monitoring, quality-assured data reporting, regional assessments through MED QSR, and enhancement of the IMAP InfoSystem.

The EU Marine Strategy Framework Directive (MSFD) (2008/56/EC) requires European Member States to develop marine strategies and programmes of measures aimed at achieving or maintaining Good Environmental Status (GES) in European seas. The Directive establishes 11 qualitative descriptors for assessing marine environmental status, including Descriptor 10 on marine litter, which states that GES is achieved only when "properties and quantities of marine litter do not cause harm to the coastal and marine environment". Since its adoption, the MSFD framework has evolved significantly. Commission Decision (EU) 2017/848 revised the criteria and methodological standards for assessing GES, strengthening harmonised approaches for marine litter monitoring and assessment across Member States. The revised framework introduced updated criteria and indicators for beach litter, seafloor litter, floating litter, microplastics, and impacts on marine organisms. In recent years, additional technical guidance and harmonised monitoring methodologies developed by the European Commission and the MSFD Technical Group on Marine Litter have further improved regional assessments, data harmonisation, and the development of threshold values. These developments are also increasingly aligned with broader EU policy frameworks, including the European Green Deal, the Circular Economy Action Plan, and the EU Plastics Strategy.

In parallel, the emerging EcAp Policy and Roadmap for the Mediterranean (2026–2035) reinforces alignment with the Mediterranean Strategy for Sustainable Development (2026–2035) and the 2030 Agenda for Sustainable Development, emphasizing ecological restoration, climate adaptation, pollution reduction, biodiversity protection, and the sustainable use of marine resources~~The UN Environment / Mediterranean Action Plan Barcelona Convention Regional Plan on Marine Litter Management in the Mediterranean Region is the first ever legally binding regional plan adopted by a Regional Sea Convention (Decision IG. 21/7) that addresses marine litter management in regional level in a coherent manner and sets out legally binding measures at regional and national level, and implementation timetables. The main objective of the Regional Plan on Marine Litter Management in the Mediterranean is to prevent and reduce marine litter generation and its impact on marine and coastal environment in order to achieve good environmental status (GES) as per the relevant Mediterranean ecological objectives and ecosystem approach based Marine Litter related targets adopted by UN Environment / Mediterranean Action Plan in 2012 and 2013 during the 17th and 18th Meeting of the Contracting Parties of the Barcelona Convention consecutively. Moreover, through its Articles 11 "Assessment of marine litter in the Mediterranean" and 12 "Mediterranean Marine Litter Monitoring Programme", the Regional Plan on Marine Litter includes a series of specific provisions for the countries for monitoring and assessment of marine litter i.e. assess the state of marine litter, the impact to marine and coastal environment and human health, the socio-economic aspects of marine litter management, the development of marine litter data banks, the development of national monitoring programmes on marine litter etc.~~

~~The EU Marine Strategy Framework Directive (MSFD) (2008/56/EC) requires European Member States to develop strategies that should lead to programmes of measures to achieve or maintain Good Environmental Status (GES) in European Seas. MSFD sets the framework for Member States~~

~~to achieve by 2020 GES for their marine waters, considering 11 descriptors; descriptor 10, focuses on marine litter, stating that GES is achieved only when "properties and quantities of marine litter do not cause harm to the coastal and marine environment".~~

Indicator/Targets

Floating Macro litter:

Under the updated UNEP/MAP IMAP framework (decision UNEP/MED IG.27/21), floating marine litter are actually assessed mainly through trend-based indicators rather than fixed quantitative thresholds. Baselines generally correspond to the first available IMAP monitoring datasets and MED QSR assessment cycles. Good Environmental Status (GES) is defined qualitatively as a situation where marine litter does not cause significant adverse effects on marine ecosystems, human health, ecosystem services, or navigation. Current regional targets focus primarily on decreasing trends in coastal, floating -litter quantities, while harmonized Mediterranean quantitative thresholds are still under development.

Floating microplastics

Within the framework of the updated UNEP/MAP Barcelona Convention Integrated Monitoring and Assessment Programme (IMAP) (decision UNEP/MED IG.27/21), Ecological Objective 10 (EO10) establishes quantitative baseline values (BV), threshold values (TV), and environmental targets for marine litter, including floating microplastics under Common Indicator 23 (CI23):

Baseline value for floating microplastics: 0.044338 items/m²

Threshold value for floating microplastics[1]: 0.000845 items/m².

Environmental Targets:

- Intermediate Environmental Target (IET) -2026: 0.015 items/m²
- Intermediate Environmental Target (IET) -2028: 0.010 items/m²
- Final Environmental Target (FET) – 2030: 0.008 items/m²

Although these quantitative criteria are now formally integrated into IMAP EO10, the decisión UNEP/MED IG.27/21 also acknowledges that scientific understanding of microplastic impacts, monitoring methodologies, and regional harmonization procedures remain under development, and that further research and pilot monitoring activities are still necessary.

~~UN Environment / Mediterranean Action Plan Decision IG.21/3 of the 18th Meeting of the Contracting Parties of the Barcelona Convention on the Ecosystem Approach including adopting definition of GES and targets proposes as target for Indicator 10.1.2: Decreasing trend in the number of/amounts of marine litter items in the water surface and the seafloor.~~

~~Moreover, in the framework of the UN Environment / Mediterranean Action Plan Barcelona Convention Regional Plan on Marine Litter Management in the Mediterranean, adopted by the 18th Meeting of the Contracting Parties (Decision IG.21/7), a series of Marine Litter Baseline Values and Environmental Targets have been adopted by the 19th Meeting of the Contracting Parties (Decision IG.22/10):~~

~~Baseline Values for Floating Marine Litter:~~

- ~~Minimum value: 0 items/km²~~

[1] The methodology applied is detailed in UNEP/MED WG.550/13 "Updated Baseline Values (BV) and Threshold Values (TV) for IMAP Common Indicator 23 (Seafloor macro-litter, Floating microplastics)" (Integrated CORMON, Athens, Greece, 27-28 June 2023).

- ~~Maximum value: 195 items/ km^2~~
- ~~Mean value: 3.9 items/ km^2~~
- ~~Proposed Baseline: 3–5 items/ km^2~~

~~Environmental Targets for Floating Marine Litter:~~
- ~~Types of Target: % of decrease~~
- ~~Minimum: –~~
- ~~Maximum: –~~
- ~~Reduction Targets: Statistically Significant~~

~~Baseline Values for Floating Microplastics:~~
- ~~Minimum value: – items/km^2~~
- ~~Maximum value: 4,860,000 items/ km^2~~
- ~~Mean value: 340,000 items/ km^2~~
- ~~Proposed Baseline: 200,000 – 500,000 items/ km^2~~

~~Environmental Targets for Floating Microplastics:~~
- ~~Types of Target: % of decrease~~
- ~~Minimum: –~~
- ~~Maximum: –~~
- ~~Reduction Targets: Statistically Significant~~
-

Policy documents

- European Commission (2017). Commission Decision (EU) 2017/848 laying down criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters.[10]
- UNEP/MAP - Updated Regional Plan on Marine Litter Management in the Mediterranean (Decision IG.25/9) (2021).
- UNEP/MAP (2025). Decision IG.27/6. EcAp Policy and Roadmap 2026–2035 and Integrated Monitoring and Assessment Programme for the Mediterranean Sea and Coast (updated IMAP 2026–2035). COP24, Cairo, Egypt[13]
- European Commission, Marine Strategy Framework Directive, Directive 2008/56/EC (2008)[15].
- European Commission, Decision on criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters (2010).

Indicator analysis methods

Indicator Definition

GES Definition: Number/amount of marine litter items in the ~~water surface~~water surface and the seafloor do not have negative impacts on human health, marine life, ecosystem services and do not create risk to navigation.

Methodology for indicator calculation

The reporting of monitoring results requires the grouping into categories of material, type and size of litter object. The approach for categories of floating litter is linked with the development of a "master list" with the categories (Artificial Polymer Materials, Rubber, Cloth/Textile, Paper/Cardboard, Processed/Worked Wood, Metal, Glass/Ceramics) for other environmental compartments such as the "joint~~master~~ list" prepared by the EU MSFD TGML. This allows cross comparisons. For the practical use during the monitoring the list has to be arranged by object occurrence frequency so that the data acquisition can be done in the required short time. As floating litter items will be observed but not collected, the size is the only indicative parameter of the amount of plastic material that it contains. The size of an object is defined here as its largest dimension, width or length, as visible during the observation.

The lower size limit for the observations is determined by the observation conditions. A lower size limit that appears to be reasonable for observation from "ships-of-opportunity" and is in line with the size for beach litter surveys is probably the 2.5 cm. This denotes that observations not achieving this minimum size limit cannot be recommended. For reporting purposes size range classes must be introduced as visual observation will not permit the correct measuring of object sizes. Only the estimation of size classes is feasible. The size determination/reporting scheme should enclose the following classes: 2.5 – 5 cm, 5 - 10 cm, 10 – 20 cm, 20 – 30 cm, 30 – 50 cm. While also wider size range classes (e.g. 2.5–10cm, 10–30cm, 30–50 cm) could be utilized, it will be important that a common approach is used, as the data will be combined in common data bases. The upper size limit will have to be determined by statistical calculations regarding the density of the object occurrence in comparison to transect width, length and frequency. In coherence with the beach litter surveys an upper limit of 50 cm is here provisionally proposed. It has to be evaluated in experiments and from initial data sets if items larger than 50 cm should be reported, as their relevance in the statistical evaluation of data from short and narrow coastal transects might be questionable.

For microplastics, indicator calculation should follow harmonised sampling, processing, and reporting procedures to ensure comparability across European marine regions. According to UNEP/MAP MED POL Working Document UNEP/MED WG.482/19 (UNEP MAP MEDPOL, 2020), monitoring of floating microplastics is based on standardized sea-surface sampling using manta or neuston nets with defined mesh size (~~330~~ 300 µm), towing speed (~~2–3~~ 0.5-3 knots; not exceeding 4-4.5 knots)-, sampling duration (10~~5~~-30 minutes), and georeferenced transects. Environmental parameters such as wind, sea state, and distance from the coastline are recorded during sampling to support data interpretation. Samples are processed through laboratory procedures including filtration, density separation, oxidation of organic matter, and microscopic sorting of particles according to size, shape, and colour classes. When possible, polymer identification is conducted using spectroscopic techniques such as FTIR or Raman spectroscopy. The protocol also emphasizes strict quality assurance and quality control procedures, including contamination prevention measures, use of procedural blanks, and harmonized reporting formats for regional assessment under IMAP.

Indicator units

For floating marine litter the unit of reporting will be items of floating litter, 2.5 to 50 cm per km². The data will be available for the different categories and size classes.

For floating microplastics, results are normalized and expressed as particles per cubic metre (particles/m³) or particles per square kilometre (particles/km²).

List of Guidance documents and protocols available

- MSFD Technical Group on ML~~Galgani, F., Ruiz-Orejón, L. F., Ronchi, F.,et al.~~, 2023. Guidance on the Monitoring of Marine Litter in European Seas An update to improve the harmonised monitoring of marine litter under the Marine Strategy Framework Directive, EUR 31539 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2023, doi:10.2760/59137, JRC133594.
- GESAMP (Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection), (2019), Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter and microplastics in the ocean, Reports and Studies GESAMP No 99, UNEP, Nairobi, 130 pages, (P. Kershaw, A. Turra, F. Galgani editors)
- UNEP/MAP MED POL, 2020. *Monitoring Guidelines/Protocols for Floating Microplastics*. UNEP/MED WG.482/19.
- UN Environment / Intergovernmental Oceanographic Commission, Guidelines on Survey and Monitoring of Marine Litter (2009).

- UN Environment / Mediterranean Action Plan, Integrated Monitoring and Assessment Programme Guidance document (2016) (UNEP(DEPI)/MED_IG.22/Inf.7).
- ~~EU MSFD TGML, Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas (2013).~~
- IPA-Adriatic DeFishGear project, 2014. Methodology for Monitoring Marine Litter on the Sea Surface-Visual observation (> 2.5 cm).

Data Confidence and uncertainties

The observation of floating marine litter from ships is subject to numerous variables in the observation conditions. They can be divided into operational parameters, related to the ship properties and observation location. Protocols should be developed where the processing of the collected information, starting from the documentation on board, its compilation, elaboration and further use would be part of the protocol in order to derive comparable final results. The format should allow a compilation across different observing institutes and areas or regions. This would allow a plotting of floating litter distribution over time and thus finally allow the coupling with oceanographic current models.

The widespread acquisition of monitoring data will need some kind of inter-comparison or calibration in order to ensure comparability of data between different areas and over time, for trend assessments. Approaches for this should be developed and implemented. This can be hands (eyes)–on training courses with comparisons of observations. Such events should be organized at Regional level with further implementation at national scale. A methodology for calibrating observation quality by artificial targets may be devised through research efforts.

For microplastics, and according to UNEP/MAP IMAP guidance and the JRC/MSFD monitoring recommendations, uncertainties arise from differences in sampling equipment (e.g. manta or neuston nets), mesh size selection, spatial and temporal variability of microplastic distribution, and meteorological conditions such as wind and sea state, which can affect particle concentration at the sea surface.To limit uncertainties introduced during laboratory processing through particle loss, airborne contamination, visual misidentification, and variability in polymer identification methods, protocols only consider particles above 330µm. Consequently, confidence in microplastic indicators depends on the implementation of harmonized protocols, standardized QA/QC procedures, use of procedural blanks and replicate samples, interlaboratory calibration exercises, and spectroscopic confirmation of polymer composition when feasible. Despite these uncertainties, consistent application of standardized monitoring methodologies allows robust detection of spatial patterns and long-term trends, supporting regional assessment under the UNEP/MAP Integrated Monitoring and Assessment Programme (IMAP).

Methodology for monitoring, temporal and spatial scope

Available Methodologies for Monitoring and Monitoring Protocols

A harmonized approach for the quantification of floating marine litter by ship-based observers has been developed by the EC MSFD Technical Group on Marine Litter (TGML). It has the scope to harmonize the monitoring of floating marine litter:

- In the size range from 2.5 to 50 cm;
- Observation width needs to be determined according to observation set-up;
- It is planned for use from ships of opportunity;
- It is based on transect surveys;
- It should cover short transects; and
- Also record necessary metadata.

The observation from ships-of-opportunity (i.e. volunteer merchant and passenger ships which routinely transit strategic shipping routes) should ensure the detection of litter items at 2.5 cm size. The observation transect width will therefore depend on the elevation above the sea, the ship speed and the observation conditions. Typically a transect width of 10 m can be expected, but a verification should be made and the width of the observation corridor chosen in a way that all items

in that transect and within the target size range, can be seen. Table below provides a preliminary indication of the observation corridor width, with varying observation elevation and speed of vessel (kn = knot = nautical mile/h). The parameters need to be verified prior to data acquisition.

Observation elevation above sea	Ship speed 2 knots = 3.7 km/h	6 knots =11.1 km/h	10 knots = 18.5 km/h
1 m	6m	4m	3m
3m	8m	6m	4m
6m	10m	8m	6m
10m	15m	10m	5m

The ideal location for observation will often be in the bow area of the ships. If that area is not accessible, the observation point should be selected so that the target size range can be observed, eventually reducing the observation corridor, as ship induced waves might interfere with the observations. An inclinometer can be used to measure distances at sea (Doyle, 2007).

The protocol will have to go through an experimental implementation phase during which it is applied in different sea regions by different institutions, its practicality is tested and feedback for definition of observation parameters is provided.
The observation, quantification and identification of floating litter items must be made by a dedicated observer who does not have other duties contemporaneously. Observation for small items and surveying intensively the sea surface leads to fatigue and consequently to observation errors. The transect lengths should therefore be selected in a way that observation times are not too long. Times of 1 h for one observer could be reasonable, corresponding to a length of a few kilometres.

For microplastics (UNEP MAP MADPOL, 2020), sampling of floating microplastics is performed using standardized sea-surface trawling methods designed to ensure comparability among monitoring programmes in the Mediterranean Sea. Sampling is generally conducted using a manta or neuston net equipped with a mesh size of approximately ~~330~~ 300 µm, which is considered the regional reference standard for floating microplastics monitoring. The net is towed at the sea surface at a controlled speed of about 0.5~~2~~–3 knots ~~(not exceeding 4–4.5 knots)~~ along predefined transects for a fixed duration or distance, while avoiding adverse weather conditions that may influence particle distribution. During each tow, environmental parameters such as sea state, wind speed, current direction, GPS position, and distance from the coastline are recorded to support data interpretation and quality assessment.

After collection, samples are carefully transferred into clean containers and preserved for laboratory analysis under contamination-controlled conditions. Laboratory processing typically includes sieving, filtration, density separation, and oxidation of organic material to isolate plastic particles. Microplastics are then visually sorted under stereomicroscopes and classified according to size, shape, colour, and polymer type when spectroscopic techniques such as FTIR or Raman spectroscopy are available. Results are normalized to the sampled water volume or surface area and reported as particles per cubic ~~metre~~metres (particles/m^3) or particles per square ~~kilometre~~kilometer (particles/km^2). The protocol also emphasizes strict quality assurance and quality control procedures, including the use of blanks, contamination prevention measures, standardized reporting formats, and harmonized particle classification systems to improve data confidence and regional comparability.

Available data sources

- UNEP/MAP InfoMAP System

- European Marine Observation and Data Network (EMODnet) https://emodnet.ec.europa.eu/en/chemistry?utm_source=chatgpt.com#marine-litterJRC Marine Litter Database / EU Marine Litter Watch
- JRC Floating litter database & Smartphone app system (https://inspire-europe.org/solutions/jrc-floating-litter-monitoring-app/?utm_source=chatgpt.com)
- IPA Adriatic DeFishGear Project: http://www.defishgear.net/
- Hellenic Marine Environment Protection Association (HELMEPA) (floating marine litter): http://www.helmepa.gr/en/home.php\

Spatial scope guidance and selection of monitoring stations

The monitoring of floating marine litter by observers is a methodology indicated for short transects in selected areas. In a region with little or no information about floating marine litter abundance it might be advisable to start by surveys in different areas in order to understand the variability of litter distribution. The selected areas should include expected low density areas (e.g. open sea) as well as expected high density areas (e.g. close to ports). This will help to obtain maximum/minimum conditions and train the observers. Other selected areas (e.g. in estuaries), in the vicinity of cities, in local areas of touristic or commercial traffic, incoming currents from neighbouring areas or outgoing currents should be considered. Based on the experience obtained in this initial phase, a routing programme including areas of interest should then be established.

For microplastics, the spatial scope of floating microplastics monitoring should be designed to provide representative coverage of major marine subregions, coastal influence zones, offshore waters, and known accumulation areas. Monitoring stations should therefore be selected to capture spatial variability associated with hydrodynamic conditions, urban and riverine inputs, maritime activities, population density, and oceanographic circulation patterns. Priority areas commonly include river mouths, harbours, urbanized coastal zones, shipping routes, marine protected areas, offshore reference sites, and convergence or retention zones where floating debris tends to accumulate.

Sampling stations should be georeferenced and maintained consistently over time to support long-term trend analysis and comparability among surveys. The guidance recommends the use of fixed monitoring transects combined, where possible, with additional adaptive sampling in hotspots identified through previous surveys, remote sensing, hydrodynamic modelling, or regional knowledge. Ideally, stations should also be distributed across coastal and offshore gradients to assess transport pathways and regional distribution patterns of microplastics. Replication among stations and repeated seasonal sampling are recommended to address temporal and spatial variability.

Temporal Scope guidance

The observation of floating marine litter is much depending on the observation conditions, in particular on the sea state and wind speed. The organization of monitoring must be flexible enough to take this into account and to re-schedule observations in order to meet appropriate conditions. Ideally the observation should be performed after a minimum duration of calm sea, so that there is no bias by litter objects which have been mixed into the water column by recent storms or heavy sea.
The initial, investigative monitoring should be performed with a higher frequency in order to understand the variability of litter quantities in time. Even burst surveying, i.e.
high surveying frequency over short period, might be appropriate in order to understand the variability of floating marine litter occurrence.

For trend monitoring the timing will depend on the assumed sources of the litter, this can be e.g. monitoring an estuary after a rain period in the river basin, monitoring a touristic area after a holiday period. The timing of the surveys will also depend on the schedule of the observation

platforms. Regular patrols of coast guard ships, ferry tracks or touristic trips may offer frequent opportunities which thus also allow the use during the needed calm weather conditions.

For floating microplastics, monitoring should be designed to capture both seasonal variability and long-term environmental trends. Monitoring surveys are therefore recommended to be repeated at regular and harmonized intervals using consistent methodologies, sampling stations, and environmental recording procedures. Seasonal variability may strongly influence microplastic abundance due to changes in hydrodynamics, tourism pressure, river discharge, rainfall events, biological productivity, and maritime activities. Consequently, surveys are preferably conducted during comparable seasons each year and, where resources permit, repeated several times annually to improve representativeness.

It is recommended to establish long-term monitoring programmes capable of detecting interannual trends and supporting regional assessments of Good Environmental Status under UNEP/MAP IMAP Ecological Objective 10. Sampling frequency should remain sufficiently consistent over time to allow statistical trend analysis and minimize uncertainties associated with episodic events such as storms, floods, or accidental pollution releases. Environmental conditions during sampling, including wind speed, sea state, and current conditions, should also be systematically recorded because they may strongly affect surface microplastic concentrations and temporal comparability between surveys.

For regional harmonization, monitoring activities should ideally follow coordinated Mediterranean and European assessment cycles, with standardized reporting periods and regular data submission to regional repositories such as InfoMAP. The use of fixed monitoring periods, repeated surveys, and harmonized protocols increases confidence in the interpretation of temporal trends and supports integrated regional assessment of marine litter indicators.

Data analysis and assessment outputs

Statistical analysis and basis for aggregation

No specific statistical tool is required for the analysis of the observed floating marine litter items or microplastics. However, it is not uncommon that floating marine litter ~~items~~, including appear grouped, either because they have been released together or because they accumulate on oceanographic fronts. The reporting system should acknowledge this and foresee a way to report such groups. The occurrence of such accumulation areas needs to be considered when evaluating the data. Along with the litter occurrence data, a series of metadata should be recorded, including geo-referencing (coordinates) and wind speed (m/s). This accompanying data shall allow the evaluation of the data in the correct context.

Expected assessments outputs

- Assess accumulation zones for floating marine litter items and microplastics;
- Assess abundance, density and types of floating marine litter items and microplastics in a more precise way;
- Comparison with marine litter found in other sea compartments.

Known gaps and uncertainties in the Mediterranean

Only a few studies have been published on the abundance of floating macro debris in Mediterranean waters ~~(Aliani et al., 2003; UNEP, 2009; Topcu et al., 2010, Gerigny et al., 2011, Suaria and Aliani, 2015, Vlachogianni et a; 2017),~~ and the reported quantities measuring over 2 cm range widely from 0 to over 600 items per square kilometer. So the abundance of floating marine

litter in the Mediterranean Sea cannot be estimated with accuracy. Moreover we still have limited ~~no~~ information on the accumulation zones for floating marine litter items.
Contacts and version Date: *UNEP/MAP 16 January 2017*
Key contacts within UN Environment for further information • Ms Olfat Hamdan, MED POL Programme Management Officer (olfat.hamdan@un.org) • Mr Christos Ioakemidis, QSR Programme Management officer (christos.ioakeimidis@un.org) • Mr. Atila Uras, Senior Programme Officer (Scientific and Technical) (atila.uras@un.org) • Ms Tatjana Hema, Coordinator, UN Environment/Mediterranean Action Plan (tatjana.hema@un~~ep~~.org)

Version No	Date	Author
V.1~~2~~	2~~6~~8.0~~4~~5.2~~6~~17 28/04/2017	MEDPOL
V2	10/06/2026	MED POL

4. Guidance Factsheet on IMAP Common Indicator 24 (Trends in the amount of litter ingested by marine organisms and in the number of individuals entangled in marine litter)

Common indicator 24: Trends in the amount of litter ingested by marine organisms and in the number of individuals entangled in marine litter.

Indicator Title	*Common Indicator 24: Trends in the amount of litter ingested by or entangling marine turtles.*	
Relevant GES definition	**Related Operational Objective**	**Target(s)**
- Amount (g)[1] of marine litter ingested by marine organisms do not alter populations of sentinel organisms. - Number of individuals entangled in marine litter do not alter populations of sentinel organisms	Impacts of litter on marine life are controlled to the maximum extent practicable (10.2)	- Decreasing trend in the stomach content of the sentinel species. - Decreasing frequency of occurrence of sea turtles entangled in marine litter.
Rationale		

Justification for indicator selection

As marine litter affects different ecological compartments, the study of its impact on marine biota of all trophic levels on the same temporal and spatial scale is of increasing importance. More than 800 marine and coastal species are affected by marine debris through ingestion, entanglement (including impacts associated with ghost-fishing) and dispersal by rafting as well as habitat effects. More than 500 marine and coastal species are affected by ingestion of, or entanglement in, marine debris, which includes the effects of ghost fishing. A review of 128 publications documenting the impacts of marine litter on 329 Mediterranean taxa found that 156 taxa were affected through ingestion and/or entanglement (Anastasopoulou and Fortibuoni, 2019).

~~The number of seabird and marine mammal species affected by marine debris ingestion or entanglement is steadily rising. Moreover~~ Microplastics are present in all marine habitats and from the ocean surface to the seabed and are available to every level of the food web, from primary producers to higher trophic levels (GESAMP, 2015). ~~Microplastics are also providing a new habitat in the oceans for microbial communities, although the effects on ocean ecosystems and processes are not yet understood (CBD, 2016).~~With regard to biodiversity, it is essential to focus research on sensitive species such as turtles, marine mammals, seabirds, and filter feeders, invertebrates or fish that may be ingest micro plastics. In this regard, the marine turtle *Caretta caretta* was identified as the most representative species for IMAP Common Indicator 24 (UNEP/MAP-SPA/RAC, 2018).

~~Protocols also have to be developed in order to assess early warning effects on key species and key habitats (CIESM Workshop Monographs, 2014). The effect of marine litter on marine populations is difficult to quantify, as an unknown number of marine animals die at sea and may quickly sink or be consumed by predators, eliminating them from potential detection. New methods for the unbiased estimation of mortality rates and the effects on the population dynamics of many affected species are urgently needed.~~

~~In the North Sea, an indicator is available, which expresses the impact of marine litter (OSPAR EcoQO). It measures ingested litter in Northern Fulmar and it is used to assess temporal trends,~~

[1] Dry mass

Indicator Title	*Common Indicator 24: Trends in the amount of litter ingested by or entangling marine turtles.*

~~regional differences and compliance with a set target for acceptable ecological quality in the North Sea area (Van Franeker et al., 2011). A combined protocol is also proposed by the EU Marine Strategy Framework Directive (MSFD) Technical Group on Marine Litter (TGML) which can be used for seabirds in general. However alternative tools are needed for the Mediterranean Sea. Moreover, in the Adriatic Sea, fish have been found ingesting marine litter particles at a rate of 2.6% in the North Adriatic, 25.9% South Adriatic, and 2.7% in the northeastern Ionian Sea (Vlachogianni et al., 2017).~~

~~On the basis of available information and expertise, a monitoring protocol for marine litter in sea turtles with focus on relevant parameters for application in the Mediterranean Sea is proposed by the EU MSFD TGML.~~ The loggerhead sea turtle *Caretta caretta* is the most abundant chelonian in the Mediterranean (Camedda et al., 2014; Casale and Margaritoulis, 2010). Plastic ingestion by loggerhead sea turtles is likely explained by multiple, non-exclusive mechanisms. In addition to the visual resemblance of plastic debris to natural prey, debris may be ingested incidentally while feeding because it is entangled with prey or already present within prey items. Furthermore, biofouled plastics emit sulfur-containing compounds, particularly dimethyl sulfide (DMS), which may act as attractive foraging cues, representing a complementary mechanism that could further increase the likelihood of plastic ingestion (Savoca et al., 2016; Pfaller et al., 2020), ~~and may ingest plastic bags mistaken for jellyfishes (Mrosovsky et al., 2009) when they feed in neritic and offshore habitats.~~ This is a very sensitive species to marine litter and one of the most studied. Despite the fact that the loggerhead is able to ingest any kind of waste, plastic items seem to be more significant than other kinds of marine litter. Different studies in the Mediterranean Sea (Lazar and Gracan, 2011; Campani et al., 2013, Camedda et al., 2014; Domènech et al., 2019; Digka et al., 2020; Duncan et al.,2024), as well as for other seas and oceans, demonstrated that plastic is the most frequently ingested anthropogenic debris. ~~There is no difference in litter found in stranded sea turtles when compared with those excreted by hospitalized ones (Camedda et al., 2014), with analyses showing homogeneity in relation of the total abundance, weight, and composition among alive and dead individuals.~~ The INDICIT project—involving the necropsy of over 1,000 loggerhead turtles from seven Atlantic and Mediterranean countries—did not identify any significant environmental or intrinsic factors affecting the probability of debris ingestion, highlighting the importance of collecting more data to enable statistically more powerful tests (INDICIT consortium, 2021).

~~A global review by Duncan et al. (2017) reported that marine turtles of all species and life stages are affected by entanglement across all ocean basins. Entanglement in discarded nets, traps, strapping bands, and plastic bags is frequently documented and may result in severe injuries, including maiming, limb amputation, altered buoyancy, and impaired mobility. These impacts can disrupt normal behaviour, reduce survival capacity, and ultimately lead to mortality (Atzori et al., 2017). Evidence from outside the Mediterranean further supports these findings. For example, a case study from Gran Canaria Island (Spain, Atlantic Ocean) covering the period 1998–2014 identified entanglement in fishing gear and/or plastics as the most frequent cause of morbidity in *Caretta caretta* (Orós *et al.*, 2016). Within the Mediterranean, entanglement incidents involving *Caretta caretta* have also been reported (Despoti *et al.*, 2025), confirming the occurrence of this pressure in the region.~~
A global review by Duncan et al. (2017) reported that marine turtles of all species and life stages are affected by entanglement across all ocean basins. Entanglement in abandoned, lost or otherwise discarded fishing gear (ALDFG), including nets, ropes and lines, as well as in other anthropogenic debris such as plastic strapping bands, heavy-duty sacks and plastic bags, is frequently documented and may result in severe injuries, including deep lacerations, limb amputation, carapace deformation, altered buoyancy and impaired mobility. These injuries can impair feeding, diving and locomotion, ultimately reducing survival and leading to mortality (Atzori et al., 2017; Claro et al., 2018). The literature review by Claro et al. (2018) identified ghost fishing gear as the predominant source of entanglement worldwide, highlighting entanglement as one of the major impacts of marine litter on sea turtles. At the regional scale, the INDICIT Consortium (2021) similarly identified fishing-related debris as the principal*Caretta caretta*) accounting for most recorded cases. While abandoned fishing gear is responsible for the highest proportion of fatal entanglements, land-based litter such as heavy-duty sacks may also cause severe injuries. According to the INDICIT II assessment, entanglement is frequently associated with severe lesions, including flipper amputations, because these materials tighten around body parts (INDICIT Consortium, 2021). These

Indicator Title	*Common Indicator 24: Trends in the amount of litter ingested by or entangling marine turtles.*

findings are further supported by the recent OSPAR assessment, which concluded that fishing nets, ropes, strings and cords are the marine litter items most frequently involved in sea turtle entanglement in the North-East Atlantic. The report also highlighted important methodological challenges, including the lack of harmonised monitoring protocols, inconsistencies in litter classification and difficulties in distinguishing entanglement from bycatch, which currently limit regional assessments and comparisons (OSPAR, 2024). Evidence from outside the Mediterranean further supports these findings. *Caretta caretta* (Orós et al., 2016). Within the Mediterranean, entanglement incidents involving *Caretta caretta* have also been reported (Despoti et al., 2025), confirming that this pressure is widespread across the basin (Claro et al., 2018; INDICIT Consortium, 2021).

~~Entanglement in beached animals, entanglement in live animals (others than in relation to seabird nests), ingestion of litter by marine mammals, ingestion of litter by marine invertebrates and research on food chain transfer are reflected in the final report of the EU MSFD TGML. However only ingestion of and entanglement in marine litter by marine mammals are considered by the EU MSFD TGML for further development whereas the other aspects are crucial issues for research but not suitable to be recommended for wide monitoring application at this stage.~~

Owing to its sensitivity to marine litter, extensive scientific documentation, and the availability of well-established monitoring programmes throughout the region, *Caretta caretta* represents a suitable sentinel species for assessing marine litter impacts under IMAP Common Indicator 24.

Scientific References Cited

- Anastasopoulou, A., & Fortibuoni, T. (2019). Impact of plastic pollution on marine life in the Mediterranean Sea. In Plastics in the aquatic environment-part I: current status and challenges (pp. 135-196). Cham: Springer International Publishing.
- ATZORI, Fabrizio, CAROSSO, Lara, CADONI, Nicoletta, et al. Loggerhead sea turtle, *Caretta caretta*, presence and its exposure to floating marine litter in the Sardinia Channel and the Strait of Sicily: Results from seven years of monitoring using ferry as platform of observation. Mediterranean Marine Science, 2021, vol. 22, no 2, p. 422-435.
- Camedda A., Marra S., Matiddi M., Massaro G., Coppa S., Perilli A., Ruiu A., Briguglio P., G.De Lucia (2014). Interaction between loggerhead sea turtles (Caretta caretta) and marine litter in Sardinia (Western Mediterranean Sea). Marine Environmental Research, 100, 25-32.
- Campani T., Baini M., Giannetti M., Cancelli F., Mancusi C., Serena F., Marsili L., Casini S., M.C. Fossi (2013) Presence of plastic debris in loggerhead turtle stranded along the Tuscany coasts of the Pelagos Sanctuary for Mediterranean Marine Mammals (Italy). Mar. Pollut. Bull. 74, 225-230.
- Casale P., D.Margaritoulis (2010) Sea Turtles in the Mediterranean: Distribution, Threats and Conservation Priorities. IUCN: Gland, Switzerland. 304 pages.
- Despoti, S., Solanou, M., Tsoukali, S., Valavanis, V., Tsagarakis, K., & Giannoulaki, M. (2025). Uncovering Sea Turtle Strandings in the Greek Seas (Eastern Mediterranean Sea): Spatiotemporal Patterns and Signs of Anthropogenic Interaction. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 35(2), e70066.
- Digka, N., Bray, L., Tsangaris, C., Andreanidou, K., Kasimati, E., Kofidou, E., Komnenou, & A., Kaberi, H. (2020). Evidence of ingested plastics in stranded loggerhead sea turtles along the Greek coastline, East Mediterranean Sea. Environmental Pollution, 263, 114596.
- Domènech, F., Aznar, F. J., Raga, J. A., & Tomás, J. (2019). Two decades of monitoring in marine debris ingestion in loggerhead sea turtle, *Caretta caretta*, from the western Mediterranean. Environmental Pollution, 244, 367-378.
- Duncan, E. M., Akbora, H. D., Baldi, P., Beton, D., Broderick, A. C., Çiçek, B. A., Crowe-Harland, C., Davey, S., DeSerisy, T., Fuller, W. J., Haywood, J. C., Hsieh, Y. J., Kaya, E., Omeyer, L. C. M., Özkan, M., Palmer, J. L., Roast, E., Santillo, D.,

Indicator Title	*Common Indicator 24: Trends in the amount of litter ingested by or entangling marine turtles.*

Schneider, M. J., Snape, R. T. E., Sutherland, K. C., & Godley, B. J. (2024). Marine turtles as bio-indicators of plastic pollution in the eastern Mediterranean. Marine Pollution Bulletin, 201, 116141.

- GESAMP (2015). "Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment" (Kershaw, P. J., ed.). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 90, 96 p.
- Lazar B., R. Gracan (2011) Ingestion of marine debris by loggerhead sea turtle, Caretta caretta in the Adriatic Sea. Mar. Pollut. Bull. 62, 43-47.
- Mrosovsky N., Ryan G.D., A.James (2009) Leatherback turtles: the menace of plastic. Mar. Pollut. Bull. 58, 287-289.
- Orós, J., Montesdeoca, N., Camacho, M., Arencibia, A., & Calabuig, P. (2016). Causes of stranding and mortality, and final disposition of loggerhead sea turtles (Caretta caretta) admitted to a wildlife rehabilitation center in Gran Canaria Island, Spain (1998-2014): a long-term retrospective study. PLoS One, 11(2), e0149398.
- Claro, F., Fossi, M.C., et al., 2018. Marine litter and sea turtles: A review of the available literature on entanglement and ingestion interactions
- Darmon, G., Schulz, M., Matiddi, M., Loza, A.L., Tomas, J., Camedda, A., Chaieb, O., El Hili, H.A., Bradai, M.N., Bray, L., Claro, F., Dellinger, T., Dell'Amico, F., de Lucia, G.A., Duncan, E., Gambaiani, D., Jenot, B., Kaberi, H., Kaska, Y., Martin, J., Martinez-Gil Pardo de Vera, M., Moreira, C., Ostiategui, P., Kim Pham, C., Piermarini, R., Revuelta, O., Rodriguez, Y., Silvestri, C., Snape, R., Sozbilen, D., Tsangaris, C., Vale, M., Vandeperre, F., Miaud, C., 2022. Drivers of litter ingestion by sea turtles: Three decades of empirical data collected in Atlantic Europe and the Mediterranean. Marine Pollution Bulletin, 185, 114364.
- European Commission, Joint Research Centre, INDICIT Consortium, 2021. Monitoring Marine Litter Impacts on Marine Turtles: INDICIT II Final Report. European Union.
- OSPAR Commission, 2024. State of Play for Candidate Indicator B.4.6: Marine Turtle Entanglement in Marine Litter. OSPAR Commission. Available at: https://www.ospar.org/site/assets/files/49727/1413add1_state_of_play_b_4_6_def.pdf

Policy Context and targets (other than IMAP)

The UN Environment / Mediterranean Action Plan Barcelona Convention Regional Plan on Marine Litter Management in the Mediterranean Region is the first ever legally binding regional plan adopted by a Regional Sea Convention (Decision IG. 21/7) that addresses marine litter management in regional level in a coherent manner and sets out legally binding measures at regional and national level, and implementation timetables. The Regional Plan has been updated in 2021 (Decision IG.25/9). The main objectives of the ML Management Regional Plan are to prevent and reduce marine litter generation and its impact on marine and coastal environment in order to achieve good environmental status (GES) as per the relevant Mediterranean ecological objectives and ecosystem approach based Marine Litter related targets adopted by UN Environment / Mediterranean Action Plan in 2012 and 2013 during the 17th and 18th Meeting of the Contracting Parties of the Barcelona Convention consecutively.

The EU Marine Strategy Framework Directive MSFD (2008/56/EC) requires European Member States to develop strategies that should lead to programmes of measures to achieve or maintain Good Environmental Status (GES) in European Seas. MSFD sets the framework for Member States to achieve by 2020 GES for their marine waters, considering 11 descriptors. Descriptor 10 focuses on marine litter, stating that GES is achieved only when "Properties and quantities of marine litter do not cause harm to the coastal and marine environment". CI24 is fully harmonised with MSFD Descriptor 10, particularly criteria D10C3 (ingested litter in marine organisms) and D10C4 (individuals adversely affected by entanglement or injury), thereby ensuring consistency

Indicator Title	*Common Indicator 24: Trends in the amount of litter ingested by or entangling marine turtles.*

of assessment frameworks while avoiding duplication of effort and reducing historical fragmentation of data between EU and non-EU Contracting Parties.

Indicator/Targets

UNEP/MAP Decision IG.27/6 (COP24, Cairo, Egypt, Dec. 2025) reaffirmed and updated the GES-related elements for IMAP EO10 including for IMAP CI24, detailing a GES target, baselines and threshold values and environmental targets.

GES Target:

- Decreasing trend in the stomach content of the sentinel species[6];
- Decreasing frequency of occurrence of sea turtles entangled[7] in marine litter.

Baseline Values:

- Ingestion: 0.07 gr dry weight of ML ingested
- Entanglement: 35% of individuals affected within the ~~affected~~ sample

Threshold Values:

- Ingestion: 0.01 gr dry weight of ML ingested
- Entanglement: 9% of individuals affected within the ~~affected~~ sample

~~Moreover, in the framework of the UN Environment / Mediterranean Action Plan Barcelona Convention Regional Plan on Marine Litter Management in the Mediterranean, adopted by the 18th Meeting of the Contracting Parties (Decision IG.21/7), a series of Marine Litter Baseline Values and Environmental Targets have been adopted by the 19th Meeting of the Contracting Parties (Decision IG.22/10):~~

~~Baseline Values for Affected Sea Turtles (%):~~
~~- Minimum value: 14%~~
~~- Maximum value: 92.5%~~
~~- Mean value: 45.9%~~
~~- Proposed Baseline: 40-60%~~
~~Environmental Targets for Affected Sea Turtles (%):~~
~~- Types of Target: % of decrease in the rate of affected animals~~
~~- Minimum: -~~
~~- Maximum: -~~
~~- Reduction Targets: Statistically Significant~~
~~Baseline Values for Ingested Marine Litter (gr):~~
~~- Minimum value: 0 gr~~
~~- Maximum value: 14 gr~~
~~- Mean value: 1.37 gr~~
~~- Proposed Baseline: 1-3 gr~~
~~Environmental Targets for Ingested Marine Litter (gr):~~
~~- Types of Target: % decrease in quantity of ingested weight (gr)~~
~~- Minimum: -~~
~~- Maximum:~~
~~Reduction Targets: Statistically Significant~~

Policy document

- UN Environment / Mediterranean Action Plan, Regional Plan on Marine Litter Management

[6] *Caretta caretta* sea turtle species

[7] *Caretta caretta* species

Indicator Title	*Common Indicator 24: Trends in the amount of litter ingested by or entangling marine turtles.*

in the Mediterranean, Decision IG.21/7 (2013).[8]

- UN Environment / Mediterranean Action Plan, Integrated Monitoring and Assessment Programme of the Mediterranean Sea and Coast and Related Assessment Criteria, Decision IG.22/7 (2016)[9]
- UN Environment, Marine Litter Legislation Toolkit for Policymakers (2016)[10].
- European Commission, Marine Strategy Framework Directive, Directive 2008/56/EC (2008)[11]
- European Commission, Decision on criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters (2010)[12]
- UNEP/MAP Decision IG.27/6 (2025): Ecosystem Approach (EcAp) Policy and Roadmap 2026-2035 and Integrated Monitoring and Assessment Programme for the Mediterranean Sea and Coast (IMAP)[13]
- UNEP/MAP Decision IG.25/9 (2021). Amendments to the Regional Plan on Marine Litter Management in the Mediterranean in the Framework of Article 15 of the Land Based Sources Protocol[14]
- Commission Decision (EU) 2017/848 of 17 May 2017, OJ L 125, 18.5.2017, p. 43–74.[15]
- UNEP/MAP- 2017 Mediterranean Quality Status Report[16]
- United Nations Environment Programme (2024). Mediterranean Quality Status Report: The state of the Mediterranean Sea and Coast from 2018-2023. Athens. https://wedocs.unep.org/20.500.11822/46733[17]
- **UNEP/MED WG.627/Inf.10:** Baseline Values (BV) and Threshold Values (TV) for IMAP Candidate Indicator 24[18]
- UNEP/MAP SPA/RAC. (2018). Defining the most representative species for IMAP Candidate Indicator 24. By Fr. Galgani. Ed. SPA/RAC, Tunis: 37 pp + Annexes.[19]

Indicator analysis methods

Indicator Definition

The indicator is defined as the amount (g of dry mass) of marine litter ingested by marine organisms (e.g., *caretta caretta*) and the number of individuals entangled in marine litter. These metrics are used to assess whether exposure levels may affect sentinel organism populations *Caretta caretta* being the selected indicator species.

[8] https://wedocs.unep.org/rest/bitstreams/8222/retrieve (ENG) / https://wedocs.unep.org/rest/bitstreams/8223/retrieve (FR)
[9] https://wedocs.unep.org/rest/bitstreams/8385/retrieve

[10] https://wedocs.unep.org/rest/bitstreams/8385/retrieve
[11] http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0056&from=EN
[12] http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32010D0477(01)&from=EN
[13] https://legacy.spa-rac.org/en/decision/download/1886/ecosystem-approach-ecap-policy-roadmap-and-integrated-monitoring-and-assessment-programme-for-the-mediterranean-sea-and-coast-imap?type=en
[14] https://wedocs.unep.org/rest/api/core/bitstreams/793e1f6e-7b00-4666-b68f-7a7a98368661/content
[15] https://mcc.jrc.ec.europa.eu/documents/ComDec/Com_dec_GES_2017_848_EU.pdf
[16] https://www.unep.org/unepmap/resources/quality-status-report-mediterranean-med-qsr-2017
[17] https://www.unep.org/resources/report/2023-mediterranean-quality-status-report
[18] https://wedocs.unep.org/rest/api/core/bitstreams/91ac9caa-b7ce-40ae-a563-45741819b3ab/content
[19] https://www.rac-spa.org/sites/default/files/doc_marine_litter/imap_eng_web.pdf

Indicator Title	*Common Indicator 24: Trends in the amount of litter ingested by or entangling marine turtles.*

Methodology for indicator calculation

~~Seabirds:~~
~~The methodology of the tool proposed by the EU MSFD TGML follows the OSPAR Ecological Quality Objective (EcoQO) methods for monitoring litter particles in stomachs of northern fulmars (Fulmarus glacialis). The stomach contents of birds beached or otherwise found dead are used to measure trends and regional differences in marine litter. Background information and the technical requirements are described in detail in documents related to the fulmar EcoQO methodology. A pilot study evaluating methods and potential sources of bias was conducted by Van Franeker & Meijboom (2002). Bird dissection procedures including characters for age, sex, cause of death etc. have been specified in Van Franeker (2004). Further OSPAR EcoQO details were given in OSPAR (2008, 2010a, b) and in Van Franeker et al., (2011a, 2011b).~~

~~Sea Turtles:~~
~~The digestive tract contents of stranded Loggerhead sea turtles Caretta caretta (Linnaeus, 1758) are used to measure trends and regional differences in marine litter. In many case the stranded animals are stored into freezers and when the adequate number of speciments is collected then the analysis is performed. A recent pilot study evaluating methods and potential sources of bias was conducted during 2012 by ISPRA, CNR IAMC Oristano, Stazione Zoologica Napoli; University of Siena, University of Padova, ArpaToscana. Caretta caretta feeds in the water column and at the seafloor. Therefore these two marine compartments are addressed when quantifying litter in the stomachs of stranded Loggerhead sea turtles.~~

~~Entanglement rates among beached animals:~~
~~Direct harm or death is more easily observed and thus more frequently reported for entanglement than for ingestion of litter. This applies to all sorts of organisms, marine mammals, birds, turtles, fishes, crustaceans etc. It is, however, difficult from simply looking at the outside appearance of an animal to identify whether a particular individual has died because of entanglement in litter rather than from other causes, mainly entanglement in active fishery gear (by-catch). Nevertheless, it is possible to differentiate between animals that have died quickly due to entanglement and sudden death in active fishing gear and those suffering a long drawn out death after entanglement in pieces of nets, string or other litter items, because entangled birds, which have been entangled for a time before death are emaciated.~~

~~Proportions of sea birds found dead with actual remains of litter attached as evidence for the cause of mortality are extremely low. The possible use of entangled beached birds as an indication of mortality due to litter will be further investigated by the EU MSFD TGML.~~
~~In marine mammals, numbers of beached animals and especially cetaceans are often high, and many have body marks suggesting entanglement, although remains of ropes or nets on the corpses are mostly rare. Given that in a number of places well working stranding networks are already in place, dead marine mammals should, whenever possible, become subject to pathologic investigations which need to include an assessment for the cause of disease and death and the relevance of marine litter in this connection.~~

~~This issue will be further investigated and the development of a dedicated monitoring protocol for the entanglement of marine mammals in marine litter will be considered in the next report of the EU MSFD TGML.~~

~~Ingestion of litter by marine mammals and entanglement:~~
~~Ingestion of litter by a wide range of whales and dolphins is known. Although known rates of incidences of ingested litter are generally low to justify a standard ECAP monitoring recommendation at this point, it can also be argued that the number of pathologically studied~~

Indicator Title	*Common Indicator 24: Trends in the amount of litter ingested by or entangling marine turtles.*

~~animals is low as well. Dead marine mammals should, whenever possible, become subject to pathologic investigations which need to include an assessment for the cause of disease and death and the relevance of ingested marine macro- and microlitter in this connection.~~
~~The development of a monitoring protocol for the ingestion of marine litter in the different size categories by marine mammals will therefore be considered in the next report of the TSG ML.~~
~~Opportunistic monitoring of marine mammals is envisaged under the population demographic characteristics component of the EcAp biodiversity common indicators.~~

1. Calculation of Marine Litter Ingestion Metrics

Ingestion is evaluated using the **Loggerhead turtle (*Caretta caretta*)** as the primary sentinel species~~, utilizing data from both necropsied dead specimens and hospitalized live specimens~~. The threshold for litter ingestion is assessed based on data from necropsied dead turtles; however, it is strongly recommended to collect data on live turtles in order to increase statistical test power in the near future.

- **Frequency of Occurrence (FO%):** This metric represents the percentage of individuals in a sample that have ingested marine litter.

  Calculation:

  $$FO\% = \left(\frac{\text{Number of necropsied individuals with ingested litter}}{\text{Total number of necropsied individuals investigated}}\right) \times 100$$

  The "total individuals investigated" must include those found with zero litter in their digestive tract to ensure a representative population average.

- **Mean Dry Mass:** While FO% tracks regional encounter rates, the **Mean Dry Mass** of ingested litter per animal (expressed as weight in grams, accurate to the second decimal place) constitutes the primary quantitative metric and core information required for CI 24 **national monitoring programmes** to evaluate deviations from established threshold values and it is the primary quantitative metric used to define **Good Environmental Status (GES)**..

  Calculation: The total dry mass (reported to **0.01g precision**) of ***all ~~plastic litter~~ items*** found per individual, averaged across the sample size.

  *Threshold values (TV): Achievement of GES is measured against quantified thresholds set at **0.01g dry weight.***

- **Health Proxy (Litter vs. Diet):** For a more nuanced health assessment, the dry mass of ingested ~~plastic~~ litter items is compared against the dry mass of **natural food remains (FOO)** found in the same specimen.

2. Calculation of Entanglement and Physical Injury Metrics

The methodology seeks to precisely differentiate impacts from Abandoned, Lost, or otherwise Discarded Fishing Gear (ALDFG) versus active bycatch. To achieve this, it is recommended to apply all four diagnostic criteria established by the EU funded project INDICIT II Consortium. It is recommended to take pictures (e.g., litter items, recognizable impact on individual state) and specify in the colum "Remark" of the database, when litter items are recognizable (e.g., packaging, party balloon, biomedia, etc.). These criteria cover the full spectrum of field scenarios—including doubtful cases—all of which must be systematically recorded and included in the national database to prevent false readings of Good Environmental Status (GES):

Indicator Title	*Common Indicator 24: Trends in the amount of litter ingested by or entangling marine turtles.*

1. Criteria to identify entanglement in marine litter: Evaluation of debris origin (e.g., land-based packing straps, plastic bags) and material degradation (indicating prolonged exposure at sea prior to animal interaction).
2. Criteria to identify bycatch in active fishing gear: Diagnostic signs of active interactions with target commercial fisheries (e.g., target fish present in gear, fresh clean cuts, or typical operational net marks).
3. Criteria to identify doubtful cases: Scenarios where the trapping item is missing or structural evidence is insufficient to confidently separate marine litter entanglement from active bycatch. (Note: These cases must be logged and maintained in the database).
4. Criteria to identify accidental catch in active structures: Scenarios where organisms are wrapped or trapped in non-fishing marine infrastructure (e.g., anchoring lines, industrial buoys, or signaling structures).

- **Entanglement Frequency**: The percentage of individuals in the stranding network showing clear evidence of being "wrapped, trapped, or stuck" in anthropogenic debris.
  - *Threshold:* Target values are established at **9% of the affected sample**.
- **Impact Severity Index:** Injuries are categorized based on a standardized severity scale—**Minor, Medium, Severe, or Extreme**—to quantify the impact on animal viability and population recruitment.

3. Standardised Data Processing (Standards outlined by the EU Projects: Protocol INDICIT- Marine Litter MED -)

To ensure regional comparability and eliminate data fragmentation, all calculations must adhere to the Protocols for monitoring interactions between marine litter and marine turtles (ingestion and entangling) with a view to harmonizsing methods of data collection for monitoring and assessment in the Mediterranean **Litter Categorization:** Litter must be calculated and reported according to standardized IMAP categories: **IND PLA** (industrial pellets), **USE SHE** (sheets/bags), **USE THR** (threads/fishing lines), **USE FOA** (foam), **USE FRA** (fragments), and **USE POTH** (other plastics) and OTHER (non plastic litter).

- **Size:** Only fragments ≥ **1 mm** are included in the calculation. These are further separated into **micro-litter (1–5 mm)**, meso-litter (5-25 mm) and **macro-litter (> 25 mm)** for detailed pressure analysis.
- **Precision and Specimen ID:** All morphometric data (e.g., **CCL, SCL**) used to correlate litter mass with life stage must be reported to **0.01 cm precision**.

Indicator units

For the Loggerhead turtle (*Caretta caretta*), mandatory reporting is divided into streams utilizing the following standardized units:

1. Marine Litter Ingestion Metrics

- **Frequency of Occurrence (FO%):** Expressed as a percentage (%) of individuals in a sample found with ingested litter.
- **Abundance by mass**: (weight in grams, accurate to 3th decimal) is the main information useful for the monitoring programme.
- **Health Proxy Ratio:** Comparison of ingested plastic dry mass (g) against natural **Food Remains (FOO)** dry mass (g), both reported to **0.01 precision**.

2. Entanglement and Physical Injury Metrics

- **Entanglement Frequency:** Expressed as the percentage (%) of individuals in the sample adversely affected by interaction with litter.

Indicator Title	*Common Indicator 24: Trends in the amount of litter ingested by or entangling marine turtles.*

- **Qualitative and Typological Characterization of Entanglement**: To ensure compliance with regional MSFD and IMAP monitoring standards, every recorded entanglement event must be documented using three intersecting data streams: *Frequency of Occurrence, Litter Typology, and Impact Severity.*
  a. Impact Severity Scale: Qualitative impact categorized by standardized severity codes (None, Minor, Medium, Severe, Extreme).
  b. Litter Typology & Characterization: To identify the precise pressure source, the entangling material must be categorized using the standardized master list of marine litter items. Key parameters to log include:
  - **Litter Category:** Broad distinction between *Sea-based sources* (e.g., monofilament nets, braided ropes, aquaculture lines, traps) and *Land-based sources* (e.g., packing straps, plastic bags, single-use plastics, six-pack rings).
  - **Item Colour:** Logged according to the 7~~11~~ broad colour categories (~~e.g., off-white/clear, blue, black, green~~i.e., black/grey; blue/green; brown; transparent/translucid; white/cream; yellow; orange/pink/red) to evaluate potential visual selectivity or attraction factors in marine organisms.
  - **Material Degradation State:** A qualitative assessment of whether the litter shows signs of extensive weathering or biofouling (indicating ghost gear/historical litter) versus pristine conditions (indicating active fishery bycatch interactions).

3. Mandatory Morphometrics and Specimen Data

To support life-stage-specific vulnerability analysis, the following parameters must be reported for every specimen:

- ~~Standard~~ **Curved Carapace Length (CCL) and Straight Carapace Length (SCL):** Measured in **centimetres (cm)** to **0.01 precision**.
- **Plastron Width:** Measured in **centimetres (cm)** to **0.01 precision**.
- **Total Body Mass:** Total weight of the animal expressed in **kilograms (kg)** to **0.01 precision**

List of Guidance documents and protocols available

- **UNEP/MAP SPA/RAC (2018)**. Protocols for monitoring interactions between marine litter and marine turtles (ingestion and entangling) with a view to harmonizing methods of data collection for monitoring and assessment in the Mediterranean
- **MSFD Technical Group on Marine Litter, MSFD Technical Group on Marine Litter, Galgani, F., Giorgetti, A., Vinci, M., et al. (2023).** *Guidance on the Monitoring of Marine Litter in European Seas: An Update to Improve the Harmonized Monitoring of Marine Litter under the Marine Strategy Framework Directive.* Joint Research Centre (JRC) Technical Report, EUR 31433 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg. doi:10.2760/027357 (JRC133594).
- **INDICIT II. (2020).** *Standard protocol to monitor entanglement of sea turtles and biota in marine litter*. Implementation of Indicators of Marine Litter on Sea Turtles and Biota in Regional Sea Conventions and Marine Strategy Framework Directive Areas.
- **SPA/RAC–UN Environment/MAP. (2019).** *Operational strategy for monitoring IMAP CI 24 litter ingested by sea turtles* (by G. Darmon, M. Matiddi, C. Miaud, & C. Silvestri). Marine Litter-MED.
- **UN Environment / Mediterranean Action Plan. (2013).** *Decision IG.21/7: Regional plan on marine litter management in the Mediterranean in the framework of Article 15 of the Land Based Sources Protocol*. United Nations Environment Programme.
- **UN Environment / Mediterranean Action Plan. (2025).** *Decision IG.27/6: Ecosystem Approach (EcAp) policy and roadmap 2026-2035 and Integrated Monitoring and*

Indicator Title	*Common Indicator 24: Trends in the amount of litter ingested by or entangling marine turtles.*

Assessment Programme for the Mediterranean Sea and Coast (IMAP) (UNEP/MED IG.27/L.2/Add.6).

- UN Environment / Intergovernmental Oceanographic Commission, Guidelines on Survey and Monitoring of Marine Litter (2009).
- UN Environment / Mediterranean Action Plan, Integrated Monitoring and Assessment Programme Guidance document (2016) (UNEP(DEPI)/mED_IG.22/Inf.7).EU MSFD TGML, Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas (2013).

Data Confidence and uncertainties

~~**Seabirds:**~~

~~The methodology referred to in this tool is based on an agreed OSPAR methodology which has been developed over a number of years with ICES and OSPAR and which has received full quality assurance by publication in peer reviewed scientific literature (Van Franeker et al., 2011a). The EcoQO methodology has been fully tested an implemented on Northern Fulmars Fulmarus glacialis, including those from Canadian Arctic and northern Pacific areas. All methodological details can be applied to other tubenosed seabirds (Procellariiformes) with no or very minor modifications. Trial studies are being conducted using shearwaters from the more southern parts of the north Atlantic and Mediterranean. In other seabird families, methods may have to be adapted as stomach morphology, foraging ecology, and regurgitation of indigestible stomach contents differ and can affect methodological approaches.~~

~~**Sea turtles:**~~

~~There is a lack of quality assurance/quality control (QA/QC) due to lack of long term monitoring programmes. More publications in peer reviewed scientific literature are required.~~

~~The previous gaps in quality assurance/ quality control QA/QC due to the lack of long-term monitoring programmes have been filled by scientific results in recent years (Camedda et al., 2014; INDICIT consortium, 2018; Matiddi et al., 2011; 2017; 2019).~~ Previous gaps in quality assurance/quality control (QA/QC), largely resulting from the absence of harmonized long-term monitoring programs, have been substantially reduced through the development of standardized methodologies and coordinated monitoring initiatives (Camedda et al., 2014; INDICIT consortium, 2018; Matiddi et al., 2011; 2017; 2019). However, recent analysis (INDICIT consortium, 2021) indicate that additional long-term datasets are still needed to increase statistical power and improve the detection of the possible environmental and biological factors influencing marine litter ingestion in loggerhead turtles.

Methodology for monitoring temporal and spatial scope

Available Methodologies for Monitoring and Monitoring Protocols:

~~Seabirds:~~

~~Bird corpses are stored frozen until analysis. Standardized dissection methods for Fulmar corpses have been published in a dedicated manual (Van Franeker, 2004) and are internationally calibrated during annual workshops. Stomach content analyses and methods for data processing and presentation of results were described in full detail in Van Franeker & Meijboom (2002) and updated in later reports (van Franeker et al., 2011a, b). At dissections, a full series of data is recorded to determine sex, age, breeding status, likely cause of death, origin, and other issues. Age, the only variable found to influence litter quantities in stomach contents, is largely determined on the basis of development of sexual organs (size and shape) and presence of Bursa of Fabricius (a gland-like organ positioned near the end of the gut which is involved in immunity systems of young birds; it is well developed in chicks, but disappears within the first year of life or shortly after). After dissection, stomachs of birds are opened for analysis. Stomachs of Fulmars have two 'units': initially food is stored and starts to digest in a large glandular stomach (the proventriculus) after which it passes into a small muscular stomach~~

Indicator Title	*Common Indicator 24: Trends in the amount of litter ingested by or entangling marine turtles.*

~~(the gizzard) where harder prey remains can be processed through mechanical grinding. For the purpose of most cost-effective monitoring, the contents of proventriculus and gizzard are combined, but optional separate recordings should be considered where possible.~~

~~Stomach, contents are carefully rinsed in a sieve with a 1mm mesh and then transferred to a petri dish for sorting under a binocular microscope. The 1 mm mesh is used because smaller meshes become easily clogged with mucus from the stomach wall and with food remains. Analyses using smaller meshes were found to be extremely time consuming and particles smaller than 1 mm seemed rare in the stomachs, contributing little to plastic mass.~~
~~If oil or chemical types of pollutants are present, these may be sub-sampled and weighed before rinsing the remainder of stomach content. If sticky substances hamper further processing of the litter objects, hot water and detergents are used to rinse the material clean as needed for further sorting and counting under a binocular microscope.~~
~~In the Fulmar EcoCO, stomach contents are sorted into categories, and this categorisation is followed for marine biota monitoring ingestion in seabirds, marine turtles and fish. The fulmar categorisation of stomach contents is based on the general 'morphs' of plastics (sheet-like, filament, foamed, fragment, other) or other general rubbish or litter characteristics. This is because in most cases, particles cannot be unambiguously linked to particular objects. But where such is possible, under notes in datasheets, the items should be described and assigned a litter category~~

~~number using as master list, such as the "Master List" developed by the EU MSFD TGML group. For each litter category/subcategory an assessment is made of:~~
~~i. Incidence (percentage of investigated stomachs containing litter);~~
~~ii. Abundance by number (average number of items per individual), and~~
~~iii. abundance by mass (weight in grams, accurate to 4th decimal)~~

~~**Sea Turtle:**~~
Monitoring should follow the Protocols for Monitoring Interactions between Marine Litter and Marine Turtles (Ingestion and Entanglement) with a View to Harmonizing Methods of Data Collection for Monitoring and Assessment in the Mediterranean. This regional framework is aligned with the MSFD protocols for the monitoring of litter ingested by sea turtles (Caretta caretta) and for sampling litter excreted by live sea turtles (fecal pellet analysis), which provide the operational methodologies for data collection.

The Loggerhead sea turtle Caretta caretta is a protected species (CITES), therefore only authorized people can handle them. Upon finding the animal, its discovery should be reported to the main authorities and the operation of coordinated with the local authorities (depending on national law). Based on initial observations and if possible still at the place of discovery, some data should be recorded on an "Identification Data" Sheet. The animal should be transported to an authorized service centre for necropsy. In case the body is too decomposed, the integrity of the digestive tract should be assessed before disposal at the licensed contractor. If the necropsy cannot be carried out immediately after recovery, the carcass should be frozen at -16 ° C, in the rehabilitation facility.

Before the necropsy operation, morphometric measurements should be collected and recorded on an appropriate Data Sheet. External examination of the animal should be conducted, including inspecting the oral cavity for possible presence of foreign material. The methodology suggested in the EU MSFD TGML report could be followed to carry out a dissection of the animal to expose the gastrointestinal system (GI). The following sampling procedure of GI contents can be applied to any section of the GI: the section of the GI should be placed in a graduated beaker of adequate size, pre-weighed on electronic balance (accuracy of ± 1g). The section of GI should be open and the contents emptied into the beaker with the help of a spatula, followed by the record of the net weight and volume of the content. The section of the GI should be observed and any ulcers or any lesions caused by hard plastic

Indicator Title	*Common Indicator 24: Trends in the amount of litter ingested by or entangling marine turtles.*

items should be recorded.

The contents should be inspected for the presence of any tar, oil, or particularly fragile material that must be removed and treated separately. The liquid portion, mucus and the digested unidentifiable matter should be removed, by washing the contents with freshwater through a filter mesh 1 mm, followed by a rinse of all the material collected by the filter 1mm in 70% alcohol[20] and finally again in freshwater. The retained content should be enclosed in plastic bags or pots, labelled and frozen, not forgetting the sample code and corresponding section of the GI. Finally, the contents can then be sent for analysis. If the contents are stored in liquid fixative, note of the compound and the percentage of dilution should be noted and communicated to the staff in charge of further analysis.

For the analysis of the contents of the GI, the organic component should be separated from (i.e. dried content) any other items or material (marine litter). The fraction of marine litter should be analysed and categorised with the help of a stereo-microscope, following the approach used in the protocol for ingestion in birds (Van Franeker et al., 2005; 2011b; Matiddi et al., 2011) and using a Standard Data-Sheet.

The fraction of marine litter should be dried at room temperature and the organic fraction at 30°C. Both fractions should be weighted, including the different categories of items identified within the marine litter fraction. The volume of the litter found should also me measured, through the variation of water level in a graduated beaker, when the items are immersed without air. If possible, different categories of "food" should also be identified. Otherwise, the dry contents should be kept in labelled bags and sent to an expert taxonomist. An optional methodology for application for sampling litter excreted by live sea-turtles (faecal pellet analysis) in case of finding a specimen alive is recommended by the EU MSFD TGML.

For turtle analyses, ~~stomach~~ digestive contents (i.e., esophagus, stomach and intestines as a whole), are sorted into the same categories as for birds. Following the method for seabirds, abundance by mass (weight in grams, accurate to 3th decimal) is the main information useful for the monitoring programme. Other information such as the colour of items, volume of litter, different type of litter, different incidence of litter in oesophagus, intestine and stomach, incidence and abundance by number per litter category, are useful for research and impact analysis. The size range should be ≥1 mm (stomach contents are rinsed over 1 mm mesh sieve)[21].

For each individual, the location of collection should be recorded together with the recovery mode (e.g. stranded, bycatch or floating) and the carcass condition/freshness. These metadata are important for analysing temporal and spatial patterns of litter ingestion and to better infer the probable area of litter ingestion.

Available data sources

- ~~Mediterranean Association to Save the Sea Turtles (MEDASSET): http://www.medasset.org~~
- Rescue/first aid sea turtles centres, national stranding networks, national research institutes

[20] As an alternative, the content can be rinsed only with water, thereby avoiding handling the alcohol.
[21] The INDICIT-SPA/RAC protocol (2021) also recommends collecting body condition parameters. Although these parameters are considered ancillary because their collection increases processing time, they are strongly encouraged as they can substantially improve the interpretation of results by strengthening statistical analyses to identify factors influencing marine litter interactions and their potential effects on turtle health.

Indicator Title	*Common Indicator 24: Trends in the amount of litter ingested by or entangling marine turtles.*

Additional References & Supporting Methodology: These references provide the legal and methodological foundations for your indicator metrics (Ingestion and Entanglement) and represent the formal policy updates under the active assessment cycles.

For Protocol 1 (SPA/RAC & INDICIT):

- INDICIT Consortium / SPA/RAC (2021). *Protocols for Monitoring Interactions between Marine Litter and Marine Turtles (Ingestion and Entanglement) with a View to Harmonizing Methods of Data Collection for Monitoring and Assessment in the Mediterranean.* Specially Protected Areas Regional Activity Centre (SPA/RAC) - UNEP/MAP, Tunis.

For Protocol 2 (European Seas / MSFD Guidance):

- **MSFD Technical Group on Marine Litter, MSFD Technical Group on Marine Litter, Galgani, F., Giorgetti, A., Vinci, M., et al. (2023).** *Guidance on the Monitoring of Marine Litter in European Seas: An Update to Improve the Harmonized Monitoring of Marine Litter under the Marine Strategy Framework Directive.* Joint Research Centre (JRC) Technical Report, EUR 31433 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg. doi:10.2760/027357 (JRC133594).

Spatial scope guidance and selection of monitoring stations

~~Seabirds:~~

~~Dead birds are collected from beaches or from accidental mortalities such as long-line victims; fledgling road kills etc. (for methodology see Van Franeker, 2004). The tool is applicable to the regions where fulmars occur; for similar seabird species such as any of the family of the tubenoses, the methodology can follow this approach. This could for example be applied to shearwater species occurring in the Mediterranean Sea.~~

~~Sea turtles:~~

~~Dead sea turtles are collected from beaches or at sea from accidental mortalities such as victims of fishing gear (by catch) or of boat collisions. The tool is applicable to the Mediterranean Sea region.~~

Stranding marine turtles: Regular patrols by National stranding networks members along coastline constitute the primary mechanisms for the detection, recovery, and documentation of stranded dead marine turtles.

Live marine turtles: Rehabilitation and care centres receiving marine turtles rescued by fishers and other stakeholders involved in rescue activities constitute important sources of information on live individuals affected by marine litter, including entanglement.

Aggregated monitoring at three distinct levels:

Local (focusing on Marine Protected Areas (MPAs) and SPAMIs to capture acute pressure),

National (along the coastlines)

Sub-regional (Western Mediterranean, Adriatic, Central Mediterranean, and Aegean-Levantine) to address transboundary litter dynamics.

Temporal Scope guidance

~~**Seabirds:**~~

~~Continuous sampling is required. A sample size of 40 birds or more is recommended for a reliable annual average for a particular area. However, also years of low sample size can be used in the analysis of trends as these are based on individual birds and not on annual averages. For reliable conclusions on change or stability in ingested litter quantities, data over periods of 4 to 8 years (depending on the category of litter) is needed.~~

~~Sea turtles:~~

~~Continuous sampling is required. Minimum sample population size for year and period of~~

Indicator Title	*Common Indicator 24: Trends in the amount of litter ingested by or entangling marine turtles.*

~~sampling must be established for reliable conclusions on change or stability in ingested litter quantities.~~

To ensure robust monitoring of marine litter impacts under Ecological Objective 10, continuous sampling must maintain a **minimum sample size of 50 sea turtles (*Caretta caretta*) per assessment area annually.** This sample size provides the statistical power necessary to evaluate trends against the newly established regional Threshold Values for Common Indicator 24 (CI24).

Trend evaluations must be conducted ov**er 3- to 6-year periods** to filter out natural and environmental variability. Furthermore, ingestion data collected from live specimens must be refined through a mandatory one-month observation[22] period in authorized rescue centers to ensure complete debris excretion and parity with necropsy findings.

Data analysis and assessment outputs

Statistical analysis and basis for aggregation

~~Seabirds:~~

~~Because of potential variations in annual data, it is recommended to describe 'current levels' as the average for all data from the most recent 5-year period, in which the average is the 'population average' which includes individuals that were found to have zero litter in the stomach.~~

~~As indicated, EcoQO data presentation for Northern Fulmars is for the combined contents of glandular (proventriculus) and muscular (gizzard) stomachs. Results of age groups are combined except for chicks or fledglings which should be dealt with separately. Potential bias from age structure in samples should be checked regularly.~~

~~In the Fulmar EcoQO, statistical significance of trends in ingested litter, i.e. plastics, is based on linear regression of ln-transformed data for the mass of litter (of a chosen category) in individual stomachs against their year of collection. 'Recent' trends are defined as derived from all data over the most recent 10-year period. The Fulmar EcoQO focuses on trend analyses for industrial plastics, user plastics, and their combined total.~~

~~**Sea turtles:**~~

~~Specific long-term monitoring programmes are required in order to assess trends.~~

Nested Spatial Scales: Results are aggregated at three levels: Local (MPAs) for acute pressure detection, National for management reporting, and Sub-regional (e.g., Western Mediterranean, Adriatic) for basin-wide assessment.

Temporal Averaging: For reliable trend assessment, a minimum sample size of 50 turtles per year is recommended, with stability evaluated over 3- to 6-year periods

Expected assessments outputs

- ~~Develop an Ecological Quality Objective (ECOQ) for the ingestion of litter in indicator species suitable for monitoring (sea turtles) and support implementation of the monitoring of this indicator (capacity building, technology transfer).~~

- ~~Identify new indicator species for impact (entanglement, ingestion, microplastics,) through laboratory and field evaluation and define thresholds for harm.~~

[22] At least one month according to SPA/RAC-INDICIT protocol and up to 2 months after the individual's arrival.

Indicator Title	*Common Indicator 24: Trends in the amount of litter ingested by or entangling marine turtles.*

Temporal trends in the amount of litter ingested by marine organisms and in the number of individuals entangled in marine litter indicate the level of impact of marine litter on marine Turtles, based on updated baseline values and established threshold values.

Baseline Values and Threshold Values (TV) for *Caretta caretta*:

- **Marine Litter Ingestion:**
  - **Metric:** Mean Dry Mass.
  - **Baseline value:** 0.07 g of dry weight of ingested marine litter
  - **Threshold: 0.01g dry weight**.
- **Entanglement and Physical Injuries:**
  - **Metric:** Percentage of affected individuals in the sample.
  - **Baseline Value:** 35 % of affected specimens by entanglement
  - **Threshold: /** 9% affected sample.

Methodologies for reporting

Submission of all data related to marine litter ingestion or entanglement in a standardized format to the IMAP INFO/RAC system (https://www.info-rac.org/).

Known gaps and uncertainties in the Mediterranean

Strategic Integration of CI24 with Biodiversity Common Indicators (EO1) and Climate Change Integration

Future CI24 assessments must explicitly account for the overlapping impacts of environmental change by establishing formal cross-indicator links with **EO1 (Biodiversity) Common Indicators (CI3, CI4, and CI5)**. This integration is critical for capturing how climate change alters marine turtle spatial dynamics and accentuates anthropogenic mortality:

- **Climate Change and Warming Trends:** The Mediterranean is warming 20% faster than the global average. Assessments must account for cumulative physiological stress, where litter ingestion or entanglement (**CI24**) acts as a lethal secondary stressor on animals already weakened by thermal changes. Crucially, rising sea surface temperatures (SST) are driving a **northward and westward shift in marine turtle distribution ranges (CI3)**, pushing foraging and nesting cohorts into historically atypical, high-density shipping and urbanized coastal zones (Chaieb et al., 2026; Girard et al., 2022).
- **Habitat Degradation:** The framework integrates habitat-specific monitoring (pelagic vs. neritic) to identify if litter accumulation in critical foraging grounds or Marine Protected Areas (MPAs) is actively altering species distribution. By cross-referencing **CI24 overlap maps with CI3 (Distribution)** and **CI4 (Population Abundance)** data, monitoring networks can pinpoint whether megafauna are abandoning degraded feeding corridors or if they are becoming trapped in localized "plastic traps" due to climate-altered surface currents (Aytan, 2022
- **Shifting Ecological Baselines:** Assessments must be periodically refined to ensure that "reference states" are not simply reflecting a progressively degraded environment. As warming temperatures accelerate the creation of **new episodic nesting rookeries outside traditional Mediterranean nesting zones (CI3)** (Chaieb et al., 2026), CI24 monitoring must adapt. Nested spatial monitoring (Local, National, Sub-regional) is required to capture these transboundary dynamics, tracking how macro-litter impacts neonate and juvenile **demographics (CI5)** in emerging natal habitats, ensuring that regional management targets remain ambitious and scientifically grounded.
- A better understanding of entanglement (lethal or sub lethal) under different environmental conditions and of how litter is ingested by marine organisms is necessary;
- ~~For ingestion of litter by sea turtles, the precise definition of target (GES) and the identification of parameters/biological constrains, and possible bias sources should be~~

Indicator Title	*Common Indicator 24: Trends in the amount of litter ingested by or entangling marine turtles.*

~~better exploited;~~

- ~~Work on top predator and "sentinel" species (fishes and invertebrates) should be promoted to provide additional protocols supporting the measurement of impacts;~~
- ~~New approaches and new metrics to assess entanglement, or ingestion, in marine litter should be developed which may also open new perspectives in the context of monitoring.~~

- A better understanding of how cumulative physiological stress from climate change influences ingestion rates and the vulnerability of sea turtles to entanglement
- Marine litter detected in the digestive tract may result from both direct ingestion and indirect exposure through trophic transfer. Consequently, CI24 reflects overall exposure to marine litter but does not necessarily allow differentiation between ingestion pathways. This should be considered when interpreting indicator results, particularly in the context of ecosystem-based assessments and emerging marine food-web (EO4) considerations under IMAP.

Cited Scientific References

- Aytan, Ü. (2022). Floating macro litter pollution in a marine protected area (Finike Seamounts) in the Eastern Mediterranean Sea. Journal of the Black Sea / Mediterranean Environment, 28(2), 145–160.

- Chaieb, O., et al. (2026). Ghedhabna Beach (Tunisia) as a newly confirmed nesting site for Loggerhead sea turtles in the Central Mediterranean: Implications for conservation. Sustainability, 18(6), 2765. https://doi.org/10.3390/su18062765

- Girard, F., Girard, A., Monsinjon, J., Arcangeli, A., Belda, E., Cardona, L., Casale, P., Catteau, S., David, L., Dell'Amico, F., Gambaiani, D., Girondot, M., Jribi, I., Lauriano, G., Luschi, P., March, D., Mazaris, A. D., Miaud, C., Palialexis, A., Sacchi, J., Sagarminaga, R., Tepsich, P., Tomás, J., Vandeperre, F., & Claro, F. (2022). Toward a common approach for assessing the conservation status of marine turtle species within the European Marine Strategy Framework Directive. Frontiers in Marine Science, 9, Article 790733. https://doi.org/10.3389/fmars.2022.790733

Contacts and version Date

Key contacts within UN Environment for further information

- Ms. Olfat Hamdan, MED POL- Programme Management Officer – (olfat.hamdan@un.org)
- Ms. Lobna Ben Nakhla, SPA/RAC - Programme officer (lobna.bennakhla@spa-rac.org)
- Mr Christos Ioakemidis, QSR Programme Management officer (christos.ioakeimidis@un.org)
- Mr. Atila Uras, Senior Programme Officer (Scientific and Technical) (atila.uras@un.org)
- Ms Tatjana Hema, Coordinator, UN Environment/Mediterranean Action Plan (tatjana.hema@un.org)

Version No	**Date**	**Author**
V.1	2017	MEDPOL
V.2	June 2026	SPA/RAC / MED POL

Appendice 7

Fiche d'information mise à jour pour les indicateurs communs 22, 23 et 24 de l'objectif écologique 10

Table des matières

1. Introduction..... 1

2. Fiche d'orientation sur l'indicateur commun 22 de l'IMAP 3

3. Fiche d'orientation sur l'indicateur commun 23 de l'IMAP 14

4. Fiche d'orientation sur l'indicateur commun 24 de l'IMAP 40

1. Introduction

1. L'approche écosystémique (EcAp) a été adoptée en Méditerranée en 2008 lors de la 15e réunion des parties contractantes (décision IG.17/6, COP 15, Almería, Espagne), tandis que les objectifs écologiques (EO) et les indicateurs (CI) ont été adoptés en 2012 lors de la COP 17 (décision IG.20/4, Paris, France) et que les définitions respectives du bon état écologique (GES) et les objectifs proposés ont été adoptés en 2013 lors de la COP 18 (décision IG.21/3, Istanbul, Turquie).

2. Le Programme intégré de surveillance et d'évaluation de la mer Méditerranée et de ses côtes et les critères d'évaluation associés (IMAP) a été adopté en 2016 lors de la COP19 (décision IG.22/7, COP19, Athènes, Grèce) ; il détaille les exigences en matière de surveillance pour tous les objectifs environnementaux (EO), y compris l'EO 10 consacré aux déchets marins.

3. À la suite de l'adoption de l'IMAP, des fiches d'orientation (GFS) ont été progressivement élaborées pour les indicateurs communs de l'IMAP afin de favoriser un suivi et une évaluation harmonisés dans toute la région méditerranéenne. Ces GFS fournissent le cadre méthodologique pour évaluer l'état de l'environnement, mesurer les progrès accomplis vers le GES et soutenir les évaluations intégrées pour tous les objectifs environnementaux (EO) au niveau de la mer Méditerranée et de ses côtes. Les premières versions du GFS ont été développées en 2017.

4. Depuis 2016, les Parties contractantes ont mis au point et rendu opérationnels des programmes nationaux de suivi fondés sur l'IMAP pour tous les objets d'intérêt (EO) et leurs éléments constitutifs (CI) respectifs. Au cours de la deuxième phase de mise en œuvre de l'IMAP (2016-2021), des progrès significatifs ont été réalisés dans le renforcement des capacités de suivi et d'évaluation aux niveaux national, sous-régional et régional. Cela comprenait notamment l'affinement des définitions et des objectifs relatifs à l'état écologique global (GES), le perfectionnement des critères et des échelles d'évaluation, la mise en œuvre d'évaluations environnementales intégrées, l'harmonisation des pratiques de suivi, ainsi que des progrès en matière de gestion des données et d'assurance qualité et de contrôle qualité (AQ/CQ)

5. Ces efforts ont permis au Secrétariat de la Convention de Barcelone du PNUE/PAM et à ses Parties contractantes d'élaborer des documents d'évaluation régionaux essentiels, notamment les rapports sur l'état de la qualité de la Méditerranée (MED QSR) de 2017 et 2023. Le rapport MED QSR 2023 a marqué une étape importante dans la mise en œuvre de l'IMAP, en appliquant une approche d'évaluation intégrée articulée autour des objectifs stratégiques (EO) et des indicateurs clés (CI) et en s'appuyant sur les méthodologies établies dans les GFS approuvés. À noter que les chapitres consacrés aux déchets marins du MED QSR 2023 ont été élaborés sur la base de données fournies exclusivement par les Parties contractantes à la Convention de Barcelone via le système d'information IMAP.

6. Parallèlement, le PNUE/PAM a lancé une série d'initiatives visant à renforcer l'interface entre la science et les politiques et à soutenir la mise en œuvre efficace de l'IMAP dans ses trois pôles d'action : Biodiversité et espèces non indigènes, pollution et déchets marins, côtes et hydrographie.

7. Lors de la 24e réunion des parties contractantes (COP 24), qui s'est tenue en décembre 2025, la politique et la feuille de route EcAp 2026-2035 ont été adoptées (décision IG.27/6), y compris le troisième cycle de l'IMAP.

8. Le suivi des déchets marins s'appuie également sur les exigences en matière de suivi prévues dans le Plan régional actualisé sur la gestion des déchets marins en Méditerranée (Décision IG 25/9, COP 22).

9. La présentation actuelle des indicateurs communs au titre de l'EO10 est fournie ci-dessous :

- Indicateur commun 22 : Évolution de la quantité de déchets rejetés par la mer et/ou déposés sur les côtes ;
- Indicateur commun 23 : Évolution de la quantité de déchets présents dans la colonne d'eau, y compris les microplastiques, et sur les fonds marins ;

- Indicateur commun 24 Évolution de la quantité de déchets ingérés par les organismes marins et du nombre d'individus pris au piège dans les déchets marins ;
- Indicateur commun 28 : Évolution de la quantité de déchets provenant de sources fluviales.

10. Conformément à la décision IG.27/6 et aux exigences du troisième cycle de l'IMAP, les programmes nationaux de surveillance fondés sur l'IMAP doivent être mis à jour d'ici 2026 – avec le soutien du projet EcAp MED PLUS financé par l'UE – afin d'assurer une conformité totale.

11. S'appuyant sur l'expérience acquise depuis 2016 et sur les progrès réalisés au cours des cycles successifs de suivi et d'évaluation, le présent document présente les normes GFS révisées pour les indicateurs communs 22, 23 et 24 de l'IMAP.

12. Les GFS révisées visent à aider les Parties contractantes à mettre en œuvre leurs programmes nationaux de surveillance, à promouvoir des évaluations régionales et sous-régionales harmonisées, et à contribuer à la réalisation d'un état écologique global (GES) en Méditerranée et sur ses côtes.

2. Fiche d'orientation sur l'indicateur commun 22 de l'IMAP (Évolution de la quantité de déchets échoués et/ou déposés sur les côtes ~~de déchets dans la colonne d'eau, y compris les microplastiques, et sur les fonds marins~~)

Indicateur commun 22 : Évolution de la quantité de déchets échoués sur le littoral et/ou déposés sur les côtes (y compris l'analyse de leur composition, de leur répartition spatiale et, dans la mesure du possible, de leur origine).

	Objectif écologique associé : (EO 10) Les déchets marins et côtiers n'ont pas d'impact négatif sur l'environnement côtier et marin	
Titre de l'indicateur	*Indicateur commun 22 : Évolution de la quantité de déchets échoués sur le littoral et/ou déposés sur les côtes (y compris l'analyse de leur composition, de leur répartition spatiale et, dans la mesure du possible, de leur origine).*	
Définition GES pertinente	**Objectif opérationnel connexe**	**Objectif(s)**
Le nombre ou la quantité de déchets marins présents sur le littoral n'ont pas d'impact négatif sur la santé humaine, la vie marine et les services écosystémiques.	10.1 Les impacts liés aux caractéristiques et aux quantités de déchets marins dans le milieu marin et le milieu côtier sont réduits au minimum	Tendance à la baisse du nombre/de la quantité de déchets marins (objets) rejetés sur le littoral.
Justification		
Les déchets marins retrouvés sur les côtes (échoués et/ou déposés) constituent l'un des signes les plus évidents de la pollution par les déchets marins. Les déchets marins présents sur les plages proviennent principalement de sources terrestres (tourisme, loisirs, dépôts sauvages, sites d'élimination des déchets) et maritimes (transport maritime commercial, activités de pêche, bateaux de plaisance et installations offshore) ; ils empruntent des voies très diverses pour atteindre le milieu marin (par exemple, apports fluviaux, rejets d'eaux usées et d'eaux pluviales, etc.) Les déchets marins présents sur les plages peuvent aller de très gros objets (de plusieurs mètres) à des morceaux et fragments plus petits, à savoir les macro-déchets (≥ 25 mm), les méso-déchets (5-25 mm), les micro-déchets (≤ 5 mm) et les nano-déchets (< 1 000 µm) (GESAMP~~2017~~2019). Les relevés des déchets échoués sur le littoral constituent un outil essentiel pour surveiller la charge de déchets dans le milieu marin et sont utilisés partout dans le monde pour quantifier et décrire la pollution par les déchets marins (~~-~~synthèse, ~~Galgani et al.~~, Groupe technique de la DCSMM sur les déchets marins 2023 ~~JRC, 2011~~). Les résultats de ces enquêtes serviront, à un stade ultérieur, à évaluer l'efficacité des mesures de gestion ou d'atténuation, à identifier les sources et les activités à l'origine de la pollution par les déchets marins et à déterminer les menaces pesant sur le biote et les écosystèmes marins ~~(Cheshire et al., 2009)~~ (Haseler et al., 2025). ~~.~~ Les synthèses réalisées par le PNUE (Cheshire et al., 2009), l'Administration nationale océanique et atmosphérique (NOAA) (Opfer et al., 2012), du GESAMP (2019) et ~~du Groupe~~du Groupe technique de l'UE sur les déchets marins (TGML) ~~(Galgani et al.~~, 2023) constituent les synthèses les plus complètes et les plus utiles concernant les méthodes de surveillance sur le littoral. La synthèse du PNUE comprend une comparaison exhaustive des méthodes et protocoles existants d'étude et de surveillance des déchets marins, dans le cadre de laquelle les relevés sur les plages ont été évalués (Cheshire et al., 2009). Le groupe de travail TGML de la directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » (DCSMM) de l'UE a publié la version mise à jour du document d'orientation sur la surveillance des déchets marins dans les mers européennes (202~~1~~3), qui propose une stratégie commune de mise en œuvre de la DCSMM concernant plusieurs aspects liés aux déchets marins. Les projets IPA Adriatic DeFishGear et Interreg Plastic Busters MPA IPA ~~Adriatic DeFishGear ont également élaboré des lignes directrices exhaustives pour la surveillance des déchets marins dans la~~ macrorégion adriatique-ionienne de la mer Méditerranée, tandis qu'une évaluation des déchets marins est déjà disponible pour les mers Adriatique et Ionienne (Vlachogianni et al., 2017, PNUE,		

2024), comprenant également une analyse des stratégies de surveillance des déchets sur les plages (Cesarano et al., 2023) et du bilan massique (Segure et Sonke, 2025). L'analyse des tendances concernant les plages de la Méditerranée européenne montre également une amélioration de l'état environnemental du littoral nord-méditerranéen, avec une baisse de 49 % des plastiques à usage unique entre 2015 et 2021[Commission européenne et al., 2024(~~DCSMM~~, 2024).~~.~~

Le rapport 2023 sur l'état de la qualité de la Méditerranée (MED QSR) (PNUE, 2024) constitue la première tentative d'évaluation intégrée, combinant les critères GES et non-GES, des déchets marins sur les plages de la région méditerranéenne. Cela montre clairement que les efforts de surveillance menés dans la région méditerranéenne et au sein de chaque sous-région varient considérablement, et qu'un harmonisation plus poussée s'impose. Au total, 931 relevés ont été effectués sur les plages, ce qui a permis de collecter environ 300 000 déchets marins le long du littoral méditerranéen (figure 7a). Seules 16 % des plages surveillées ont atteint un « bon état écologique » (BEE), tandis que 79 % ne répondaient pas aux critères du BEE. Parmi ces derniers, 29 % ont été classés comme « médiocres » et 25 % comme « mauvais ». La concentration des déchets sur les plages variait considérablement, allant de 8 à 47 361 déchets aux 100 mètres, avec une moyenne de 961 ± 3 664 déchets aux 100 mètres. La Méditerranée centrale présentait le moins de déchets sur ses plages (32 % des 22 plages surveillées ont obtenu le label GES). La Méditerranée adriatique, orientale et occidentale présentaient des répartitions similaires des plages entre les zones GES (14 à 16 %) et non-GES (84 à 86 %). ~~Les déchets les plus courants étaient des morceaux de plastique ou de polystyrène (2,5 cm à 50 cm), des mégots et des filtres de cigarette, ainsi que des bouchons et des couvercles en plastique, qui représentaient environ 60 % des déchets recensés.~~

Au total, 16 % des plages surveillées répondent aux critères du GES, tandis que 79 % n'y répondent pas ; parmi celles-ci, 29 % sont classées dans la catégorie « état médiocre » et 25 % dans la catégorie « état mauvais ». En règle générale, les morceaux de plastique ou de polystyrène (de 2,5 cm à 50 cm) constituent les déchets marins les plus fréquemment retrouvés en Méditerranée, suivis par les mégots et les filtres de cigarette, ainsi que par les bouchons et couvercles en plastique. Ces 3 types de déchets représentent environ 60 % des déchets marins recensés.

Lors de la conception d'études sur les déchets marins, il convient de faire la distinction entre les inventaires ponctuels, qui consistent à évaluer la charge totale de déchets lors d'un comptage unique, et l'évaluation des taux d'accumulation et de charge dans le cadre d'études menées à intervalles réguliers sur un même tronçon de plage, avec un ramassage initial puis des ramassages ultérieurs des déchets. Ces deux types d'études fournissent des informations sur la quantité et les types de déchets marins ; toutefois, seules les études d'accumulation fournissent des informations sur le taux de dépôt des déchets et les tendances en matière de pollution par les déchets.

Le type d'étude retenu (c'est-à-dire les études de la ligne de marée, les opérations de nettoyage et les études régulières) dépend des objectifs de l'évaluation et de l'ampleur de la pollution sur le littoral. ~~Le TGML a recommandé une méthode d'étude unique, avec des paramètres spatiaux différents selon qu'il s'agit de zones côtières peu ou modérément polluées ou de zones côtières fortement polluées.~~

~~Scientifiques~~ ~~Références~~ Références~~Scientifiques~~

- Cesarano, C., G. Aulicino, C. Cerrano, M. Ponti, S. Puce, 2023. Marine beach litter monitoring strategies along Mediterranean coasts. A methodological review. Mar. Pollut. Bull., 186 (2023), Article 114401, 10.1016/j.marpolbul.2022.114401
- Cheshire, A. C., Adler, E., Barbière, J.,~~ Cohen, Y., Evans, S., Jarayabhand, S., Jeftic, L., Jung, R.T., Kinsey, S., Kusui, E.T., Lavine, I., Manyara, P., Oosterbaan, L., Pereira, M.A., Sheavly, S., Tkalin, A., Varadarajan, S., Wenneker, B., Westphalen, Get al.~~., 2009. UNEP/IOC Guidelines on Survey and Monitoring of Marine Litter. UNEP Regional Seas Reports and Studies 186 (IOC Technical Series No. 83): 120.

- European Commission (2017). Commission Decision (EU) 2017/848 laying down criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters.
- GESAMP (Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection), (2019), Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter and microplastics in the ocean, Reports and Studies GESAMP No 99, UNEP, Nairobi, 130 pages, (P. Kershaw, A. Turra, F. Galgani editors)
- ~~GESAMP (2016). "Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment" (Kershaw, P.J., and Rochman, C.M., eds). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 93, 220 p~~.
- Haseler, M., Ben Abdallah, L., El Fels, L., et al. (2025). Assessment of beach litter pollution in Egypt, Tunisia and Morocco: sources, composition and implications for management in the Mediterranean. Environmental Science and Pollution Research.
- IPA-Adriatic DeFishGear project, 2014. Methodology for Monitoring Marine Litter on Beaches (Macro-Debris >2.5 cm).
- ~~IPA-Adriatic DeFishGear project, 2014. Methodology for Monitoring Marine Litter on the Sea Surface-Visual observation (> 2.5 cm).~~
- ~~IPA-Adriatic DeFishGear project, 2014. Methodology for Monitoring Marine Litter on the Seafloor (continental shelf) - bottom trawl surveys.~~
- ~~IPA-Adriatic DeFishGear project, 2014. Methodology for Monitoring Marine Litter on the Seafloor (Shallow coastal waters 0 - 20 m) - Visual surveys with SCUBA/snorkelling.~~
- ~~JRC, 2011. Marine Litter Technical Recommendations for the Implementation of MSFD Requirements. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability EUR 25009 EN, pp. 66. doi: 10.2788/92438.~~
- ~~JRC, 2013. Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas. JRC Scientific and Policy Reports EUR 26113 EN, pp. 126. doi: 10.2788/99475.~~
- ~~Galgani, F., Ruiz-Orejón, L. F., Ronchi, F.,et al., 2023. Guidance on the Monitoring of Marine Litter in European Seas-An update to improve the harmonised monitoring of marine litter under the Marine Strategy Framework Directive. EUR 31539 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2023, doi:10.2760/59137, JRC133594.~~
- ~~MSFD TECHNICAL GROUP ON MARINE LITTER (Hanke, G., Walvoort, D., Ruiz-Orejon, L.F., Van Loon, W.M.G.M., Giorgetti, A., Molina Jack, M.E. and Vinci, M., 2024. European Coastline Macro-Litter Trends 2015-2021, https://data.europa.eu/doi/10.2760/0752301, JRC138907.~~
- ~~MSFD Technical Group on Marine Litter, Galgani, F., Ruiz-Orejón, L. F., Ronchi, F., Tallec, K., Fischer, E. K., Matiddi, M., Anastasopoulou, A., Andresmaa, E., Angiolillo, M., Bakker Paiva, M., Booth, A. M., Buhhalko, N., Cadiou, B., Clarò, F., Consoli, P., Darmon, G., Deudero, S., Fleet, D., Fortibuoni, T., Fossi, M.C., Gago, J., Gérigny, O., Giorgetti, A., González-Fernández, D., Guse, N., Haseler, M., Ioakeimidis, C., Kammann, U., Kühn, S., Lacroix, C., Lips, I., Loza, A. L., Molina Jack, M. E., Norén, K., Papadoyannakis, M., Pragnel-Raasch, H., Rindorf, A., Ruiz, M., Setälä, O., Schulz, M., Schultze, M. Silvestri, C., Soederberg, L., Stoica, E., Storr-Paulsen, M., Strand, J., Valente, T., van Franeker, J., van Loon, W. M. G. M., Vighi, M., Vinci, M., Vlachogianni, T., Volckaert, A., Weiel, S., Wenneker, B., Werner, S., Zeri, C., Zorzo, P., and Hanke, G., Guidance on the Monitoring of Marine Litter in European Seas An update to improve the harmonised monitoring of marine litter under the Marine Strategy Framework Directive. EUR 31539 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2023, ISBN 978-92-68-04093-5, doi:10.2760/59137, JRC133594.~~
- ~~European Commission, Joint Research Centre, MSFD Technical Group on Marine Litter, Hanke, G., Walvoort, D., Ruiz-Orejón, L. F., van Loon, W. M. G. M., Giorgetti, A., Molina-Jack, M. E., Vinci, M., European Coastline Macro Litter Trends 2015–2021, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2025, https://data.europa.eu/doi/10.2760/0752301, JRC138907~~

- Opfer, S., Arthur, C. and Lippiatt, S., 2012. NOAA Marine Debris Shoreline Survey Field Guide. National Oceanic and Atmospheric Administration.Vlachogianni, Th., Zeri, Ch., ~~Ronchi, F., Fortibuoni, T., Anastasopoulou, A., 2017. Marine Litter Assessment in the Adriatic and Ionian Seas. IPA-Adriatic DeFishGear Project, MIO-ECSDE, HCMR and ISPRA. pp. 180 (ISBN: 978-960-6793-25-7)~~
- Segur, T. Sonke, J. E., 2025. Terrestrial and marine plastic pollution outlook in the Mediterranean region: a box-model approach based on OECD policy scenarios, Biogeosciences, 22, 19, 5139--5156, DOI = {10.5194/bg-22-5139-2025}
- United Nations Environment Programme (2024). Mediterranean Quality Status Report: The state of the Mediterranean Sea and Coast from 2018-2023. Athens. https://wedocs.unep.org/20.500.11822/46733UNEP/MAP (2025). Decision IG.27/6: Ecosystem Approach (EcAp) Policy and Roadmap 2026–2035 and Integrated Monitoring and Assessment Programme for the Mediterranean Sea and Coast (IMAP). UNEP/MED IG.27/21.
- Vlachogianni, Th., Zeri, Ch., Ronchi, F., Fortibuoni, T., Anastasopoulou, A., 2017. Marine Litter Assessment in the Adriatic and Ionian Seas. IPA-Adriatic DeFishGear Project, MIO-ECSDE, HCMR and ISPRA. pp. 180 (ISBN: 978-960-6793-25-7).

Contexte réglementaire et objectifs (autres que l'IMAP)

Description du contexte réglementaire

~~Le Plan régional de gestion des déchets marins dans la région méditerranéenne, élaboré conjointement par le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE), le Plan d'action pour la Méditerranée et la Convention de Barcelone, est le tout premier plan régional juridiquement contraignant adopté par une convention régionale sur les mers (Décision IG. 21/7) qui aborde la question de la gestion des déchets marins à l'échelle régionale de manière cohérente et définit des mesures juridiquement contraignantes aux niveaux régional et national, ainsi que des calendriers de mise en œuvre. L'objectif principal du Plan régional de gestion des déchets marins en Méditerranée est de prévenir et de réduire la production de déchets marins ainsi que leur impact sur l'environnement marin et côtier, afin d'atteindre un bon état écologique (BEE) conformément aux objectifs écologiques méditerranéens pertinents et aux cibles liées aux déchets marins fondées sur l'approche écosystémique, adoptées par le Programme des Nations unies pour l'environnement (PNUE) / Plan d'action pour la Méditerranée en 2012 et 2013, respectivement lors des 17e et 18e réunions des Parties contractantes à la Convention de Barcelone. De plus, conformément à ses statuts : 11 « Évaluation des déchets marins en Méditerranée » et 12 « Programme de surveillance des déchets marins en Méditerranée », le Plan régional sur les déchets marins comprend une série de dispositions spécifiques à l'intention des pays en matière de surveillance et d'évaluation des déchets marins, à savoir : évaluer l'état des déchets marins, leur impact sur l'environnement marin et côtier ainsi que sur la santé humaine, les aspects socio-économiques de la gestion des déchets marins, la mise en place de bases de données sur les déchets marins, l'élaboration de programmes nationaux de surveillance des déchets marins, etc.~~

~~La MSFP de l'UE (2008/56/CE) impose aux États membres de l'Union européenne d'élaborer des stratégies devant déboucher sur des programmes de mesures pour atteindre ouma intenir un « bon état écologique » dans les mers européennes. MSFD définit le cadre dans lequel les États membres doivent atteindre, d'ici 2020, le bon état écologique (GES) de leurs eaux marines, en s'appuyant sur 11 descripteurs. Le descripteur 10 porte sur les déchets marins et précise que le bon état écologique n'est atteint que lorsque « les caractéristiques et les quantités de déchets marins ne causent pas de dommages à l'environnement côtier et marin ».~~

Le Plan régional du PNUE/PAM – Convention de Barcelone sur la gestion des déchets marins dans la région méditerranéenne a été le premier plan régional juridiquement contraignant adopté dans le cadre d'une convention régionale sur la mer (décision IG.21/7) traitant spécifiquement de la gestion des déchets marins par le biais de mesures régionales et nationales coordonnées et de calendriers de mise en œuvre. Son objectif principal est de prévenir et de réduire la production de déchets marins ainsi que leur impact sur l'environnement marin et côtier, afin d'atteindre et de maintenir un bon état

écologique- (GES), conformément à l'approche écosystémique (EcAp) adoptée dans le cadre de la Convention de Barcelone.

Des modifications de fond apportées au Plan régional de gestion des déchets marins en Méditerranée, dans le cadre de l'article 15 du Protocole relatif aux sources terrestres, ont été présentées et approuvées en 2021 lors de la COP22 (Antalya, Turquie).

Depuis l'adoption de l'EcAp en 2008 et la mise en place du Programme intégré de suivi et d'évaluation (IMAP) en 2016, le cadre régional a considérablement évolué. La réglementation EcAp et la feuille de route 2026-2035, récemment adoptées, ainsi que le troisième cycle de l'IMAP, renforcent encore davantage la vision d'une mer Méditerranée et de ses côtes propres, saines, résilientes face au changement climatique et riches en biodiversité. Le cadre actualisé renforce les mécanismes harmonisés de surveillance, d'évaluation et de communication d'informations, favorise l'intégration entre science et politique et consolide la coopération régionale grâce aux programmes nationaux de surveillance fondés sur l'IMAP et au processus du Rapport sur l'état de la qualité de la Méditerranée (MED QSR).

Dans le cadre de l'objectif écologique n° 10 (EO10) consacré aux déchets marins, des mises à jour ont été apportées, axées sur le renforcement des indicateurs communs portant sur les déchets sur les plages, les déchets flottants et ceux présents sur les fonds marins, les déchets fluviaux, les microplastiques, ainsi que sur les impacts sur les organismes marins dus à l'ingestion et à l'enchevêtrement. L'accent est également mis davantage sur la collecte harmonisée des données, les évaluations régionales dont la qualité est garantie, les approches « de la source à la mer », les principes de l'économie circulaire, ainsi que sur la mise en œuvre des plans d'action nationaux (PAN) et des programmes de mesures (PoM) actualisés. Le rapport MED QSR 2023 (PNUE, 2024) a mis en évidence les pressions persistantes liées à la pollution par les plastiques et la nécessité d'accélérer la mise en œuvre de mesures visant à réduire les apports de déchets marins et à renforcer la résilience des écosystèmes dans la région méditerranéenne.

La directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » (DCSMM) (2008/56/CE) impose aux États membres de l'Union européenne d'élaborer des stratégies marines et des programmes de mesures visant à atteindre ou à maintenir un « bon état écologique » (BEE) dans les mers européennes. La directive définit 11 descripteurs qualitatifs permettant d'évaluer l'état de l'environnement marin, dont le descripteur n° 10 relatif aux déchets marins, qui précise que l'état écologique global n'est atteint que lorsque « les propriétés et les quantités de déchets marins ne causent pas de dommages à l'environnement côtier et marin ». Depuis son adoption, le cadre MSFD a considérablement évolué. La décision (UE) 2017/848 de la Commission a révisé les critères et les normes méthodologiques relatifs à l'évaluation des GES, renforçant ainsi les approches harmonisées en matière de suivi et d'évaluation des déchets marins dans l'ensemble des États membres. Le cadre révisé a introduit des critères et des indicateurs actualisés concernant les déchets sur les plages, les déchets sur les fonds marins, les déchets flottants, les microplastiques et les impacts sur les organismes marins. Ces dernières années, les orientations techniques supplémentaires et les méthodologies de surveillance harmonisées élaborées par la Commission européenne et le groupe technique MSFD sur les déchets marins ont encore amélioré les évaluations régionales, l'harmonisation des données et l'élaboration de valeurs seuils. Ces évolutions s'inscrivent également de plus en plus dans le droit fil des grands cadres politiques de l'Union européenne, notamment le Pacte vert pour l'Europe, le plan d'action pour l'économie circulaire et la stratégie de l'UE sur les plastiques.

En parallèle, la nouvelle politique et feuille de route EcAp pour la Méditerranée (2026-2035) renforce l'alignement sur la Stratégie méditerranéenne pour le développement durable (2026-2035) et l'Agenda 2030 pour le développement durable, en mettant l'accent sur la restauration écologique, l'adaptation au changement climatique, la réduction de la pollution, la protection de la biodiversité et l'utilisation durable des ressources marines.

Indicateur/Objectifs

~~Programme des Nations Unies pour l'environnement / Plan d'action pour la Méditerranée : la décision IG.21/3 adoptée lors de la 18e réunion des Parties contractantes à la Convention de Barcelone sur l'approche écosystémique, qui prévoit notamment l'adoption d'une définition des GES et de cibles, propose comme cible pour l'indicateur 10.1.1 : Tendance à la baisse du nombre/de la quantité de déchets marins (objets) rejetés sur le littoral.~~

La décision Ig.27/3 du PNUE/PAM (COP24, Le Caire, Égypte, décembre 2026) a réaffirmé et actualisé les éléments relatifs aux GES pour l'IMAP EO10, y compris pour le CI22, en précisant les objectifs en matière de GES, les valeurs de référence et les seuils, ainsi que les objectifs environnementaux.

Valeurs de référence concernant les déchets marins sur les plages : 369 objets / 100m

Valeur seuil pour les déchets marins sur les plages[1] : 130 objets / 100m

- ~~Valeur minimale : 11 objets/100m~~
- ~~Valeur minimale : 3600 objets/100m~~
- ~~Valeur minimale : 920 objets/100m~~
- ~~Référence proposée : 3600 objets/100m~~

~~Objectifs environnementaux concernant les déchets marins sur les plages :~~

- ~~Types de objectifs : % de baisse~~
- ~~Minimum : Significatif~~
- ~~Minimum : 30%~~
- ~~Objectifs de réduction : 20% d'ici 2024~~

Objectifs environnementaux :
Objectif environnemental intermédiaire (OEI) – 2026 : 150 objets/100m
~~Final~~ Final Objectif environnemental (IET) – 203~~0~~30~~:~~ : ~~130 item/100m~~130 item/100m ~~(i.e., equal with the threshold value~~ (i.e., cad égal au seuil~~)),~~

Méthodes d'analyse des indicateurs

Définition de l'indicateur

Définition du GES : Le nombre ou la quantité de déchets marins présents sur le littoral n'ont pas d'impact négatif sur la santé humaine, la vie marine et les services écosystémiques.

Méthodologie de calcul des indicateurs

Tous les éléments recensés sur l'unité d'étude (c'est-à-dire un ou deux transects de 100 m) doivent être consignés sur les formulaires d'étude (par exemple, le formulaire d'étude MED POL). Sur le formulaire d'enquête, chaque élément se voit attribuer un code d'identification unique. Idéalement, les données devraient être saisies sur le formulaire d'enquête au moment du ramassage des déchets. Le fait de ramasser les déchets d'abord, puis de les identifier ensuite, peut fausser les chiffres, car les déchets ramassés ont tendance à s'emmêler davantage ou à se briser. Parallèlement aux formulaires d'enquête, les caractéristiques de la plage doivent être consignées dans les formulaires correspondants. Le programme MED POL du PNUE/PAM a mis en place le « formulaire d'identification des plages ».

Il convient d'utiliser une liste type des déchets marins, qui inclue tous les types de déchets marins possibles. Il existe plusieurs listes pertinentes. Le PNUE/PAM a utilisé la liste MED POL des

[1] La méthodologie appliquée est décrite en détail dans le document UNEP/MED WG.514/7 « Valeurs de référence actualisées et proposition de valeurs seuils pour l'Indicateur commun 22 de l'IMAP » (8e réunion du Groupe de coordination de l'approche écosystémique, visioconférence, 9 septembre 2021)

déchets marins, mise à jour en 2021 (PNUE/MED WG.490/6)[2] afin d'y inclure les éléments liés à la COVID-19. Une liste commune actualiséeliste principale des catégories et des éléments de déchets a également été élaborée par l''UE MSFD TGML. Cette liste communeprincipalecomprend une liste des catégories et des éléments à recenser lors des relevés des déchets sur les plages.

Il a été vivement recommandé de réaliser un guide photographique régional comprenant des photos de tous les déchets figurant dans le protocole d'enquête. Cela permettra d'identifier et d'affecter correctement les éléments enregistrés.

Il faut également prêter attention aux limites de taille et aux catégories des déchets marins recensés. Il n'y a pas de limite maximale quant à la taille des déchets recensés sur les plages. La troisième version actualisée de l'IMAP (décision IG.27/6) propose de fixer à 2,5 cm la limite inférieure de la dimension la plus longue des déchets recensés lors des relevés sur les plages. Cependant, conformément au Groupe technique de la DCSMM sur les déchets marins (2023), il est recommandé d'enregistrer les objets spécifiques énumérés dans le Tableau x dans tous les cas, même si leur dimension maximale est inférieure à 2,5 cm.

Tableau x. Objets qui devraient être enregistrés lors des campagnes de surveillance des macro-déchets, même si leur dimension maximale est inférieure à 2,5 cm

Code	Nom
J182	Poids/lest et leurres métalliques liés à la pêche
J178	Capsules métalliques de bouteilles, couvercles et languettes de boîtes de conserve
J195	Piles métalliques domestiques
J21	Bouchons/couvercles en plastique de boissons
J100	Contenants/tubes/emballages en plastique à usage médical/pharmaceutique
J22	Bouchons/couvercles en plastique de produits chimiques et de détergents (non alimentaires)
J23	Bouchons/couvercles en plastique non identifiés
J24	Anneaux en plastique provenant de bouchons/couvercles de bouteilles
J91	Supports de biomasse en plastique provenant des stations d'épuration et de l'aquaculture
J32	Jouets en plastique et accessoires de type « poppers » de fête
J60	Bâtonnets lumineux de pêche en plastique / bâtonnets fluorescents de pêche, y compris les emballages
J257	Emballages en plastique expansé
J27	Produits du tabac avec filtres (mégots de cigarettes avec filtres)
J131	Élastiques en caoutchouc (petits, pour usage en cuisine/ménage/postal)
J125	Ballons en caoutchouc

Il convient d'accorder une attention particulière à l'élimination des déchets ramassés sur les côtes méditerranéennes dans le respect de l'environnement. Le ramassage des déchets marins sur la plage doit être effectué conformément à des règles et directives spécifiques ; de même pour leur élimination, qui doit tenir compte de plusieurs facteurs, notamment le fait que les déchets marins altérés par les intempéries ne peuvent pas être recyclés.

Enfin, les activités de suivi devraient respecter des méthodologies régionales harmonisées ainsi que des procédures d'assurance qualité et de contrôle qualité (AQ/CQ) afin de garantir la comparabilité des évaluations régionales fondées sur l'IMAP. Une attention particulière doit être accordée à la mise en place d'un système de rapports standardisés via l'InfoSystem de l'IMAP, ainsi qu'à la production de jeux de données régionaux dont la qualité est garantie, permettant ainsi des évaluations harmonisées à l'échelle méditerranéenne dans le cadre de l'IMAP actualisé.

[2]Addendum to the MED POL Beach Marine Litter Item List and their Data Standards and Data Dictionaries to include Two New COVID-19 Related Items (Single-Use Plastic Masks & Gloves)

Unités d'indication

Il est recommandé d'utiliser le nombre d'éléments par type d'élément et par unité d'étude (c'est-à-dire objets/100 m) comme unité standard pour évaluer les déchets sur le littoral.

Une unité d'étude est une section fixe de plage couvrant toute la zone comprise entre les limites de l'eau (lorsque cela est possible et sans danger) ou entre la ligne de marée haute et l'arrière de la plage (~~document d'orientation IMAP sur la surveillance et l'évaluation intégrées Erreur ! Signet non défini.~~) :

- Il est recommandé de surveiller au moins 1 tronçon de 100 m sur la même plage, et de préférence deux tronçons, sur les plages présentant ~~un niveau de déchets faible à modéré~~ ;
- ~~Au moins 2 tronçons de 100 m pour les plages fortement polluées (à titre exceptionnel, un tronçon de 50 m avec un facteur de normalisation pouvant aller jusqu'à 100 m afin d'assurer la cohérence).~~

~~Pour évaluer les tendances en matière de déchets marins, il convient d'analyser le pourcentage (%) de diminution.~~
Pour évaluer l'évolution des déchets marins, il faut recourir à des évaluations harmonisées fondées sur les évolutions afin d'analyser les tendances à la baisse de la quantité et de la répartition des déchets marins au fil du temps, en s'appuyant sur des ensembles de données régionaux dont la qualité est garantie et sur des méthodologies de surveillance cohérentes.

L'OSPAR, ~~recommande~~considère~~une surveillance d'au moins 6 ans~~ qu'une surveillance d'une durée minimale de six ans est recommandée afin d'évaluer les tendances. Les informations relatives au nombre d'objets/~~km²~~100m doivent être associées à celles concernant le poids par catégorie. Lorsque plusieurs sections sont sélectionnées, il convient de prévoir une zone de séparation de 50 m entre les deux transects.

Liste des documents d'orientation et des protocoles disponibles

- Programme des Nations Unies pour l'environnement / Commission océanographique intergouvernementale, Lignes directrices relatives à l'étude et à la surveillance des déchets marins (2009)
- Projet DeFishGear, Méthodologie de surveillance des déchets marins sur les plages : macro-déchets (< 2,5 cm) (2015).
- PNUE / Plan d'action pour la Méditerranée, Programme intégré de suivi et d'évaluation – Document d'orientation (2016) (UNEP(DEPI)/MED_IG.22/Inf.7)
- ~~EU MSFD TGML, Lignes directrices sur la surveillance des déchets marins dans les mers européennes (2013).~~
- ~~Projet DeFishGear, Méthodologie de surveillance des déchets marins sur les plages : macro-déchets (< 2,5 cm) (2015).~~
- Lignes directrices du GESAMP relatives à la surveillance et à l'évaluation des déchets plastiques et des microplastiques dans l'océan (éditeurs : P.J. Kershaw, A. Turra et F. Galgani) (2019)
- La Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est (OSPAR) : lignes directrices pour la surveillance des déchets marins sur les plages Protocole normalisé largement utilisé pour la surveillance du littoral, comprenant l'assurance qualité et l'analyse des tendances.
- PNUE (2021) Surveillance des plastiques dans les rivières et les lacs Lignes directrices pour l'harmonisation des méthodologies : Fournit des lignes directrices pour l'évaluation de la contamination par les plastiques, des macroplastiques aux microplastiques, dans les milieux d'eau douce.
- Administration nationale océanique et atmosphérique (NOAA) (2021) Guide d'enquête sur le littoral dans le cadre du projet de surveillance et d'évaluation des déchets marins.

- EU MSFD TGML, Lignes directrices sur la surveillance des déchets marins dans les mers européennes (2023).
- PNUE et Conservation des océans (2023) Lignes directrices mondiales pour les opérations de nettoyage des plages par la communauté scientifique Recommandations sur la manière dont les initiatives existantes de nettoyage des plages dans le cadre de la science citoyenne peuvent contribuer à mesurer les progrès accomplis au regard de l'indicateur 14.1.1b des ODD.

Fiabilité des données et incertitudes

Les flux de sédimentation sont également difficiles à évaluer. De plus, la plupart des études menées montrent une grande variabilité de la densité des déchets marins en fonction de l'utilisation ou des caractéristiques de chaque plage. Il reste également beaucoup à faire pour sensibiliser les groupes de bénévoles à la nécessité de transmettre des données de recherche normalisées à des fins statistiques. À cet égard, les programmes d'assainissement doivent permettre au public de mieux comprendre l'importance scientifique de l'information et du partage de l'information.

L'évaluation et le contrôle de la qualité des données relatives aux déchets marins sur les plages sont considérés comme d'une importance capitale. Tout programme d'évaluation à long terme des déchets marins nécessitera un effort spécifique et ciblé pour recruter et former le personnel de terrain et les bénévoles. Une formation cohérente et de haute qualité, ainsi que des procédures standardisées de communication des données, sont essentielles pour garantir la qualité des données et doivent inclure explicitement le développement de compétences opérationnelles (sur le terrain). Il faut promouvoir l'utilisation de fiches de rapport standardisées (c'est-à-dire les fiches de rapport IMAP), comprenant une liste normalisée des déchets marins ainsi que des informations complémentaires (conditions météorologiques, etc.) couramment utilisées au niveau régional, afin d'optimiser l'homogénéité des données collectées, de permettre leur comparaison, d'identifier les déchets les plus fréquemment observés aux niveaux régional et sous-régional, et ainsi d'évaluer le problème à l'échelle régionale. De plus, l'ensemble des supports de formation disponibles devrait être utilisé pour former les enquêteurs chargés du recensement des déchets marins sur les plages aux techniques de recensement et de suivi, ainsi qu'aux aspects généraux liés aux déchets marins. Les programmes de formation du personnel devraient inclure des informations spécifiques sur les résultats et les retombées de ce travail, afin que le personnel et les bénévoles puissent comprendre le contexte du programme d'évaluation des déchets sauvages.

L'assurance qualité et le contrôle qualité doivent avant tout viser à former les équipes de terrain afin de garantir la cohérence de la collecte et de la caractérisation des déchets d'un relevé à l'autre. Il est donc essentiel d'investir dans la communication et dans la formation des coordinateurs et responsables d'enquêtes aux niveaux national, régional et local pour garantir l'intégrité des enquêtes.

Le protocole d'assurance qualité du Programme national de surveillance des déchets marins (États-Unis) d'Ocean Conservancy exigeait qu'un certain pourcentage de tous les sites fasse l'objet d'une nouvelle inspection indépendante immédiatement après l'évaluation prévue des déchets (Sheavly, 2007). Les déchets ramassés lors de l'enquête de suivi pourraient alors être ajoutés à ceux de la collecte principale et servir à estimer le niveau d'erreur associé à l'enquête.

~~Quality assurance of beach litter monitoring in the Mediterranean is based on harmonized protocols developed under the EU MSFD and UNEP/MAP IMAP frameworks, supported by standardized methodologies, observer training, intercalibration exercises, regional reporting systems, and periodic~~ L'assurance qualité du suivi des déchets sur les plages en Méditerranée repose sur des protocoles harmonisés élaborés dans le cadre de la directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » (DMSM) de l'UE et du programme IMAP du PNUE/PAM, et s'appuie sur des méthodologies normalisées, la formation des observateurs, des exercices d'interétalonnage, des systèmes régionaux de notification et des évaluations périodiques valuations de contrôle de la qualité visant à garantir la comparabilité

des données entre les pays méditerranéens~~(UNEP/MAP, 2016;~~ (UNEP/MAP, 2016; ~~Galgani~~Galgani ~~et al.~~., Groupe technique de la DCSMM sur les déchets marins 2023). Ces efforts ont été renforcés par le projet « Marine Litter MED II »*, qui a aidé les pays méditerranéens à mettre en œuvre les indicateurs IMAP relatifs aux déchets marins grâce à l'élaboration de protocoles de suivi communs, de documents d'orientation régionaux, d'activités de renforcement des capacités, d'ateliers de formation nationaux, de procédures harmonisées de communication des données et d'exercices pilotes d'interétalonnage. ~~et al., 2023). These efforts have been further strengthened through the Marine Litter MED II project*, which supported Mediterranean countries in implementing IMAP marine litter indicators through the development of common monitoring protocols, regional guidance documents, capacity building activities, national training workshops, harmonized data reporting procedures, and pilot intercalibration exercises.~~Ensemble, ces initiatives ont largement contribué à améliorer la cohérence, la fiabilité et la comparabilité régionale des ensembles de données sur les déchets sur les plages dans l'ensemble du bassin méditerranéen.

~~*https://www.unep.org/unepmap/what-we-do/projects/MarineLitterMED-II~~*https://www.unep.org/unepmap/what-we-do/projects/MarineLitterMED-II

Méthodologie de suivi, portée temporelle et spatiale

Méthodes disponibles pour la surveillance et protocoles de surveillance

Le choix des sites d'étude doit se fonder sur les critères suivants :

- Une longueur minimale de 100 m ;
- Un accès dégagé à la mer (non obstrué par des brise-lames ou des jetées), de sorte que les déchets marins ne soient pas masqués par des structures d'origine humaine ;
- Accessible aux équipes d'enquête tout au long de l'année, même s'il convient de prendre certaines précautions ;
- Dans l'idéal, le site ne devrait faire l'objet d'aucune autre opération de ramassage des déchets ; toutefois, on constate que dans de nombreuses régions d'Europe, des opérations de nettoyage d'entretien à grande échelle sont menées périodiquement ; dans de tels cas, il est indispensable de connaître le calendrier des opérations de nettoyage des plages non liées à l'étude afin de pouvoir déterminer les taux de flux de déchets (la quantité de déchets accumulés par unité de temps).
- Les activités d'étude doivent être menées de manière à ne pas avoir d'impact sur les espèces menacées ou protégées, telles que les tortues marines, les oiseaux marins ou les oiseaux de rivage, les mammifères marins ou la végétation côtière sensible ; dans de nombreux cas, cela exclurait les parcs nationaux, mais cela peut varier en fonction des dispositions locales en matière de gestion.

Compte tenu des contraintes susmentionnées, la répartition des sites d'étude au sein de chaque zone doit être stratifiée de manière à obtenir des données provenant de plages exposées à différents niveaux de déchets, notamment :

- Les côtes urbaines pourraient mieux refléter l'impact des apports terrestres ;
- Les côtes rurales pourraient mieux refléter les niveaux de fond de pollution par les déchets
- Les côtes situées à proximité des grands fleuves, si elles se trouvent en aval du courant dominant, peuvent mieux refléter l'impact des apports fluviaux sur la pollution côtière par les déchets.

Il est recommandé de réaliser au moins deux relevés par an, en hiver et en été, et, dans l'idéal, 4 relevés au printemps, en été, en automne et en hiver. Toutefois, en raison des fortes variations saisonnières des quantités de déchets échoués sur le rivage, il pourrait s'avérer nécessaire, dans un premier temps, d'augmenter la fréquence des relevés afin d'identifier les tendances saisonnières significatives, qui pourront ensuite être prises en compte lors du traitement des données brutes en vue d'analyses des tendances à long terme. De préférence, les relevés pour toutes les plages participantes d'une région donnée devraient être effectués dans les plus brefs délais possibles au

cours d'une période de relevé. Les coordinateurs de ces régions devraient s'efforcer de coordonner les dates des enquêtes entre les différentes plages. De plus, dans la mesure du possible, une plage donnée devrait être inspectée à peu près le même jour chaque année.

Il est très important de répertorier et de caractériser les sites d'étude. Les relevés devant être effectués à nouveau exactement au même endroit, il convient de consigner les coordonnées de ce site. Des points de référence permanents doivent être utilisés afin de garantir que ce soit exactement le même site qui soit surveillé lors de toutes les enquêtes. Les points de départ et d'arrivée de chaque unité de relevé peuvent être déterminés à l'aide de différentes méthodes. Par exemple, on pourrait installer sur le site des poteaux de plage numérotés ou utiliser des repères facilement identifiables. Les coordonnées obtenues par GPS sont utiles pour identifier les plages de référence, en particulier lorsqu'il n'y a pas de points de repère facilement identifiables.

Il est recommandé d'utiliser le nombre d'éléments par type d'élément comme unité standard pour évaluer les déchets sur le littoral. Une fois la plage choisie, on peut délimiter les unités d'étude. Une unité d'étude est une section fixe de plage couvrant toute la zone comprise entre les limites de l'eau (lorsque cela est possible et sans danger) ou entre la ligne de marée haute et l'arrière de la plage :

- —Il est recommandé de surveiller au moins 1 tronçon de 100 m sur la même plage, et de préférence 2 tronçons, sur les plages présentant ~~un niveau de déchets faible à modéré~~
- ~~Au moins 2 tronçons de 100 m pour les plages fortement polluées (à titre exceptionnel, un tronçon de 50 m avec un facteur de normalisation pouvant aller jusqu'à 100 m afin d'assurer la cohérence)~~

Tous les éléments recensés sur l'unité d'étude doivent être consignés sur les formulaires d'étude. Sur les formulaires d'enquête, chaque élément reçoit un code d'identification unique. Idéalement, les données devraient être saisies sur le formulaire d'enquête au moment du ramassage des déchets. Le fait de ramasser les déchets d'abord, puis de les identifier ensuite, peut fausser les chiffres, car les déchets ramassés ont tendance à s'emmêler davantage ou à se briser. Les déchets d'origine inconnue ou les objets qui ne figurent pas sur le formulaire d'enquête doivent être indiqués dans la case « Autres » prévue à cet effet. Une brève description de l'élément doit ensuite être indiquée sur le formulaire d'enquête. Si possible, il faut prendre des photos numériques des objets inconnus afin de pouvoir les identifier ultérieurement et, si nécessaire, les ajouter au formulaire d'enquête
Il n'y a pas de limite maximale de taille pour les déchets recensés sur les plages. Une limite inférieure de 2,5 cm pour la plus grande dimension est recommandée pour les déchets recensés lors des relevés sur les plages. ~~Cela garantirait l'inclusion des bouchons, des couvercles et des mégots de cigarette dans tous les décomptes.~~
~~Cela garantirait l'inclusion des capsules et couvercles ainsi que des mégots de cigarettes dans tous les dénombrements.~~

Cependant, conformément au Groupe technique de la DCSMM sur les déchets marins (2023), il est recommandé d'enregistrer, dans tous les cas, les objets spécifiques énumérés dans le Tableau x, même si leur dimension maximale est inférieure à 2,5 cm.

Tableau x. Objets qui devraient être enregistrés lors des campagnes de surveillance des macro-déchets, même si leur dimension maximale est inférieure à 2,5 cm

Code	Nom
J182	Poids/lests et leurres métalliques liés à la pêche
J178	Capsules métalliques de bouteilles, couvercles et languettes de boîtes de conserve
J195	Piles métalliques domestiques
J21	Bouchons/couvercles en plastique de boissons
J100	Contenants/tubes/emballages en plastique à usage médical/pharmaceutique
J22	Bouchons/couvercles en plastique de produits chimiques et de détergents (non alimentaires)
J23	Bouchons/couvercles en plastique non identifiés

J24 Anneaux en plastique provenant de bouchons/couvercles de bouteilles
J91 Supports de biomasse en plastique provenant des stations d'épuration et de l'aquaculture
J32 Jouets en plastique et accessoires de type « poppers » de fête
J60 Bâtonnets lumineux de pêche en plastique / bâtonnets fluorescents de pêche, y compris les emballages
J257 Emballages en plastique expansé
J27 Produits du tabac avec filtres (mégots de cigarettes avec filtres)
J131 Élastiques en caoutchouc (petits, pour usage en cuisine/ménage/postal)
J125 Ballons en caoutchouc

Le ramassage des déchets doit être effectué en même temps que leur contrôle. Coupler le ramassage des déchets à un suivi permet d'améliorer la précision des rapports et de comparer l'accumulation des déchets au fil du temps ; cela présente également l'avantage de laisser la plage propre. Il est important de noter que seules les sections de référence de 100 m doivent faire l'objet d'une surveillance et d'un nettoyage. D'autres zones de la plage peuvent être nettoyées sans surveillance si les inspecteurs ou les bénévoles le souhaitent. Les déchets ramassés doivent être éliminés de manière appropriée. Il convient de respecter les réglementations et dispositions régionales ou nationales. Si celles-ci n'existent pas, il convient d'en informer les collectivités locales. Les éléments de grande taille qui ne peuvent pas être déplacés (en toute sécurité) par les enquêteurs doivent être marqués, par exemple à l'aide d'une bombe de peinture (utilisée pour marquer les arbres), afin qu'ils ne soient pas comptés à nouveau lors du prochain recensement.

**Le projet MED II relatif aux déchets marins (2020-2023) | PNUE/PAM

Sources de données disponibles

- Programmes nationaux pour l'environnement
- INFO/RAC – Système d'information IMAP
- Mer Méditerranée - Ensembles de données agrégés sur les déchets de plage 2004/2024 v2025 : https://emodnet.ec.europa.eu/geonetwork/srv/eng/catalog.search#/metadata/033a2c18-1cc8-4a92-837d-5ea57c0f7c12
- PNUE (Programme des Nations unies pour l'environnement(2025). Rapport sur l'état de la qualité en Méditerranée L'état de la mer et du littoral méditerranéen 2018 -2023. Athenes. https://wedocs.unep.org/20.500.11822/46733
- ~~Application pour smartphone « Marine LitterWatch (MLW) » de l'Agence européenne pour l'environnement (AEE) :~~
- ~~Association hellénique pour la protection de l'environnement marin (HELMEPA) :~~
- ~~Application pour smartphone « Marine LitterWatch (MLW) » de l'Agence européenne pour l'environnement (AEE) :~~ http://www.eea.europa.eu/themes/coast_sea/marine-litterwatch~~-~~
- Legambiente International: http://international.legambiente.it/
- ~~IPA Adriatic~~ IPA Adriatic ~~DeFishGear~~DeFishGear ~~Project:~~ Project: ~~http://www.defishgear.net/~~http://www.defishgear.net/~~-~~
- Conservation des océans, Nettoyage international des côtes (ICC) :: http://www.oceanconservancy.org/our-work/international-coastal-cleanup/?referrer=https://www.google.gr/
- ~~Surfers Against Sewage: https://www.sas.org.uk/~~
- Surfrider Foundation Europe: https://www.surfrider.org/

Orientations relatives à la couverture géographique et sélection des stations de surveillance

Dans l'idéal, les sites sélectionnés devraient refléter l'abondance et la composition des déchets dans une région donnée Tous les sites côtiers ne sont pas forcément adaptés, car ils peuvent présenter des contraintes en termes d'accessibilité, d'aptitude à la réalisation d'une étude (sable ou rochers/blocs)

et d'activités de nettoyage de la plage. Si possible, il convient d'appliquer les mêmes critères que ceux pris en compte lors de la sélection des sites d'étude.

Les sites d'étude doivent être choisis de manière à prélever des échantillons sur des plages soumises à différents niveaux d'exposition aux déchets, notamment :

- Les côtes urbaines pourraient mieux refléter l'impact des apports terrestres ;
- Les sites d'habitation les plus modestes pourraient mieux refléter les valeurs de fond relatives aux niveaux de pollution par les déchets ;
- Les côtes situées à proximité des grands fleuves, si elles se trouvent en aval du courant dominant, peuvent mieux refléter l'impact des apports fluviaux sur la pollution côtière par les déchets.

Guide sur la portée temporelle

Au moins deux relevés par an, au printemps et à l'automne, sont recommandés ; l'idéal serait d'en effectuer 4, au printemps, en été, à l'automne et en hiver. Toutefois, en raison des fortes variations saisonnières des quantités de déchets échoués sur le rivage, il pourrait s'avérer nécessaire, dans un premier temps, d'augmenter la fréquence des relevés afin d'identifier les tendances saisonnières significatives, qui pourront ensuite être prises en compte lors du traitement des données brutes en vue d'analyses des tendances à long terme.

De préférence, les relevés pour toutes les plages participantes d'une région donnée devraient être effectués dans les plus brefs délais possibles au cours d'une période de relevé. Les coordinateurs de ces régions devraient s'efforcer de coordonner les dates des enquêtes entre les différentes plages. De plus, dans la mesure du possible, une plage donnée devrait être inspectée à peu près le même jour chaque année.

Il faut garder à l'esprit que certaines circonstances peuvent entraîner des situations d'inaccessibilité et de danger pour les géomètres : vents violents, rochers glissants et aléas tels que la pluie, la neige ou le verglas, etc. La sécurité des enquêteurs doit toujours être la priorité. Les objets dangereux ou d'apparence suspecte, tels que les munitions, les produits chimiques et les médicaments, ne doivent pas être retirés. Prévenez la police ou les autorités compétentes. En cas de travail sur des plages isolées, il est recommandé de travailler à au moins deux personnes.

Résultats de l'analyse et de l'évaluation des données

Analyse statistique et principes d'agrégation

L'analyse de base comprend la création de tableaux, le regroupement des données par catégorie et par type de déchets marins, ainsi que le calcul des moyennes et des écarts-types correspondants. En l'absence de données à long terme disponibles à l'heure actuelle, aucune méthode statistique n'est recommandée. On estime qu'une période de suivi de six ans est le minimum nécessaire pour évaluer les tendances. De plus, il n'existe actuellement aucune méthode statistique faisant l'unanimité permettant de recommander un nombre minimum de sites susceptibles d'être représentatifs d'une certaine longueur de littoral. Cela dépend en grande partie de l'objectif de la surveillance, de la géomorphologie du littoral et du nombre de sites répondant aux critères décrits ci-dessus. La représentativité des sites d'étude doit être évaluée dans le cadre d'études pilotes, au cours desquelles un grand nombre de plages sont initialement étudiées. Par la suite, la sélection de plages représentatives parmi ces sites devrait être effectuée sur la base d'une analyse statistique.

Résultats attendus de l'évaluation

- Abondance des déchets marins sur les plages, avec des informations détaillées sur les densités (nombre d'objets par transect de 100 m et nombre d'objets par m²), les différents types de matériaux et/ou d'utilisation ;
- Portée temporelle et spatiale
- Identifier les sources ;
- Liste des éléments les plus fréquents recensés aux niveaux régional et national.

Lacunes et incertitudes connues concernant la Méditerranée

L'absence de méthodes de surveillance harmonisées et l'utilisation d'une liste commune des déchets marins retrouvés sur les plages entraînent plusieurs incertitudes dans les données, principalement dues à l'absence de comparaison entre les sous-régions et à une La comparaison s'avère difficile lorsque l'on utilise des méthodes différentes, des échelles spatiales et temporelles différentes, des échelles de taille différentes pour les déchets, ainsi que des listes ou des classifications différentes des déchets recensés sur les plages. De plus, la collecte et la gestion des données sont considérées comme essentielles pour réduire au minimum les incertitudes liées aux données. La collecte des données doit être effectuée à l'aide de systèmes de gestion de bases de données dédiés, de préférence au niveau régional, sous le contrôle et la direction des responsables locaux des données. Le document d'orientation du groupe de travail TGML sur la directive-cadre « Stratégie pour un milieu marin sain » (MSFD) de l'UE (Groupe technique de la DCSMM sur les déchets marinsGalgani et al.,20232013) souligne que l'existence de telles bases de données garantirait un niveau élevé de cohérence au sein de chaque région et permettrait de mettre en place une hiérarchie d'assurance qualité lors de la collecte des données. Une telle base de données devrait être mise en place et tenue à jour pour la Méditerranée.

Dans le cadre actualisé de l'IMAP 2026-2035, les critères d'évaluation et les valeurs seuils sont considérés comme évolutifs et peuvent être progressivement affinés à mesure que les connaissances scientifiques, les méthodologies harmonisées et les ensembles de données régionaux continuent de s'améliorer. Des efforts soutenus sont donc nécessaires pour renforcer la comparabilité régionale, l'harmonisation des méthodes de surveillance et l'intégration des données dans l'IMAP InfoSystem

Coordonnées et date de la version : *PNUE/PAM ~~16 Janvier 2017~~xxx xxxx 2026*

Contacts clés au sein de Nations Unies Environnement pour plus d'informations

- Mme Olfat Hamdan, MED POL Programme Management Officer, (olfat.hamdan@un.org~~Christos.Ioakeimidis@unep.org~~)
- ~~Mme Virginie Hart, Responsable du programme, ONU Environnement/Plan d'action pour la Méditerranée, Programme d'évaluation et de contrôle de la pollution en Méditerranée (MED POL) (Virginie.Hart@unep.org)~~
- Mr. Christos Ioakemidis, responsable de la gestion du programme QSR (christos.ioakeimidis@un.org)
- Mr. ~~atila~~Atila ~~uras~~Uras, chargé de programme principal (sciences et techniques) (atila.uras@un.org
- Mme Tatjana Hema, coordinatrice, Programme des Nations Unies pour l'environnement / Plan d'action pour la Méditerranée (tatjana.hema@unep.org)

Version No.	Date	Auteur
V.1	28/04/2017	MEDPOL
V2	~~20~~15/06/2026	MED POL

3 Fiche d'orientation sur l'indicateur commun ~~n°~~ 23 de l'IMAP (Tendances de la quantité de déchets présents dans la colonne d'eau, y compris les microplastiques, et sur le plancher marin. ~~Tendances concernant la quantité de déchets échoués et/ou déposés sur les côtes~~)

Indicateur commun 23 : Évolution de la quantité de déchets présents dans la colonne d'eau, y compris les microplastiques, et sur les fonds marins

[A] Déchets marins sur les fonds marins

	Objectif écologique associé : (EO 10) Les déchets marins et côtiers n'ont pas d'impact négatif sur l'environnement côtier et marin	
Indicator Title	*Indicateur commun 23 : Évolution de la quantité de déchets présents dans la colonne d'eau, y compris les microplastiques, et sur les fonds marins*	
Définition GES pertinente	**Objectif opérationnel connexe**	**Objectif(s)**
Le nombre et la quantité de déchets marins présents à la surface de l'eau et sur les fonds marins n'ont pas d'impact négatif sur la santé humaine, la vie marine et les services écosystémiques, et ne présentent aucun risque pour la navigation.	10.1. Les impacts liés aux caractéristiques et aux quantités de déchets marins dans le milieu marin et le milieu côtier sont réduits.	Tendance à la baisse du nombre et de la quantité de déchets marins présents à la surface de l'eau et sur les fonds marins

Justification

Justification du choix des indicateurs

Les fonds marins ont été identifiés comme un important puits de stockage des déchets marins. D'après les informations disponibles, les déchets marins se retrouvent à différentes profondeurs et à différents endroits, ce qui témoigne d'une variabilité spatiale considérable. La plupart des déchets sont constitués de matériaux à haute densité et coulent donc. Même les polymères synthétiques à faible densité, tels que le polyéthylène et le polypropylène, peuvent couler sous le poids des dépôts ou des additifs. .Les déchets marins peuvent aller de très gros objets (de plusieurs mètres) à des morceaux et fragments plus petits, à savoir les macro-déchets (≥ 25 mm), les méso-déchets (5-25 mm), les micro-déchets (≤ 5 mm) et les nano-déchets (< 1 000 µm) (GESAMP 201~~6~~9). La mer Méditerranée constitue un cas particulier, car ses plateaux continentaux ne sont pas très étendus et ses environnements en eaux profondes peuvent être influencés par la présence de canyons côtiers. Il existe toutefois plusieurs études portant sur l'abondance des déchets marins sur les fonds marins de la mer Méditerranée (~~Galil et al., 1995; Galgani et al., 1996, 2000; Ioakeimidis et al., 2014; Pham et al., 2014; Ramirez-Llodra et al., 2013~~review in Pham et al., 2014; Ioakemidis et al., 2017; Vlachogianni et al., 2017; Spedicato et al., 2019; Galgani et al, 2022; UNEP, 2024; UNEP/MAP-SPA RAC, 2025).

La répartition géographique des déchets sur les fonds marins est fortement influencée par l'hydrodynamique, la géomorphologie et les facteurs humains (Galgani et al., 2022 ; Pierdomenico et al., 2024 ; Hanke et al., 2025a). Les déchets qui atteignent les fonds marins ont peut-être déjà parcouru une distance considérable ; ils ne coulent qu'une fois alourdis par l'enchevêtrement et l'encrassement causés par une grande variété de bactéries, d'algues, d'animaux et de sédiments fins accumulés, et peuvent alors s'enfoncer jusqu'aux fonds marins. Il en résulte une accumulation de déchets sur certaines zones spécifiques des fonds marins, en fonction des sources locales et des conditions océanographiques (Galgani et al., 2022 ;

Pierdomenico et al., 2024 ; Hanke et al., 2025b ; Kouvara et al., 2025)~~, Galgani et al., 2000 ; Keller et al., 2010 ; Watters et al., 2010~~). De plus, les déchets présents sur les fonds marins ont tendance à s'accumuler dans les zones où la circulation est faible. Une fois que les déchets ont atteint les fonds marins, ils restent à la surface de ceux-ci et peuvent même être partiellement enfouis dans les zones où le taux de sédimentation est très élevé ~~(Ye et Andrady, 1991)~~ Si l'on tient également compte de la persistance de la plupart des déchets (notamment les plastiques) et, par conséquent, du fait qu'une grande partie des déchets marins recensés peut rester présente sur les fonds marins pendant des années, voire des décennies, la surveillance des déchets marins sur les fonds marins revêt alors une importance capitale. Or, les informations concernant l'abondance des petites particules de plastique s'accumulant dans les sédiments des grands fonds marins restent très limitées, puisqu'il n'existe qu'un nombre très ~~restreint~~ d'études dans ce domaine(revue dans Galgani et al., 2022; ~~Van Cauwenberghe et al., 2013 ; Woodall et al., 2014~~) et il convient d'encourager la poursuite des travaux.

En 2018, la CGPM a lancé le suivi et la collecte de données sur les déchets marins en Méditerranée et en mer Noire, réalisés dans le cadre de ses programmes relatifs aux rejets et aux captures accidentelles d'espèces vulnérables, ainsi que lors de la mise en œuvre de campagnes scientifiques en mer. Ces activités suivent des protocoles établis (FAO, 2019b, 2019c ; Carpentieri, Bonanno et Scarcella, 2020) et permettent aux CPC de signaler volontairement les déchets courants (par exemple, bouteilles, sacs) ainsi que les débris liés aux activités de pêche (par exemple, cordages, fragments de filets), contribuant ainsi à une collecte de données cohérente à l'échelle de la région. Les différents types d'engins de pêche présentent des capacités variables pour l'échantillonnage des déchets marins. Dans l'ensemble, les résultats préliminaires, issus d'un effort de surveillance important couvrant tous les types d'engins de pêche et les sous-régions de la CGPM, confirment que les interactions avec les déchets marins sont largement répandues pour l'ensemble des engins de pêche et des zones étudiées, les plastiques représentant de loin le composant dominant.

Le rapport 2023 sur l'état de la qualité de la Méditerranée (PNUE, 2024) a présenté la première évaluation des déchets marins selon les critères GES et non-GES, y compris pour les déchets marins présents sur les fonds marins (IMAP CI23). Il en ressort que les concentrations de déchets sur les fonds marins variaient de 0 à 28 228 objets par kilomètre carré, avec une moyenne de 570 ± 2 588 objets par kilomètre carré. La majorité (88 %) des stations situées sur les fonds marins n'ont pas atteint le GES, 23 % d'entre elles se situant dans la catégorie médiocre et 53 % dans la catégorie mauvaise. C'est la Méditerranée occidentale qui a été la plus touchée (100 % hors GES), suivie de la Méditerranée centrale (81 % hors GES), de l'Adriatique (65 % hors GES) et de la Méditerranée orientale (68 % hors GES). Jusqu'à 10 % des déchets recensés étaient des objets liés à la pêche, notamment des cordages synthétiques et des sangles (39 %), des filets de pêche (27 %) et des lignes de pêche (25 %). Il convient de noter que, bien que les engins de pêche ne représentent qu'un faible pourcentage des déchets marins, ils ont des conséquences importantes, comme c'est le cas des filets fantômes.

L'indicateur commun ~~n~~° 23 / déchets sur les fonds marins porte sur les tendances en matière de déchets marins présents sur les fonds marins de la Méditerranée. La surveillance doit s'appuyer sur des méthodologies régionales harmonisées portant sur les habitats des fonds marins et les sédiments, et s'accompagner de procédures d'assurance qualité et de contrôle qualité. Les résultats de ce suivi devraient permettre de renforcer les évaluations intégrées menées dans le cadre de l'IMAP et du processus MED QSR.

Références Scientifiques

- Cheshire A. C., et al. (2009). UNEP/IOC Guidelines on survey and monitoring of marine litter. 2009 UNEP Regional Seas Rpts & Studies, No. 186; IOC Tech. Ser. No. 83.
- GESAMP (Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection), (2019), Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter and microplastics in the ocean, Reports and Studies GESAMP No 99, UNEP, Nairobi, 130 pages, (P. Kershaw, A. Turra, F. Galgani editors)
- Galgani, F., Angiolillo, M., Gérigny, O. , et al., 2022. Marine Litter, Plastic, and Microplastics on the Seafloor . In Plastics and the Ocean: Origin, Characterization, Fate, and Impacts. Anthony L. Andrady (Ed.) Chap.6, pp.151-197, DOI:10.1002/9781119768432. et al., 2021. Wiley editor.
- Hanke, G., Canals, M., Nakajima, et al. (2025a). Out of sight, but not out of mind: Key issues regarding seafloor macrolitter monitoring: Issued by the expert community "International Seafloor Macrolitter Imaging and Quantification". *Marine Pollution Bulletin*, 221, 118500. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.118500
- Hanke, G., Canals, M., Vescovo, V., et al. (2025b) Marine litter in the deepest site of the Mediterranean Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 213, 117610.
- Ioakeimidis, C., Galgani, F., Papatheodorou, G., 2017. Occurrence of Marine Litter in the Marine Environment: A World Panorama of Floating and Seafloor Plastics . In Takada H., Karapanagioti H. (eds) 2017. Hazardous Chemicals Associated with Plastics in the Marine Environment. The Handbook of Environmental Chemistry, vol 78. Springer, pp 93-120 (Springer Nature) . https://doi.org/10.1007/698_2017_22
- Kouvara, K., Lazou-Laskaridis, E., Xirotagarou, P., et al. (2025). Assessing marine litter and its ecological impact on the seafloor of Thermaikos Gulf (NE Mediterranean Sea, Greece): Insights from ROV and diver surveys. *Marine Pollution Bulletin*, 217, 118109.
- Pham CK, Ramirez-Llodra E, Alt CHS, Amaro T, Bergmann M, Canals M, Company JB, Davies J, Duineveld G, Galgani F, Howell KL, Huvenne VAI, Isidro E, Jones DOB, Lastras G, Morato T, Gomes-Pereira JN, Purser A, Stewart H, Tojeira I, Tubau X, Van Rooij D, Tyler PA, (2014). Marine litter distribution and density in European Seas, from the shelves to deep basins. PLoS One. 2014;9:e95839..
- Pierdomenico, M., A. Bernhardt, J.Eggenhuisen et al. (2023). Transport and accumulation of litter in submarine canyons: a geoscience perspective Frontiers in Marine Science, 10, DOI=10.3389/fmars.2023.1224859
- Spedicato, M.T., Zupa, W., Carbonara, P., et al., (2019). Spatial distribution of marine macro-litter on the seafloor in the northern Mediterranean Sea: the MEDITS initiative. *Sci. Mar.* 83(S1), 257–270. https://doi.org/10.3989/scimar.04987.14AUNEP/MAP-SPA RAC, 2025. State of Managment practices on fishing vessels in the Mediterranean Sea. Reviews of common sources, regulatory frameworks, and waste port reception facilities. By francois Galgani, Edition SPA RAC, Tunis 101 pages. etat-des-pratiques-de-gestion-des-dechets-sur-les-navires-de-peche-en-mer-mediterranee-examen-des-sources-courantes-des-cadres-reglementaires-et-des-installations-portuaires-de-reception-des-dechets
- Vlachogianni, Th., Zeri, Ch., Ronchi, F., Fortibuoni, T., Anastasopoulou, A., 2017. Marine Litter Assessment in the Adriatic and Ionian Seas. IPA-Adriatic DeFishGear Project, MIO-ECSDE, HCMR and ISPRA. pp. 180 (ISBN: 978-960-6793-25-7).
- United Nations Environment Programme (2024). Mediterranean Quality Status Report: The state of the Mediterranean Sea and Coast from 2018-2023. Athens. https://wedocs.unep.org/20.500.11822/46733
- FAO. 2025. The State of Mediterranean and Black Sea Fisheries 2025. General Fisheries Commission for the Mediterranean. Rome.
- ~~Galgani F, Jaunet S, Campillo A, Guenegen X, His E (1995) Distribution and abundance of debris on the continental shelf of the North-Western Mediterranean Sea. Mar Pollut Bull. 30:713–717.~~
- ~~Galgani F., Souplet A., Cadiou Y. (1996). Accumulation of debris on the deep floor off the French Mediterranean coast. Marine Ecology Progress Series 142(1-3):225-234.~~

- Galgani, F., Leaute, J.P., Moguedet, P., Souplet, A., Verin, Y., Carpentier, A., Goraguer, H., Latrouite, D., Andral, B., Cadiou, Y., Mahe, C., Poulard, J.C., Nerisson, P. (2000). Litter on the Sea Floor Along European Coasts. Marine Pollution Bulletin, Vol. 40, No. 6, pp. 516-527.
- Galil, B.S., Golik, A., Turkay, M. (1995). Litter at the Bottom of the Sea: A Sea Bed Survey in the Eastern Mediterranean. Marine Pollution Bulletin, Vol. 30, No. 1, pp. 22-24.GESAMP (2016). "Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment" (Kershaw, P.J., and Rochman, C.M., eds). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 93, 220 p.
- Goldberg, E.D., 1995. The health of the oceans - a 1994 update. Chemical Ecology 10, 3-8.
- Ioakeimidis C, Zeri C, Kaberi H, Galatchi M, Antoniadis K, Streftaris N, Galgani F, Papathanassiou E, Papatheodorou G. A comparative study of marine litter on the seafloor of coastal areas in the Eastern Mediterranean and Black Seas. Mar Pollut Bull. 2014;89:296-304.Katsanevakis S, Katsarou A (2004) Influences on the distribution of marine debris on the seafloor of shallow coastal areas in Greece (Eastern Mediterranean). Water Air Soil Pollut. 489 158:325-337
- Keller, A.A., Fruh, E.L., Johnson, M.M., Simon, V., McGourty, C., 2010. Distribution and abundance of anthropogenic marine debris along the shelf and slope of the US West Coast. Mar. Pollut. Bull. 60, 692-700.
- Lundqvist, J. (2013) Monitoring marine debris, Report of university of Gothenburg, Faculty of sciences, 22 pages.
- Pham CK, Ramirez-Llodra E, Alt CHS, Amaro T, Bergmann M, Canals M, Company JB, Davies J, Duineveld G, Galgani F, Howell KL, Huvenne VAI, Isidro E, Jones DOB, Lastras G, Morato T, Gomes-Pereira JN, Purser A, Stewart H, Tojeira I, Tubau X, Van Rooij D, Tyler PA, (2014). Marine litter distribution and density in European Seas, from the shelves to deep basins. PLoS One. 2014;9:e95839..
- Ramirez-Llodra, E., De Mol, B., Company, J. B., Coll, M., Sardà, F. (2013). Effects of natural and anthropogenic processes in the distribution of marine litter in the deep Mediterranean Sea. Progress in Oceanography, Vol. 118, pp. 273-287.Thomas, L., Laake, J. L., Strindberg, S., Marques, F. F. C., Buck-land, S. T., Borchers, D. L., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Hedley, S. L., Pollard, J. H., Bishop, J. R. B., and Marques, T. A. (2006). Distance 5.0. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK. Available at: http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/
- Van Cauwenberghe, L., Claessens, M., Vandegehuchte, M.B., Mees, J., Janssen, C.R., 2013. Assessment of marine debris on the Belgian Continental Shelf. Mar. Pollut. Bull. 73, 161e169.
- Watters, D.L., Yoklavich, M.M., Love, M.S., Schroeder, D.M., 2010. Assessing marine debris in deep seafloor habitats off California. Mar. Pollut. Bull. 60, 131-138.
- Woodall, L., Sanchez-Vidal, A., Canals, M., Paterson, G., Coppock, R., Sleight, V.,et al. (2014). The deep sea is a major sink for microplastic debris. R. Soc. Open Sci. 1:140317.
- Ye S. and Andrady A.L., 1991. Fouling of floating plastic debris under Biscayne Bay exposure conditions. Mar. Pollut. Bull. 22(12), 608-613.
- Vlachogianni, Th., Zeri, Ch., Ronchi, F., Fortibuoni, T., Anastasopoulou, A., 2017. Marine Litter Assessment in the Adriatic and Ionian Seas. IPA-Adriatic DeFishGear Project, MIO-ECSDE, HCMR and ISPRA. pp. 180 (ISBN: 978-960-6793-25-7).

Contexte politique et objectifs

Description du contexte réglementaire

~~Le Plan régional de gestion des déchets marins dans la région méditerranéenne, élaboré dans le cadre du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE), du Plan d'action pour la Méditerranée et de la Convention de Barcelone, est le tout premier plan régional juridiquement contraignant adopté par une convention régionale sur les mers (Décision IG. 21/7) qui aborde la question de la gestion des déchets marins à l'échelle régionale de manière cohérente et définit des mesures juridiquement contraignantes aux niveaux régional et national, ainsi que des calendriers de mise en œuvre. Les principaux objectifs du Plan régional de gestion des déchets marins (ML Management) consistent à prévenir et à réduire la production de déchets marins ainsi que leur impact sur l'environnement marin et côtier, afin d'atteindre un bon état écologique (GES), conformément aux objectifs écologiques méditerranéens pertinents et aux cibles relatives aux déchets marins fondées sur l'approche écosystémique, adoptées par le Programme des Nations unies pour l'environnement (PNUE) / Plan d'action pour la Méditerranée en 2012 et 2013, lors des 17e et 18e réunions successives des Parties contractantes à la Convention de Barcelone, . De plus, par le biais de ses articles 11 « Évaluation des déchets marins en Méditerranée » et 12 « Programme de surveillance des déchets marins en Méditerranée », le Plan régional sur les déchets marins comprend une série de dispositions spécifiques à l'intention des pays en matière de surveillance et d'évaluation des déchets marins, à savoir : l'évaluation de l'état des déchets marins, de leur impact sur l'environnement marin et côtier ainsi que sur la santé humaine, des aspects socio-économiques de la gestion des déchets marins, la mise en place de bases de données sur les déchets marins, l'élaboration de programmes nationaux de surveillance des déchets marins, etc.~~

~~La MSFP de l'UE (2008/56/CE) impose aux États membres de l'Union européenne d'élaborer des stratégies devant déboucher sur des programmes de mesures pour atteindre ouma intenir un « bon état écologique » dans les mers européennes. MSFD définit le cadre dans lequel les États membres doivent atteindre, d'ici 2020, le bon état écologique (GES) de leurs eaux marines, en s'appuyant sur 11 descripteurs. Le descripteur 10 porte sur les déchets marins et précise que le bon état écologique n'est atteint que lorsque « les caractéristiques et les quantités de déchets marins ne causent pas de dommages à l'environnement côtier et marin ».~~

Le Plan régional du PNUE/PAM – Convention de Barcelone sur la gestion des déchets marins dans la région méditerranéenne a été le tout premier plan régional juridiquement contraignant adopté en 2013 dans le cadre d'une convention régionale sur la mer (décision IG.21/7, COP 18), traitant spécifiquement de la gestion des déchets marins par le biais de mesures régionales et nationales coordonnées et de calendriers de mise en œuvre. Son objectif principal est de prévenir et de réduire la production de déchets marins ainsi que leur impact sur l'environnement marin et côtier, afin d'atteindre et de maintenir un bon état écologique (GES), conformément à l'approche écosystémique (EcAp) adoptée dans le cadre de la Convention de Barcelone.

Des modifications de fond apportées au Plan régional de gestion des déchets marins en Méditerranée, dans le cadre de l'article 15 du Protocole relatif aux sources terrestres, ont été présentées et approuvées en 2021 lors de la COP22 (Antalya, Turquie).
Depuis l'adoption de l'approche écosystémique (EcAp) en 2008 et la mise en place du Programme intégré de suivi et d'évaluation de la mer et du littoral méditerranéens (IMAP) ainsi que des critères d'évaluation correspondants en 2016, le cadre régional a considérablement évolué. La réglementation EcAp et la feuille de route 2026-2035, récemment adoptées, ainsi que le troisième cycle de l'IMAP, renforcent encore davantage la vision d'une mer Méditerranée et de ses côtes propres, saines, résilientes face au changement climatique et riches en biodiversité. Le cadre actualisé renforce les mécanismes harmonisés de surveillance, d'évaluation et de communication d'informations, favorise l'intégration entre science et politique et consolide la coopération

régionale grâce aux programmes nationaux de surveillance fondés sur l'IMAP et au processus du Rapport sur l'état de la qualité de la Méditerranée (MED QSR).

Dans le cadre de l'objectif écologique n° 10 (EO10) consacré aux déchets marins, une série de mises à jour importantes a été introduite, axée sur le renforcement des indicateurs communs relatifs aux déchets sur les plages, aux déchets flottants et présents sur les fonds marins, ainsi qu'aux déchets fluviaux et aux microplastiques ; ces mises à jour fournissent des liens sur les impacts, en particulier sur les organismes marins (thème actuel : ingestion et enchevêtrement chez les tortues marines). L'accent est également mis davantage sur la collecte harmonisée des données, les évaluations régionales dont la qualité est garantie, les approches « de la source à la mer », les principes de l'économie circulaire, ainsi que sur la mise en œuvre des plans d'action nationaux (PAN) et des programmes de mesures (PoM) actualisés. Le rapport MED QSR 2023 (PNUE, 2024) a mis en évidence les pressions persistantes liées à la pollution par les plastiques et la nécessité d'accélérer la mise en œuvre de mesures visant à réduire les apports de déchets marins et à renforcer la résilience des écosystèmes dans la région méditerranéenne.

En décembre 2025, les Parties contractantes à la Convention de Barcelone ont adopté la décision IG.27/6 relative à la « Politique et feuille de route EcAp 2026-2035 et au Programme intégré de surveillance et d'évaluation de la mer et du littoral méditerranéens (IMAP actualisé 2026-2035) » lors de la COP24 au Caire, en Égypte. Cette décision renforce l'approche écosystémique en tant que cadre régional principal pour parvenir à un « bon état écologique » (BEE) en mer Méditerranée et actualise la vision écologique, les objectifs stratégiques, les définitions du BEE ainsi que les cibles relatives aux indicateurs communs de l'IMAP, y compris l'indicateur EO10 sur les déchets marins. La décision confirme que « *le nombre et la quantité de déchets marins présents dans la colonne d'eau et sur les fonds marins n'ont pas d'impacts négatifs sur la santé humaine, la vie marine et les services écosystémiques, et ne constituent pas un risque pour la navigation* », et fixe comme objectif une « tendance à la baisse du nombre et de la quantité de déchets marins présents à la surface de l'eau et sur les fonds marins ». La décision renforce également les obligations relatives au suivi harmonisé, à la communication de données dont la qualité est garantie, aux évaluations régionales menées dans le cadre du MED QSR et à l'amélioration du système d'information IMAP.

La directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » (DCSMM) (2008/56/CE) impose aux États membres de l'Union européenne d'élaborer des stratégies marines et des programmes de mesures visant à atteindre ou à maintenir un « bon état écologique » (BEE) dans les mers européennes. La directive définit 11 descripteurs qualitatifs permettant d'évaluer l'état de l'environnement marin, dont le descripteur n° 10 relatif aux déchets marins, qui précise que l'état écologique global n'est atteint que lorsque « les propriétés et les quantités de déchets marins ne causent pas de dommages à l'environnement côtier et marin ». Depuis son adoption, le cadre MSFD a considérablement évolué. La décision (UE) 2017/848 de la Commission a révisé les critères et les normes méthodologiques relatifs à l'évaluation des GES, renforçant ainsi les approches harmonisées en matière de surveillance et d'évaluation des déchets marins dans l'ensemble des États membres. Le cadre révisé a introduit des critères et des indicateurs actualisés concernant les déchets sur les plages, les déchets sur les fonds marins, les déchets flottants, les microplastiques et les impacts sur les organismes marins. Ces dernières années, les orientations techniques supplémentaires et les méthodologies de surveillance harmonisées élaborées par la Commission européenne et le groupe technique MSFD sur les déchets marins ont encore amélioré les évaluations régionales, l'harmonisation des données et l'élaboration de valeurs seuils. Ces évolutions s'inscrivent également de plus en plus dans le droit fil des grands cadres politiques de l'Union européenne, notamment le Pacte vert pour l'Europe, le plan d'action pour l'économie circulaire et la stratégie de l'UE sur les plastiques.

En parallèle, la nouvelle politique et feuille de route EcAp pour la Méditerranée (2026-2035) renforce l'alignement sur la Stratégie méditerranéenne pour le développement durable (2026-2035) et l'Agenda 2030 pour le développement durable, en mettant l'accent sur la restauration écologique, l'adaptation au changement climatique, la réduction de la pollution, la protection de la biodiversité et l'utilisation durable des ressources marines.

Indicator/Objectifs

La décision Ig.27/6 du PNUE/PAM (COP24, Le Caire, Égypte, décembre 2026) a réaffirmé et actualisé les éléments relatifs aux GES pour l'IMAP EO10, y compris pour le CI23, en précisant les objectifs en matière de GES, les valeurs de référence et les seuils, ainsi que les objectifs environnementaux.

Objectif GES pour l'indicateur 10.1.2 : Tendance à la baisse du nombre et de la quantité de déchets marins présents à la surface , à la surface ~~surface~~ et sur les fonds marins.

Valeurs de référence concernant les déchets marins sur les fonds marins : 135 éléments/ km^2

- ~~Valeur minimale : 0 éléments/km^2~~
- ~~Valeur minimale : 7,700 éléments/ km^2~~
- ~~Valeur minimale : 179 éléments/ km^2~~
- ~~Référence proposée : 130 – 230 éléments/ km^2~~

Valeurs seuil de déchetssur les f onds marins : 38 éléments/ km^2

Objectifs environnementaux :

- Objectif environnemental intermédiaire (IET) - 2026 : 66 éléments/ km^2
- Objectif environnemental intermédiaire (IET) - 2028 : 58 éléments/ km^2
- Objectif Environmental final (IET) – 2030: 50 éléments/km^2
- ~~Types de objectifs : % de baisse~~
- ~~Minimum : Stable~~
- ~~Minimum : 10% en 5 ans~~
- ~~Objectifs de réduction : Statistiquement significatif (une augmentation de 15 % en 15 ans est possible)~~

Documents réglementaires

- PNUE/PAM - Plan régional actualisé sur la gestion des déchets marins en Méditerranée (décision IG.25/9) (2021).
- Politique et feuille de route 2026-2035 du PNUE/PAM (EcAp) et Programme intégré de suivi et d'évaluation de la mer et du littoral méditerranéens (décision IG.27/6 (2025)).
- Commission européenne, Directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin », Directive 2008/56/CE (2008).
- Commission européenne, Décision relative aux critères et aux normes méthodologiques concernant le bon état écologique des eaux marines (2010).
- Commission européenne, Décision établissant les critères et les normes méthodologiques relatifs au bon état écologique des eaux marines, ainsi que les spécifications et les méthodes

[3] La méthodologie appliquée est décrite en détail dans le document UNEP/MED WG.550/13 « Valeurs de référence (VR) actualisées et valeurs seuils (VS) pour l'Indicateur commun 23 de l'IMAP (macro-déchets sur le fond marin, microplastiques flottants) » (Réunion intégrée des CORMON, Athènes, Grèce, 27-28 juin 2023).

normalisées pour la surveillance et l'évaluation, et abrogeant la décision 2010/477/UE (2017)

Méthodes d'analyse des indicateurs

Définition de l'indicateur

Définition du GES : Le nombre et la quantité de déchets marins présents dans l'eau (surfacesurface) et sur les fonds marins n'ont pas d'impact négatif sur la santé humaine, la vie marine et les services écosystémiques, et ne constituent pas un risque pour la navigation.

Méthodologie de calcul des indicateurs

Les stratégies générales mises en œuvre pour l'étude des déchets marins présents sur les fonds marins sont similaires à celles utilisées pour évaluer l'abondance et la typologie des espèces benthiques. Les approches les plus courantes pour évaluer la répartition des déchets sur les fonds marins consistent à mener des relevés ponctuels, souvent associés à des campagnes régulières de surveillance des pêches (réserves marines, plateformes offshore, etc.) et à des programmes consacrés à la biodiversité. Ces méthodes de détermination de la répartition des déchets sur les fonds marins (par exemple, le chalutage, la plongée, la vidéo) sont similaires à celles utilisées pour les évaluations benthiques et de la biodiversité. ~~Le recours à des submersibles ou à des véhicules télécommandés (ROV) constitue une solution envisageable pour les zones de grande profondeur, même si cela nécessite un équipement coûteux.~~ Les programmes de surveillance des stocks de poissons démersaux, menés par exemple dans le cadre des enquêtes internationales sur la pêche au chalut de fond en Méditerranée (MEDITS), qui opèrent à grande échelle régionale et fournissent des données selon un protocole harmonisé, peuvent constituer un soutien cohérent pour la surveillance régulière des déchets présents sur les fonds marins à l'échelle régionale, conformément aux exigences de l'EcAp/IMAP.

Outre les campagnes de chalutage, les systèmes d'observation par vidéo constituent une approche non destructive de plus en plus importante pour surveiller les déchets présents sur les fonds marins, en particulier dans les habitats sensibles, sur les substrats rocheux, dans les canyons sous-marins, les bassins profonds et les zones protégées où le chalutage n'est pas envisageable ou risque d'avoir des impacts sur l'environnement. Les progrès récents en matière de technologies d'imagerie sous-marine, notamment les systèmes de caméras remorquées, les véhicules télécommandés (ROV), les véhicules sous-marins autonomes (AUV), les véhicules habités (HOV) et les plateformes de caméras modulaires à faible coût, permettent d'acquérir des images haute résolution sur de grands gradients de profondeur et dans des habitats hétérogènes. L'imagerie vidéo permet d'identifier la répartition des déchets, leur densité, leurs classes de taille, leurs interactions avec la faune benthique et les zones d'accumulation, tout en préservant l'intégrité des écosystèmes vulnérables.

Le recours aux enquêtes vidéo permet également de mettre en place des stratégies de suivi harmonisées et reproductibles. Les transects standardisés, associés à des systèmes de positionnement précis, à la photogrammétrie, à des systèmes de mesure laser et à l'acquisition synchronisée de métadonnées, permettent d'améliorer l'estimation des surfaces étudiées et des densités de déchets. Les méthodologies basées sur l'image s'avèrent particulièrement utiles pour surveiller les déchets de grande taille, les engins de pêche abandonnés, perdus ou jetés (ALDFG), ainsi que les déchets dans lesquels des communautés biologiques se sont empêtrées. L'intégration des images recueillies lors de campagnes scientifiques, industrielles ou d'exploration peut considérablement étendre la couverture spatiale et fournir des informations de référence rentables pour les évaluations à long terme.

Fonds marins peu profonds ~~Shallow sea floor~~ (<20m):
La méthode la plus couramment utilisée pour estimer la densité des déchets marins dans les zones côtières peu profondes consiste à réaliser des relevés visuels sous-marins en plongée SCUBA ou

snorkeling. Ces études s'appuient de préférence sur des relevés par transects linéaires des déchets présents sur les fonds marins, tels que décrits par le Programme des Nations Unies pour l'environnement (Cheshire, 2009). Ce protocole est actuellement utilisé pour l'évaluation de la faune benthique. Cela nécessite un équipement de plongée sous-marine et des observateurs formés. Seuls les déchets mesurant plus de 2,5 cm sont pris en compte, entre 0 et 20 m (jusqu'à 40 mètres pour les plongeurs expérimentés).

Les déchets isolés situés à moins de 4 m de la ligne (la moitié de la largeur – Wt – des transects) sont recensés. Pour chaque déchet observé, on enregistre, dans la mesure du possible, le segment de droite correspondant à son emplacement, sa distance perpendiculaire par rapport à cette droite (yi – pour l'estimation de la probabilité de détection, mesurée à l'aide d'une tige en plastique de 2 m), ainsi que la catégorie de taille du déchet (wi). La nature du fond marin et de l'habitat est également consignée. La longueur des transects varie entre 20 et 200 m, en fonction de la profondeur, du gradient de profondeur, de la turbidité, de la complexité de l'habitat et de la densité de la litière (Katsavenakis, 2009). Les résultats relatifs à la densité des déchets sont souvent exprimés en unités/m^2, en unités/100 m^2 et/ou en unités/100 m de transect.
Dans les études recourant à la méthode d'échantillonnage à distance, la détectabilité est utilisée pour corriger les estimations de l'abondance des déchets marins (Katsavenakis, 2009). Le logiciel de référence pour la modélisation de la détectabilité et l'estimation de la densité et de l'abondance, à partir d'enquêtes utilisant la méthode d'échantillonnage à distance, est DISTANCE (Thomas et al., 2006).

Surveillance des fonds marins par chalutage (20 à 800 m) :
Parmi toutes les méthodes évaluées, la pêche au chalut (chalut à panneaux) s'est révélée être la plus adaptée à l'évaluation et au suivi à grande échelle (Goldberg, 1995 ; Galgani et al., 1995, 1996, 2000). Néanmoins, certaines limites s'appliquent dans les zones rocheuses et dans les sédiments meubles, car cette méthode peut présenter des restrictions et/ou sous-estimer les quantités présentes. Cette approche est toutefois fiable, reproductible et permet un traitement statistique ainsi qu'une comparaison entre les sites. Conformément aux recommandations du Programme des Nations Unies pour l'environnement (Cheshire, 2009), les sites doivent être choisis de manière à garantir qu'ils :

i. Comprennent des zones présentant un substrat homogène (de préférence un fond de sable et de limon) ;
ii. Prennent en compte les zones où des déchets sont générés ou s'accumulent ;
iii. Éviter les zones à risque (présence de munitions), les zones sensibles ou protégées ;
iv. Ne pas porter atteinte à des espèces menacées ou protégées.

Les unités doivent être stratifiées en fonction des sources (zones urbaines, rurales, proches d'apports fluviaux) et des zones offshore concernées (courants majeurs, voies de navigation, zones de pêche, etc.). Les stratégies générales d'étude des déchets présents sur les fonds marins s'apparentent à la méthodologie utilisée en écologie benthique et mettent davantage l'accent sur l'abondance et la nature des objets (par exemple, sacs, bouteilles, morceaux de plastique) que sur leur masse. La réalisation d'études internationales par chalutage de fond, telles que MEDITS (Méditerranée), constitue un outil utile et précieux pour le suivi des déchets marins. Ces réseaux utilisent des engins de pêche courants selon les régions (réseau MEDITS en Méditerranée avec son schéma de stratification) et garantissent des conditions de relevé normalisées et harmonisées (mailles de 20 mm, remorquages de 30-60 minutes, vaste surface couverte) ainsi que des informations hydrographiques et environnementales (prioritairement : température de surface et de fond, salinité de surface et de fond, facultatif : direction et vitesse des courants de surface et de fond, direction et vitesse du vent, direction et hauteur de la houle).

Approche vidéo des déchets présents sur les fonds marins (20-3000 m)

Les approches fondées sur la vidéo et l'image constituent l'une des méthodologies les plus prometteuses pour la surveillance des fonds marins déchets et méga déchets-Les profondeurs de la couche de débris s'étendent des milieux peu profonds aux milieux abyssaux. Les systèmes d'imagerie déployés à partir de plates-formes remorquées, de ROV, d'AUV, de HOV ou d'observatoires fixes permettent une évaluation visuelle directe des éléments présents sur les fonds marins sans perturber l'environnement. Ces systèmes sont particulièrement efficaces dans les zones qui ne conviennent pas à la pêche au chalut, comme les fonds rocailleux, les zones de coraux, les pentes profondes et les canyons sous-marins et zones marines protérées. Les déchets se sont étendus sur de vastes plages de profondeur, sur de vastes plages de profondeur, allant des eaux côtières peu profondes aux milieux abyssaux.

Les relevés vidéo doivent respecter des protocoles harmonisés concernant la conception des transects, la navigation, l'altitude par rapport au fond marin, l'orientation de la caméra, les conditions d'éclairage, la vitesse d'acquisition et l'enregistrement des métadonnées. Des systèmes de positionnement et de mise à l'échelle précis sont indispensables pour estimer les superficies relevées et calculer les densités de déchets en unités/km, unités/km² ou unités/ha. Dans la mesure du possible, il convient d'utiliser des appareils de mesure par laser, des techniques de reconstruction photogrammétrique et des données environnementales synchronisées afin d'améliorer les évaluations quantitatives.

L'évolution rapide des techniques d'imagerie numérique a accru de manière significative l'efficacité opérationnelle de la surveillance des déchets dans les fonds marins. Les images fixes en haute définition et les séquences vidéo continues peuvent désormais être traitées à l'aide d'outils d'annotation semi-automatisés et d'approches d'intelligence artificielle, notamment des techniques d'apprentissage automatique et d'apprentissage profond. Ces outils facilitent la détection-classification et quantification des éléments de déchets marins à partir d'un vaste ensemble de données d'images. Toutefois, une mise en œuvre à plus grande échelle nécessite des systèmes d'annotation normalisés, des ensembles de données d'apprentissage partagés et des schémas harmonisés de classification des déchets.

Les approches vidéo apportent également une valeur ajoutée significative pour les évaluations écologiques parce qu'elles permettent l'observation des interactions entre les déchets de les organismes marins, en tenant compte des enchevêtrements, colonisation et altération de l'habitat. Ces observations sont essentielles pour comprendre les impacts écologiques des déchets marins sur les écosystèmes benthiques et pour identifier les zones d'accumulation écologiquement sensibles. Les archives vidéo historiques recueillies lors d'études océanographiques, industrielles et environnementales peuvent également fournir des informations précieuses pour établir des références historiques et évaluer les tendances à long terme quant à la répartition des déchets dans les fonds marins. L'introduction d'ensembles de données d'imagerie existants dans les bases de données régionales et mondiales conformément aux principes FAIR (trouvables, accessibles, interprétables et réutilisables) est fortement encouragée.

Unités d'indication

- Déchets présents sur les fonds marins des eaux côtières peu profondes (0-20 m) : déchets d'une taille supérieure à 2,5 cm recensés lors d'une inspection visuelle, exprimés en nombre d'objets/m² ;
- Déchets présents sur les fonds marins entre 20 et 800 m, exprimés en nombre d'objets/km² de déchets collectés lors d'études par chalutage de fond et, de préférence~~si possible~~, accompagnés d'informations sur le poids sec (kg/km²) ;
- Déchets présents sur les fonds marins, observés par imagerie vidéo (20-3 000 m), exprimés en nombre d'objets par km de distance (ou en nombre d'objets par ~~1km²~~ 1000m², si ces données sont disponibles)

Liste des documents d'orientation et des protocoles disponibles

- ~~Programme des Nations Unies pour l'environnement / Plan d'action pour la Méditerranée, Document d'orientation du Programme intégré de suivi et d'évaluation (2016) (UNEP(DEPI)/MED_IG/22/Inf7)~~
- ~~EU MSFD TGML, Lignes directrices sur la surveillance des déchets marins dans les mers européennes (2013).~~
- ~~Enquête internationale sur la pêche au chalut de fond en Méditerranée, Manuel d'instructions, Groupe de travail MEDITS (2016)~~
- ~~Projet IPA-Adriatic DeFishGear, 2014. Methodology for Monitoring Marine Litter on the Sea Surface-Visual observation (> 2.5 cm).~~
- Projet IPA-Adriatic DeFishGear, 2014. Méthodologie de surveillance des déchets marins présents sur les fonds marins (plateau continental) – campagnes de chalutage de fond.
- Projet IPA-Adriatic DeFishGear, 2014. Méthodologie de surveillance des déchets marins sur les fonds marins (eaux côtières peu profondes, 0 à 20 m) – Relevés visuels en plongée autonome ou avec tuba.
- Lignes directrices du GESAMP relatives à la surveillance et à l'évaluation des déchets plastiques et des microplastiques dans l'océan (éditeurs : P.J. Kershaw, A. Turra et F. Galgani) (2019)
- Programme des Nations Unies pour l'environnement / Plan d'action pour la Méditerranée, Document d'orientation du Programme intégré de suivi et d'évaluation (2016) (UNEP(DEPI)/MED_IG/22/Inf7)
- Enquête internationale sur la pêche au chalut de fond en Méditerranée, Manuel d'instructions, Groupe de travail MEDITS (2016)
- EU MSFD TGML, Lignes directrices sur la surveillance des déchets marins dans les mers européennes (~~Galgani et al.~~ Groupe technique de la DCSMM sur les déchets marins et al., 2023).

Fiabilité des données et incertitudes

Plusieurs Parties contractantes du Programme d'action pour la Méditerranée (PAM) du Programme des Nations unies pour l'environnement (PNUE) et de son Programme d'évaluation et de contrôle de la pollution en Méditerranée (MED POL) ont indiqué qu'elles utiliseraient leurs campagnes d'étude des stocks halieutiques pour surveiller les déchets présents sur les fonds marins. Cette approche est jugée adéquate, même si les quantités de déchets pourraient être sous-estimées, compte tenu des restrictions en vigueur dans certaines zones. L'adoption d'un protocole commun permettra d' atteindre un ~~permettra d'atteindre un~~ niveau significatif d'harmonisation entre les parties contractantes ; les pays qui appliquent ce type de stratégie d'enquête jouent un rôle clé .
~~et unniveau significatif d'harmonisation entre les Parties contractantes ; les pays qui appliquent ce type de stratégie d'enquête jouent un rôle clé .~~

Les données relatives aux déchets présents sur les fonds marins peu profonds sont recueillies selon des protocoles déjà validés pour les espèces benthiques. Jusqu'à présent, aucun programme d'assurance qualité n'avait été envisagé pour la surveillance des déchets présents sur les fonds marins ; toutefois, une analyse a formulé des recommandations en vue de l'harmonisation de la surveillance des déchets sur les fonds marins, notamment en matière de méthodologies d'imagerie normalisées, de procédures d'assurance qualité et de contrôle qualité, de renforcement des capacités, d'analyse d'images assistée par l'intelligence artificielle, de bases de données interopérables et de soutien à la directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » (MSFD) et aux. De plus, ~~efforts~~efforts ~~have been further strengthened through the Marine Litter MED II project*, which supported Mediterranean countries in implementing IMAP marine litter indicators through the development of common monitoring protocols, regional guidance documents, capacity-building activities, national~~ ont été encore renforcées grâce au projet « Marine Litter MED II »*, qui a aidé les pays méditerranéens à mettre en œuvre les indicateurs IMAP relatifs aux déchets marins par l'élaboration de protocoles de suivi communs, de documents d'orientation régionaux,

d'activités de renforcement des capacités, ainsi qu'au niveau national. Ce processus peut également contribuer à garantir la qualité des données relatives aux déchets. Emodnet ~~Actuellement, des discussions sont en cours sur la manière~~ de ~~de~~a prévu d' organiser et d'harmoniser~~d~~ un système spécifique permettant de collecter, de valider et d'organiser les données via une plateforme commune, afin de faciliter leur examen et leur validation. MEDITS a intégré des données relatives aux portées qui seront analysées au sein d'un sous-groupe spécifique.

*https://www.unep.org/unepmap/what-we-do/projects/MarineLitterMED-II

Méthodologie de suivi, portée temporelle et spatiale

Méthodes disponibles pour la surveillance et protocoles de surveillance

Surveillance des fonds marins peu profonds (< 20 m) :
Les plongeurs amateurs et professionnels peuvent fournir des informations précieuses sur les déchets qu'ils observent sous l'eau et sont particulièrement bien placés pour contribuer aux efforts de surveillance des déchets présents sur les fonds marins. Ils ont accès aux compétences et au matériel nécessaires pour collecter, consigner et partager les informations relatives aux déchets qu'ils rencontrent sous l'eau. De nombreux clubs de plongée organisent des opérations de nettoyage sous-marin, souvent en partenariat avec des ONG ou des collectivités locales. Bon nombre de ces événements, lorsqu'ils sont bien gérés, peuvent constituer une source précieuse d'informations et s'inscrire dans le cadre d'une enquête régulière, d'un suivi ou même d'une évaluation, tout en faisant appel à des bénévoles.

Pour certaines Parties contractantes, le recours à des plongeurs bénévoles pourrait constituer une bonne opportunité pour la surveillance des déchets en eaux peu profondes ; toutefois, il convient d'assurer la normalisation et la conformité avec des méthodologies et des outils communs, tels que ceux proposés par le groupe technique sur les déchets marins (TGML) de la directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » (MSFD) de l'UE. Chaque Partie contractante peut facilement mettre en place des sites fixes, une fréquence commune et une méthodologie d'enquête, et la formation, la distribution de matériel, etc. peuvent être organisées assez facilement lorsque des ONG ou des instituts de recherche partenaires sont impliqués.

Surveillance des fonds marins (20 à 800 m) :
~~Des modèles de saisie des données ont été intégrés dans le manuel d'utilisation MEDITS 2016 (v. 8~~7 ~~Les données relatives aux déchets doivent être saisies dans ces modèles en utilisant les catégories d'éléments telles que celles répertoriées pour les fonds marins par le TGML. D'autres éléments relatifs aux opérations de pêche doivent également être consignés (voir le Manuel d'instructions MEDITS 2016, version 8) pour la Méditerranée. Les données relatives aux déchets doivent être exprimées en nombre d'objets/ha ou en nombre d'objets/km^2 avant tout traitement ultérieur et toute communication.~~

Un système normalisé de classification des déchets a été défini par le groupe de travail TGMLet adapté au contexte méditerranéen par le Programme MAP du PNUE Ces catégories ont été définies en fonction des types de déchets constatés au niveau régional, ce qui a permis d'établir des catégories principales communes à toutes les régions de l'UE. Les catégories principales sont organisées selon une structure hiérarchique comprenant des sous-catégories ~~Elle distingue 4 grandes catégories de matériaux pour la Méditerranée (bois, papier/carton, autres, non spécifiés). Il existe différentes sous-catégories~~ permettant une description plus détaillée des déchets. D'autres catégories spécifiques peuvent être ajoutées par les Parties contractantes, et une description complémentaire de l'article peut apporter une valeur ajoutée, à condition que les catégories et sous-catégories principales soient conservées. De plus, le poids, la photo et la description des organismes éventuellement présents peuvent venir compléter la classification des articles.

Il convient de consigner les informations relatives au site ainsi que les caractéristiques de la campagne de pêche au chalut, telles que la date, la position, le type de chalut, la vitesse, la distance, la zone échantillonnée, la profondeur, ainsi que les conditions hydrographiques et météorologiques. Des fiches techniques doivent être remplies pour chaque trait et regroupées par campagne d'étude. Si plusieurs comptages (transects/observateurs) sont effectués sur un même site, il convient d'utiliser une nouvelle feuille pour chaque passage de chalut. Après chaque enquête, les données doivent être agrégées à des fins d'analyse et d'établissement de rapports.

Imagerie vidéo (20-3000m):
Les relevés vidéo et d'imagerie sont particulièrement adaptés au suivi temporel à long terme, car ils ne perturbent que très peu les fonds marins. À long terme, elles pourraient ~~remplacer les~~ être complémentaire de ~~-~~méthodes de pêche au chalut, car elles ne sont pas destructrices.

Les caméras vidéo remorquées pour les eaux peu profondes (Lundqvist, 2013) ou les ROV pour les zones plus profondes sont plus simples et généralement moins coûteuses ; elles sont donc à privilégier pour les études sur les déchets. Il existe certains protocoles permettant de compter les déchets le long de parcours et d'exprimer ce nombre en « objet/km », notamment lorsqu'on utilise des submersibles ou des ROV à des profondeurs variables au-dessus des grands fonds ~~marins~~ (marins ~~(Galgani et al., 1996)~~ ; toutefois, la technologie permet d'évaluer les densités à partir d'images vidéo selon une approche standardisée, en particulier dans les eaux peu profondes. Lorsque les ressources sont limitées, des systèmes d'imagerie peu coûteux et des relevés opportunistes réalisés dans le cadre d'opérations liées à la biodiversité, à la cartographie des habitats, à l'industrie offshore ou à l'inspection des câbles peuvent fournir des informations complémentaires importantes. L'intégration d'images provenant de plusieurs secteurs peut améliorer considérablement la couverture spatiale et faciliter les évaluations à l'échelle régionale.

Sources de données disponibles

- DeFishGear Project: http://www.defishgear.net/
- Emodnet Ensembles de données normalisés, harmonisés et validés sur les déchets présents sur les fonds marins européens 2006/2022 v2023
- INFO/RAC – IMAP Info System
- PNUE (Programme des Nations unies pour l'environnement(2025). Rapport sur l'état de la qualité en Méditerranée L'état de la mer Méditerranée et de son littoral entre 2018 et 2023. Athenes. https://wedocs.unep.org/20.500.11822/46733 (2025).
- ~~Centre hellénique de recherche marine (HCMR) :~~
- ~~Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer (IFREMER): http://wwz.ifremer.fr/~~
- International Bottom Trawl Surveys in the Mediterranean (MEDITS): http://www.sibm.it/SITO%20MEDITS/principaleprogramme.htm
- ~~Laboratoire de géologie marine et d'océanographie physique, Département de géologie, Université de Patras :Laboratoire de géologie marine et d'océanographie physique, Département de géologie, Université de Patras : 12,http://www.oceanus.upatras.gr/?q=node/15~~

Orientations relatives à la couverture géographique et sélection des stations de surveillance

Surveillance des fonds marins peu profonds (< 20 m) :
Les relevés sont effectués à l'aide de deux transects linéaires pour chaque site. Pour obtenir une inférence impartiale fondée sur la conception, il est nécessaire de répartir les transects de manière aléatoire dans la zone d'étude ou sur une grille composée de lignes espacées de manière systématique et superposées de façon aléatoire. Toutefois, dans le cadre d'une approche fondée sur des modèles, telle que la modélisation de surface de densité (DSM), il n'est pas nécessaire que

les transects linéaires soient implantés selon un schéma de relevé formel et contraignant, même si une bonne couverture spatiale de la zone d'étude est souhaitable. Les transects à ligne sont délimités par une ligne en nylon, marquée tous les 5 mètres à l'aide de peintures résistantes, qui est déployée à l'aide d'un dévidoir de plongée lors d'une plongée sous-marine.

Surveillance des fonds marins (20 à 800 m) :
Le Programme des Nations Unies pour l'environnement (Cheshire, 2009) recommande de sélectionner au moins 20 unités d'enquête au niveau régional, bien qu'un niveau plus élevé de redondance (c'est-à-dire de répétition) des unités d'enquête au sein de chaque région soit vivement recommandé.

Par ailleurs, le protocole du groupe de travail « TGML » de la directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » (MSFD) de l'UE, relatif aux campagnes d'étude et aux marges de chalutage (20 à 800 m), a été harmonisé pour chaque région. Pour la région méditerranéenne, le protocole s'inspire du protocole MEDITS (voir le manuel d'instructions MEDITS 2016, version 8[8]). Les traits sont positionnés selon un schéma de relevé stratifié en fonction de la profondeur, les positions au sein de chaque strate étant déterminées par tirage au sort. Le nombre de points de prélèvement dans chaque strate est proportionnel à la superficie de ces strates, et les prélèvements sont effectués au même endroit d'une année à l'autre. Les profondeurs suivantes (10 – 50 ; 50 – 100 ; 100 – 200 ; 200 – 500 ; 500 – 800 m) sont définies comme limites de strates dans toutes les zones. Le nombre total de traits en mer Méditerranée s'élève à 1 260 ; ils couvrent les plateaux et les pentes de 10 pays méditerranéens.

Imagerie vidéo (20-3000m):
Les relevés doivent être effectués selon des transects prédéfinis, en respectant une vitesse, une altitude par rapport au fond marin, une orientation de la caméra et des conditions d'éclairage contrôlées, ainsi qu'un positionnement géoréférencé précis, afin de garantir la comparabilité et la reproductibilité des données. Les vidéos et les images fixes en haute définition doivent être collectées en même temps que les métadonnées environnementales, notamment la profondeur, le type de substrat, la température et les conditions hydrodynamiques. Il convient d'utiliser des systèmes de télémétrie laser ou des techniques photogrammétriques pour estimer les surfaces relevées et les dimensions des déchets, ce qui permet de calculer la densité des déchets en « unités/km », « unités/~~km²~~ 1000m² » ou « unités/ha ». Les déchets dont la taille dépasse 2,5 cm doivent être identifiés et classés conformément aux catégories harmonisées de déchets du Programme pour l'action en faveur de l'environnement en Europe (PACE) du PNUE et aux directives d'annotation correspondantes. L'annotation des images devrait de préférence inclure des étiquettes normalisées et des cadres de sélection afin de faciliter le contrôle qualité et l'utilisation future d'outils d'intelligence artificielle et d'apprentissage automatique.

Guide sur la portée temporelle

Surveillance des fonds marins peu profonds (< 20 m) :
La fréquence minimale des relevés topographiques pour tout site doit être d'une fois par an. Dans l'idéal, il est recommandé de procéder à des relevés sur les sites tous les trois mois (ce qui permet d'interpréter les données à la lumière des variations saisonnières).

Surveillance des fonds marins (20 à 800 m) :
La durée du trait est fixée à 30 minutes à des profondeurs inférieures à 200 m et à 60 minutes à des profondeurs supérieures à 200 m (définie comme le moment où l'ouverture verticale du filet et l'écartement des portes sont stabilisés), en utilisant le même chalut GOC 73 à mailles de 20 mm (Bertran et al., 2007) ; les relevés ont été effectués entre mai et juillet, à une vitesse de 3 nœuds, à des profondeurs comprises entre 20 et 800 m

Imagerie vidéo (20-3000m):

Il est recommandé, dans la mesure du possible, d'évaluer les tendances temporelles, l'accumulation des déchets, leur dégradation et leurs interactions avec les organismes benthiques, tout en sachant que cette approche revêt le plus souvent un caractère opportuniste. Les couloirs de surveillance fixes ou les transects géoréférencés peuvent faire l'objet de visites périodiques afin d'évaluer les tendances en matière d'accumulation des déchets, les voies de transport et l'efficacité de leur élimination. L''acquisition répétée d'images permet également de suivre, au fil du temps, la dégradation des déchets, les processus de fragmentation et les interactions avec les communautés benthiques.

Résultats de l'analyse et de l'évaluation des données

Analyse statistique et principes d'agrégation

Des techniques statistiques élémentaires peuvent être utilisées lors de l'analyse et du regroupement des résultats. Le coefficient de variation (c'est-à-dire l'écart-type) devrait être inclus dans les données traitées relatives aux déchets marins présents sur les fonds marins, afin de mettre en relation les chiffres d'abondance/densité (par exemple, nombre d'objets/1000m ~~km²~~)

Le volume croissant de données d'images et de vidéos sous-marines nécessite la mise au point de procédures d'annotation harmonisées et d'outils d'analyse efficaces. Il convient d'utiliser, dans la mesure du possible, des logiciels open source d'annotation d'images et des catalogues normalisés de classification des déchets afin d'améliorer la comparabilité entre les programmes de surveillance. Les méthodes d'intelligence artificielle, notamment les réseaux neuronaux et les approches d'apprentissage profond, offrent un potentiel considérable pour la détection et la classification automatisées des déchets. Néanmoins, leur déploiement opérationnel dépend encore de la disponibilité d'ensembles de données d'entraînement fiables, d'annotations soumises à un contrôle qualité et de référentiels d'images interopérables.

Afin de faciliter les futures analyses automatisées, les ensembles de données d'images et de vidéos devraient de préférence être archivés avec les métadonnées, les annotations et les informations géospatiales associées. Des cadres de sélection et des étiquettes normalisées pour les déchets doivent être intégrés lors des processus d'annotation des images afin de faciliter l'entraînement et la validation des systèmes d'apprentissage automatique. La mise en place de bases de données collaboratives d'images et d'initiatives internationales de partage de données, éventuellement sous la forme d'un module au sein d'INFO RAC, renforcera considérablement les capacités mondiales de surveillance et améliorera les évaluations à grande échelle des déchets présents sur les fonds marins.

Résultats attendus de l'évaluation

- Évaluer les déchets marins présents sur les fonds marins de la mer Méditerranée à l'échelle du bassin, des sous-bassins et/ou nationale ;
- Évaluer l'abondance, la densité élément/km, élément/ha ou éléments/1000m ~~km²~~), la répartition spatiale et temporelle ainsi que les types ;
- Identifier les sources afin de mettre en place des mesures de prévention et de réduction ;
- Cartographier les données existantes afin d'évaluer les zones d'accumulation de déchets marins sur les fonds marins de la mer Méditerranée.

Lacunes et incertitudes connues concernant la Méditerranée

Plus de 50 études ont été menées à travers le monde entre 2000 et 2015, mais jusqu'à récemment, très peu d'entre elles couvraient des zones géographiques étendues ou des profondeurs importantes. Si l'on dispose de connaissances suffisantes sur les déchets marins présents sur les fonds marins dans la partie nord de la Méditerranée, il convient toutefois de recueillir davantage d'informations concernant la partie sud de cette mer. En outre, l'évaluation des zones

d'accumulation doit se concentrer en priorité sur les zones de convergence et les canyons sous-marins.

Malgré les progrès technologiques considérables réalisés dans le domaine de l'imagerie sous-marine, d'importantes lacunes subsistent en ce qui concerne l'harmonisation des méthodologies de surveillance des déchets par vidéo. Les différences au niveau des systèmes de caméras, de l'altitude d'observation, des conditions d'éclairage, de la précision de la navigation, des procédures d'annotation et des systèmes de classification des déchets peuvent limiter la comparabilité des données entre les régions et les institutions. Des efforts supplémentaires sont actuellement déployés pour établir des normes internationalement reconnues en matière d'acquisition d'images, d'annotation, d'assurance qualité et de rapports. Une autre limite importante concerne la couverture spatiale restreinte des images des grands fonds marins par rapport à l'immensité des fonds marins. De vastes zones de la Méditerranée restent peu explorées, notamment dans les bassins profonds et les zones d'accumulation isolées. Une coopération renforcée entre les institutions scientifiques, les programmes régionaux de surveillance et les opérateurs industriels qui collectent des images sous-marines pourrait améliorer considérablement la disponibilité des données et favoriser l'élaboration d'évaluations régionales intégrées. Par ailleurs, l'utilisation d'outils d'intelligence artificielle pour la détection automatisée des déchets reste limitée par la disponibilité restreinte d'ensembles de données d'apprentissage normalisés et annotés. La mise en place de bases de données d'images en libre accès et de cadres d'annotation communs devrait donc être considérée comme une priorité pour les futurs programmes de surveillance.

Coordonnées et date de la version : *UNEP/MAP 16 Janvier 2017*

Contacts clés au sein de Nations Unies Environnement pour plus d'informations

- Mme Olfat Hamdan, experte du projet MED sur les déchets marins, au sein du Programme d'évaluation et de contrôle de la pollution en Méditerranée (MED POL) olfat.hamdan@un.org
- M. Christos Ioakemidis, responsable de la gestion du programme QSRchristos.ioakeimidis@un.org
- ~~M. Christos Ioakeimidis, expert du projet MED sur les déchets marins, Programme d'évaluation et de contrôle de la pollution en Méditerranée (MED POL) (Christos.Ioakeimidis@unep.org)~~
- ~~Mme Virginie Hart, chargée de programme, PNUE / Plan d'action pour la Méditerranée, Programme d'évaluation et de contrôle de la pollution en Méditerranée (MED POL)Virginie.Hart@unep.org)~~
- M. Atila Uras, chargé de programme principal (scientifique et technique) (atila.uras@un.org)
- Mme Tatjana Hema, coordinatrice, Programme des Nations Unies pour l'environnement / Plan d'action pour la Méditerranée ~~(~~tatjana.hema@un~~ep~~.org)

Version No.	**Date**	**Auteur**
V1~~.2~~	28/04/2017	MEDPOL
V2	10/06/2026	MED POL

Indicateur commun 23 : Évolution de la quantité de déchets présents dans la colonne d'eau, y compris les microplastiques, et sur les fonds marins

[B] Déchets marins flottants

	Objectif écologique associé : (EO 10) Les déchets marins et côtiers n'ont pas d'impact négatif sur l'environnement côtier et marin	
Indicator Title	*Indicateur commun 23 : Évolution de la quantité de déchets présents dans la colonne d'eau, y compris les microplastiques, et sur les fonds marins*	
Définition GES pertinente	**Objectif opérationnel connexe**	**Objectif(s)**
Nombre/quantité de déchets marins présents dans l'eau~~surface~~surface et les fonds marins n'ont pas d'impact négatif sur la santé humaine, la vie marine et les services écosystémiques, et ne présentent aucun risque pour la navigation	Les impacts liés aux caractéristiques et aux quantités de déchets marins dans le milieu marin et côtier sont réduits au minimum (10.1)	Tendance à la baisse du nombre et de la quantité de déchets marins présents à la surface, ~~à la surface~~ et sur les fonds marins.

Justification

Justification du choix des indicateurs

La mer Méditerranée est souvent considérée comme l'une des régions présentant les plus fortes concentrations de déchets marins au monde. En raison de sa configuration semi-fermée, de son trafic maritime intense, de la forte densité de population le long du littoral et de l'importance des activités touristiques, ce bassin fait office de zone d'accumulation des déchets flottants, d'où ceux-ci ne peuvent pratiquement pas s'échapper (Macias et al., 2019). Des études récentes indiquent que, bien que la Méditerranée ne représente que moins de 1 % de la surface océanique mondiale, elle pourrait contenir jusqu'à 7 % des microplastiques de la planète, avec environ 730 tonnes de plastique qui s'y déversent chaque jour (Terzi et al., 2024). Les déchets marins flottants constituent la fraction mobile des débris présents dans le milieu marin, car la plupart de ces objets ont initialement une densité inférieure à celle de l'eau de mer. Les déchets marins vont des objets de très grande taille aux fragments plus petits, et comprennent les macro-déchets (≥ 25 mm), les méso-déchets (5 à 25 mm), les micro-déchets (≤ 5 mm) et les nano-déchets (< 1 000 µm) (GESAMP, 2019). Cependant, la flottabilité et la densité des plastiques peuvent varier au cours de leur séjour en mer en raison des processus d'altération, de fragmentation et d'encrassement biologique (Barnes et al., 2009). Les polymères constituent la composante principale des déchets marins flottants, représentant souvent près de 100 % des objets recensés lors des relevés de surface. Bien que les polymères synthétiques résistent à la dégradation biologique et chimique, ils se fragmentent progressivement en particules plus petites, générant ainsi des microplastiques secondaires.

Les déchets marins flottants, quelle que soit leur taille, peuvent être transportés sur de longues distances par la circulation marine. Leur transport est en grande partie passif et principalement contrôlé par les courants de surface, bien que l'action du vent, l'action des vagues et le brassage vertical influencent considérablement leur répartition horizontale et verticale (GESAMP, 2019). Des études de modélisation numérique ont démontré que la mer Méditerranée constitue un important bassin d'accumulation pour les déchets plastiques flottants (Macias et al., 2019). Les variations saisonnières influencent également les schémas de répartition des déchets, avec l'apparition de zones de forte accumulation en été et une dispersion accrue vers la Méditerranée orientale et les eaux côtières en hiver. Toutefois, les observations sur le terrain indiquent qu'il est

difficile d'identifier des zones d'accumulation stables à long terme en raison de la forte variabilité à méso-échelle qui caractérise la circulation méditerranéenne (Suaria et al., 2016).

Plusieurs études ont mis en évidence la forte hétérogénéité spatiale de la répartition des déchets flottants dans le bassin méditerranéen. Les zones côtières, les embouchures des fleuves, les rivages urbanisés et les milieux hydrodynamiques à faible énergie sont particulièrement exposés à l'accumulation de déchets (OMI, 2016). Des études plus récentes soulignent également les différences marquées entre les milieux côtiers et les milieux en haute mer. La répartition des déchets sur le littoral est principalement influencée par les apports locaux, les précipitations, les débits fluviaux et les courants côtiers, tandis que les déchets en haute mer sont davantage déterminés par les schémas de circulation à grande échelle et le transport éolien (Arcangeli et al., 2025). Les analyses par satellite ont en outre mis en évidence une forte variabilité régionale des concentrations de déchets flottants, avec des densités particulièrement élevées observées dans le nord de la mer Adriatique et des densités plus faibles dans le sud-est de la Méditerranée (Cozar et al., 2024).

Les méthodes d'évaluation visuelle des déchets marins flottants comprennent les relevés effectués à partir de navires de recherche, de ferries, de navires commerciaux, de plates-formes d'observation des mammifères marins et de croisières de surveillance dédiées (~~Galgani et al.,~~ Groupe technique de la DCSMM sur les déchets marins., 2023 ; Ramos-Alcántara et al., 2026) Ces dernières années, les relevés aériens et la télédétection par satellite ont été de plus en plus utilisés pour détecter les objets flottants de grande taille et identifier les zones d'accumulation à la surface de la mer. Malgré la simplicité apparente des protocoles d'observation visuelle et l'existence de méthodologies harmonisées, d'importantes limites subsistent en ce qui concerne la comparabilité des ensembles de données disponibles. Des études récentes ont mis en évidence des incohérences dans la conception des échantillonnages, les classifications par taille, les protocoles d'observation et les unités de référence, ce qui entrave les comparaisons à grande échelle et les efforts de synthèse (Ramos-Alcántara et al., 2026 ; Terzi et al., 2024 ; Haarr et al., 2022)

Des stratégies de surveillance à long terme et harmonisées sont donc jugées indispensables pour évaluer avec précision l'abondance et l'évolution des déchets flottants. Des programmes récents de surveillance systématique menés dans le cadre de la directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » (MSFD) ont démontré l'intérêt des relevés saisonniers réalisés le long de transects côtiers et au large, qui permettent d'établir des valeurs de référence et des indicateurs-seuils pour l'évaluation du « bon état écologique » (GES) (Arcangeli et al., 2025). Par ailleurs, l'intégration de modèles numériques, d'observations in situ, de technologies de télédétection et d'approches de science citoyenne, notamment les applications pour smartphones[9]est de plus en plus reconnue comme une voie prometteuse pour améliorer la surveillance et la gestion des déchets marins flottants, tant à l'échelle régionale qu'à l'échelle mondiale.

Le Rapport 2023 sur l'état de la qualité de la Méditerranée (2023 MED QSR) (PNUE, 2024) a tenté de réaliser la première évaluation, selon une approche « GES » ou « non-GES », des déchets marins flottants dans l'ensemble de la région, sur la base de critères d'évaluation et de valeurs seuils convenus d'un commun accord. Cette étude révèle que le nombre total de méga-déchets flottants a été estimé à 2,9 millions d'objets et que leur densité moyenne s'élevait à 1,5 ± 0,1 objet par km², avec une forte variabilité. Les données issues de l'initiative de surveillance aérienne (ASI) de l'ACCOBAMS menée durant l'été 2018 ont montré que seuls 20 % de la Méditerranée étaient exempts de méga-déchets flottants. Les concentrations les plus élevées ont été observées en Méditerranée centrale et occidentale (mer Tyrrhénienne, nord de la mer Ionienne, mer Adriatique et golfe de Gabs), tandis que les plus faibles ont été relevées dans le bassin levantin, au sud de la mer Ionienne et dans le golfe du Lion. Les plastiques représentaient 68,5 % (sacs en plastique, bouteilles, jouets, etc.), les déchets de pêche 1,7 % et les déchets de bois d'origine anthropique1,9 %. Le quart restant (27,9 %) était constitué de méga-déchets d'origine anthropique de nature indéterminée.

L'indicateur commun ~~n°~~ 23 / déchets flottants et microplastiques porte sur les tendances relatives aux déchets marins présents dans la colonne d'eau méditerranéenne, y compris les microplastiques. La surveillance doit reposer sur des méthodologies régionales harmonisées couvrant les eaux de surface, étayées par des procédures d'assurance qualité et de contrôle qualité. Les résultats de ce suivi devraient permettre de renforcer les évaluations intégrées menées dans le cadre de l'IMAP et du processus MED QSR.

~~La mer Méditerranée est souvent considérée comme l'une des régions du monde où la concentration de déchets est la plus élevée. En ce qui concerne les déchets flottants, on constate des niveaux très élevés de pollution plastique, mais les densités sont généralement comparables à celles signalées dans de nombreuses zones côtières à travers le monde. Les déchets marins flottants constituent la fraction mobile des débris présents dans le milieu marin, car leur densité est inférieure à celle de l'eau de mer. Les déchets marins peuvent aller de très gros objets (de plusieurs mètres) à des morceaux et fragments plus petits, à savoir les macro-déchets (≥ 25 mm), les méso-déchets (5-25 mm), les micro-déchets (≤ 5 mm) et les nano-déchets (< 1 000 µm) (GESAMP 2016). Cependant, la flottabilité et la densité des plastiques peuvent varier au cours de leur séjour en mer en raison des effets des intempéries et de l'encrassement biologique (Barnes et al., 2009). Les polymères constituent la majeure partie des déchets marins flottants, leur proportion pouvant atteindre 100 %. Bien que les polymères synthétiques résistent aux processus de dégradation biologique ou chimique, ils peuvent subir une dégradation physique qui les réduit en fragments plus petits et se transformer ainsi en microdéchets, dont la taille est inférieure à 5 mm~~

~~Des déchets marins flottants de différentes tailles (des nano-déchets aux micro-déchets, en passant par les macro-déchets) peuvent être observés à la surface de la mer. Le transport des particules de déchets flottants (en particulier les microplastiques) peut être considéré comme passif, car il dépend principalement des courants de surface. Au-delà du brassage vertical, les vagues et le vent influencent également le transport horizontal des microplastiques (GESAMP, 2016). Un modèle de circulation sur 30 ans, utilisant divers scénarios d'entrée, a montré que l'accumulation de déchets flottants dans les gyres océaniques et les mers fermées, telles que la mer Méditerranée, représentait 7 à 8 % du total des déchets dont on prévoit l'accumulation (Lebreton et al., 2012). Les zones particulièrement exposées à l'accumulation de déchets sont les suivantes : i) les zones côtières ; ii) les zones proches de sources terrestres (par exemple, les eaux usées, les cours d'eau) ; iii) les dépressions du fond marin ; et iv) les environnements à faible énergie (courants faibles, circulation réduite) (OMI, 2016).~~

~~Les méthodes d'évaluation visuelle comprennent le recours à des navires de recherche, les recensements de mammifères marins, les navires de transport commerciaux et les observations spécifiques des déchets. On a désormais recours à la télédétection pour les objets de plus grande taille. Bien que le principe de base de la surveillance des déchets flottants par observation visuelle soit très simple, il existe peu de jeux de données permettant une évaluation comparative de l'abondance de ces déchets, et cette surveillance n'est effectuée qu'occasionnellement.~~

Références Scientifiques

- ~~Aliani S., Griffa A., A.Molcard (2003) Floating debris in the Ligurian Sea, north-western Mediterranean, Marine Bulletin, 46, 1142-1149.~~
- Arcangeli, A., Pasanisi, E., Santini, E., Crosti, R., 2025. A systematic monitoring approach to assess floating marine macro litter in Italian waters: Baseline, thresholds, good environmental status, and mitigation priorities under the EU MSFD. Marine Pollution Bulletin 212, 117477.
- Barnes D.K., Galgani F., Thompson R.C., M.Barlaz (2009) Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. Philosophical Transactions of the Royal Society B 364, 1985–1998. doi:10.1098/rstb.2008.0205.

- ~~Gerigny O., Henry M., Tomasino C., F.Galgani (2011). Déchets en mer et sur le fond. in rapport de l'évalution initiale, Plan d'action pour le milieu marin - Mediterranée Occidentale, rapport PI Déchets en mer V2 MO, pp. 241-246.~~
- Cózar, A., Arias, M., Suaria, G. et al. Proof of concept for a new sensor to monitor marine litter from space. Nat Commun 15, 4637 (2024). https://doi.org/10.1038/s41467-024-48674-7
- GESAMP (Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection), (2019), Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter and microplastics in the ocean, Reports and Studies GESAMP No 99, UNEP, Nairobi, 130 pages, (P. Kershaw, A. Turra, F. Galgani editors)
- Galgani, F., Ruiz-Orejón, L. F., Ronchi, F.,et al., 2023. Guidance on the Monitoring of Marine Litter in European Seas An update to improve the harmonised monitoring of marine litter under the Marine Strategy Framework Directive, EUR 31539 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2023, doi:10.2760/59137, JRC133594.
- Haarr, M.L., Falk-Andersson, J., Fabres, J., 2022. Global marine litter research 2015–2020: Geographical and methodological trends. *Science of the Total Environment* 820, 153162.
- ~~GESAMP (2016). "Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment" (Kershaw, P.J., and Rochman, C.M., eds). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/ UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 93, 220 p.~~
- IMO (2016). Marine Litter in Wastes Dumped at Sea. Review of the Current State of Knowledge Regarding under the London Convention and Protocol. International Maritime Organization (IMO).
- ~~Lebreton L., Greer S., J.Borrero (2012) Numerical modelling of floating debris in the world's oceans, Marine Pollution Bulletin 64, 653-661.~~
- Macias, D., Cózar, A., Garcia-Gorriz, E., González-Fernández, D., Stips, A., 2019. Surface water circulation develops seasonally changing patterns of floating litter accumulation in the Mediterranean Sea: A modelling approach. *Marine Pollution Bulletin* 149, 110619.
- Ramos-Alcántara, J., Soto-Navarro, J., Jordà, G., 2026. Marine litter sampling across the Western Mediterranean: Critical bibliographic review and dataset compilation. *Marine Pollution Bulletin* 224, 119123
- ~~Suaria G., Avio C., Lattin G., regoli F., S. Aliani (2015) Neustonic microplastics in the Southern Adriatic Sea. Preliminary results. Micro 2015. Seminar of the Defishgear project, Abstract book, Piran 4-6 may 2015, p 42.~~
- Suaria, G., Avio, C.G., Mineo, A., Lattin, G.L., Magaldi, M.G., et al. (2016). *The Mediterranean Plastic Soup: synthetic polymers in Mediterranean surface waters*. Scientific Reports, 6, 37551. https://doi.org/10.1038/srep37551
- Terzi, Y., Gündogdu, S., Tekman, M.B., et al., 2024. How much do we know about the microplastic distribution in the Mediterranean Sea: A comprehensive review. *Marine Pollution Bulletin* 208, 117049.
- ~~Topcu T., G.Ozturk (2013) Origin and abundance of marine litter along sandy beaches of the Turkish Western Black Sea Coast. Mar. Env. Res., 85, 21-28.~~
- ~~UNEP (2009), Marine Litter A Global Challenge, Nairobi: UNEP. 232 pp.~~
- ~~Vlachogianni, Th., Zeri, Ch., Ronchi, F., Fortibuoni, T., Anastasopoulou, A., 2017. Marine Litter Assessment in the Adriatic and Ionian Seas. IPA-Adriatic DeFishGear Project, MIO-ECSDE, HCMR and ISPRA. pp. 180 (ISBN: 978-960-6793-25-7)~~
- United Nations Environment Programme (2024). Mediterranean Quality Status Report: The state of the Mediterranean Sea and Coast from 2018-2023. Athens. https://wedocs.unep.org/20.500.11822/46733

Contexte réglementaire et objectifs (autres que l'IMAP)
Description du contexte réglementaire Le Plan régional de gestion des déchets marins dans la région méditerranéenne de la Convention de Barcelone, élaboré dans le cadre du Programme des Nations unies pour l'environnement / Plan d'action pour la Méditerranée (PNUE/PAM), a été le premier plan régional juridiquement contraignant adopté au titre d'une convention régionale sur la mer (décision IG.21/7) traitant spécifiquement de la gestion des déchets marins par le biais de mesures régionales et nationales coordonnées et de calendriers de mise en œuvre. Son objectif principal est de prévenir et de réduire la production de déchets marins ainsi que leurs impacts sur l'environnement marin et côtier, afin d'atteindre et de maintenir un « bon état écologique » (GES), conformément à l'approche écosystémique (EcAp) adoptée dans le cadre de la Convention de Barcelone Depuis l'adoption de la feuille de route EcAp en 2008 et la mise en place du Programme intégré de suivi et d'évaluation (IMAP) en 2016, le cadre régional a considérablement évolué. La politique EcAp et la feuille de route 2026-2035 récemment adoptées, ainsi que le troisième cycle actualisé de l'IMAP, renforcent encore davantage la vision d'une mer Méditerranée et de ses côtes propres, saines, résilientes face au changement climatique et riches en biodiversité. Le cadre actualisé renforce les mécanismes harmonisés de surveillance, d'évaluation et de communication d'informations, favorise l'intégration entre science et politique et consolide la coopération régionale grâce aux programmes nationaux de surveillance fondés sur l'IMAP et au processus du Rapport sur l'état de la qualité de la Méditerranée (MED QSR). Dans le cadre de l'objectif écologique ~~n~~° 10 (EO10) relatif aux déchets marins, la version actualisée de l'IMAP 2026-2035 comprend désormais des indicateurs communs renforcés portant sur les déchets sur les plages, les déchets flottants et ceux présents sur les fonds marins, les déchets fluviaux, les microplastiques, ainsi que les impacts sur les organismes marins dus à l'ingestion et à l'enchevêtrement. L'accent est également mis davantage sur la collecte harmonisée des données, les évaluations régionales dont la qualité est garantie, les approches « de la source à la mer », les principes de l'économie circulaire, ainsi que sur la mise en œuvre des plans d'action nationaux (PAN) et des programmes de mesures (PoM) actualisés. Le rapport 2023 sur l'état de la qualité de la Méditerranée (MED QSR, PNUE, 2025) a mis en évidence les pressions persistantes liées à la pollution par les plastiques et la nécessité d'accélérer la mise en œuvre de mesures visant à réduire les apports de déchets marins et à renforcer la résilience des écosystèmes dans la région méditerranéenne. En décembre 2025, les p~~P~~arties contractantes à la Convention de Barcelone ont adopté la décision IG.27/6 relative à la « Politique et feuille de route EcAp 2026-2035 et au Programme intégré de surveillance et d'évaluation de la mer et du littoral méditerranéens (IMAP actualisé 2026-2035) » lors de la COP24 au Caire, en Égypte. Cette décision renforce l'approche écosystémique en tant que cadre régional principal pour parvenir à un « bon état écologique » (BEE) en mer Méditerranée et actualise la vision écologique, les objectifs stratégiques, les définitions du BEE ainsi que les cibles relatives aux indicateurs communs de l'IMAP, y compris l'indicateur EO10 sur les déchets marins. La décision confirme que « le nombre et la quantité de déchets marins présents à la surface de l'eau et sur les fonds marins n'ont pas d'impacts négatifs sur la santé humaine, la vie marine et les services écosystémiques, et ne constituent pas un risque pour la navigation », et fixe comme objectif une « tendance à la baisse du nombre et de la quantité de déchets marins présents à la surface de l'eau et sur les fonds marins ». La décision renforce également les obligations relatives au suivi harmonisé, à la communication de données dont la qualité est garantie, aux évaluations régionales menées dans le cadre du MED QSR et à l'amélioration du système d'information IMAP. La directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » (DCSMM) (2008/56/CE) impose aux États membres de l'Union européenne d'élaborer des stratégies marines et des programmes de mesures visant à atteindre ou à maintenir un « bon état écologique » (BEE) dans les mers européennes. La

directive définit 11 descripteurs qualitatifs permettant d'évaluer l'état de l'environnement marin, dont le descripteur n° 10 relatif aux déchets marins, qui précise que l'état écologique global n'est atteint que lorsque « les propriétés et les quantités de déchets marins ne causent pas de dommages à l'environnement côtier et marin ». Depuis son adoption, le cadre MSFD a considérablement évolué. La décision (UE) 2017/848 de la Commission a révisé les critères et les normes méthodologiques relatifs à l'évaluation des GES, renforçant ainsi les approches harmonisées en matière de surveillance et d'évaluation des déchets marins dans l'ensemble des États membres. Le cadre révisé a introduit des critères et des indicateurs actualisés concernant les déchets sur les plages, les déchets sur les fonds marins, les déchets flottants, les microplastiques et les impacts sur les organismes marins. Ces dernières années, les orientations techniques supplémentaires et les méthodologies de surveillance harmonisées élaborées par la Commission européenne et le groupe technique « Déchets marins » de la directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » (MSFD) ont permis d'améliorer encore les évaluations régionales, l'harmonisation des données et l'élaboration de valeurs seuils. Ces évolutions s'inscrivent également de plus en plus dans le droit fil des grands cadres politiques de l'Union européenne, notamment le Pacte vert pour l'Europe, le plan d'action pour l'économie circulaire et la stratégie de l'UE sur les plastiques.

Parallèlement, la nouvelle politique et feuille de route EcAp pour la Méditerranée (2026-2035) renforce l'alignement sur la Stratégie méditerranéenne pour le développement durable (2026-2035) et l'Agenda 2030 pour le développement durable, en mettant l'accent sur la restauration écologique, l'adaptation au changement climatique, la réduction de la pollution, la protection de la biodiversité et l'utilisation durable des ressources marines~~Programme des Nations unies pour l'environnement / Plan d'action méditerranéen de la Convention de Barcelone sur la gestion des déchets marins dans la région méditerranéenne est le tout premier plan régional juridiquement contraignant adopté par une convention régionale sur la mer (décision IG. 21/7) qui aborde la question de la gestion des déchets marins à l'échelle régionale de manière cohérente et définit des mesures juridiquement contraignantes aux niveaux régional et national, ainsi que des calendriers de mise en œuvre. L'objectif principal du Plan régional de gestion des déchets marins en Méditerranée est de prévenir et de réduire la production de déchets marins ainsi que leur impact sur l'environnement marin et côtier, afin de parvenir à un bon état écologique (BEE) conformément aux objectifs écologiques méditerranéens pertinents et aux cibles relatives aux déchets marins fondées sur l'approche écosystémique, adoptées par le Programme des Nations unies pour l'environnement (PNUE) / Plan d'action pour la Méditerranée en 2012 et 2013, respectivement lors des 17e et 18e réunions des Parties contractantes à la Convention de Barcelone. De plus, par le biais de ses articles 11 « Évaluation des déchets marins en Méditerranée » et 12 « Programme de surveillance des déchets marins en Méditerranée », le Plan régional sur les déchets marins comprend une série de dispositions spécifiques à l'intention des pays en matière de surveillance et d'évaluation des déchets marins, à savoir : l'évaluation de l'état des déchets marins, de leur impact sur l'environnement marin et côtier ainsi que sur la santé humaine, des aspects socio-économiques de la gestion des déchets marins, la mise en place de bases de données sur les déchets marins, l'élaboration de programmes nationaux de surveillance des déchets marins, etc.~~

~~La MSFP de l'UE (2008/56/CE) impose aux États membres de l'Union européenne d'élaborer des stratégies devant déboucher sur des programmes de mesures pour atteindre ouma intenir un « bon état écologique » dans les mers européennes. La directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » (MSFD) définit le cadre dans lequel les États membres doivent atteindre, d'ici 2020, le GES de leurs eaux marines, en s'appuyant sur 11 descripteurs ; le descripteur n° 10 porte spécifiquement sur les déchets marins et précise que le GES n'est atteint que lorsque « les propriétés et les quantités de déchets marins ne causent pas de dommages à l'environnement côtier et marin ».~~

Indicator/Objectifs

Macrodéchets flottants :

Déchets marins flottants de grande taille : dans le cadre actualisé de l'IMAP du PNUE/PAM (décision UNEP/MED IG.27/21), les déchets marins flottants sont en réalité évalués principalement à l'aide d'indicateurs basés sur les tendances plutôt que sur des seuils quantitatifs fixes. Les valeurs de référence correspondent généralement aux premiers ensembles de données de surveillance IMAP disponibles et aux premiers cycles d'évaluation MED QSR. Le « bon état écologique » (BEE) est défini, d'un point de vue qualitatif, comme une situation dans laquelle les déchets marins n'ont pas d'effets négatifs significatifs sur les écosystèmes marins, la santé humaine, les services écosystémiques ou la navigation. Les objectifs régionaux actuels visent principalement à inverser la tendance à la hausse des quantités de déchets côtiers et flottants, tandis que des seuils quantitatifs harmonisés pour la Méditerranée sont encore en cours d'élaboration.

Microdéchets flottants :

Dans le cadre du Programme intégré de suivi et d'évaluation (IMAP) actualisé de la Convention de Barcelone du PNUE/PAM (décision UNEP/MED IG.27/21), l'objectif écologique n° 10 (EO10) définit des valeurs de référence quantitatives (BV), des valeurs seuils (TV) et des objectifs environnementaux pour les déchets marins, y compris les microplastiques flottants, au titre de l'indicateur commun ~~n°~~ 23 (CI23) :

Valeur de référence pour les microplastiques en suspension : 0.044338 éléments/m[3]

Valeur seuil pour les microplastiques en suspension : 0.000845 éléments[4]/m².

Objectifs environnementaux :

- Objectif environnemental intermédiaire (IET) - 2026 : 0.015 éléments/m²
- Objectif environnemental intermédiaire (IET) - 2028 : 0.010 éléments/m²
- Objectif Environmental final (IET) – 2030: 0.008 éléments/m²

Bien que ces critères quantitatifs soient désormais officiellement intégrés dans l'IMAP EO10, la décision UNEP/MED IG.27/21 reconnaît également que les connaissances scientifiques relatives aux impacts des microplastiques, aux méthodologies de surveillance et aux procédures d'harmonisation régionales sont encore en cours d'élaboration, et que des recherches supplémentaires ainsi que des activités pilotes de surveillance restent nécessaires.

~~Programme des Nations Unies pour l'environnement / Plan d'action pour la Méditerranée : la décision IG.21/3 adoptée lors de la 18e réunion des Parties contractantes à la Convention de Barcelone sur l'approche écosystémique, qui prévoit notamment l'adoption d'une définition des GES et de cibles, propose comme cible pour l'indicateur 10.1.2 : Tendance à la baisse du nombre et de la quantité de déchets marins présents à la surface de l'eau et sur les fonds marins.~~

~~Par ailleurs, dans le cadre du Plan régional de gestion des déchets marins en Méditerranée du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) / Plan d'action pour la Méditerranée de la Convention de Barcelone, adopté par la 18e réunion des Parties contractantes (décision IG.21/7), une série de valeurs de référence et d'objectifs environnementaux relatifs aux déchets marins a été adoptée par la 19e réunion des Parties contractantes (décision IG.22/10) :~~

~~Valeurs de référence pour les déchets marins flottants :~~

- ~~Valeur minimale : 0 éléments/km²~~
- ~~Valeur minimale : 195 éléments / km²~~

[3] La méthodologie appliquée est décrite en détail dans le document UNEP/MED WG.550/13 « Valeurs de référence (VR) actualisées et valeurs seuils (VS) pour l'Indicateur commun 23 de l'IMAP (macro-déchets sur le fond marin, microplastiques flottants) » (Réunion intégrée des CORMON, Athènes, Grèce, 27-28 juin 2023).

- ~~Valeur minimale : 3,9 éléments/ km²~~
- ~~Référence proposée : 3–5 éléments/ km²~~

~~Objectifs environnementaux relatifs aux déchets marins flottants :~~
- ~~Types de objectifs : % de baisse~~
- ~~Minimum: -~~
- ~~Maximum: -~~
- ~~Objectifs de réduction : Statistiquement significatif~~

~~Valeurs de référence pour les microplastiques en suspension :~~
- ~~Valeur minimale : éléments/km²~~
- ~~Valeur minimale : 4,860,000 éléments/ km²~~
- ~~Valeur minimale : 340,000 éléments/ km²~~
- ~~Référence proposée : 200,000 – 500,000 items/ km²~~

~~Objectifs environnementaux relatifs aux microplastiques flottants :~~
- ~~Types de objectifs : % de baisse~~
- ~~Minimum: -~~
- ~~Maximum: -~~
- ~~Objectifs de réduction : Statistiquement significatif~~
-

Documents réglementaires

- Commission Européenne (2017) Décision (UE) 2017/848 de la Commission établissant des critères et des normes méthodologiques relatifs au bon état écologique des eaux marines[10]
- PNUE/PAM - Plan régional actualisé sur la gestion des déchets marins en Méditerranée (décision IG.25/9) (2021).
- PNUE/PAM 2025 Décision IG.27/6. Politique et feuille de route de l'EcAp pour la période 2026-2035 et Programme intégré de suivi et d'évaluation de la mer Méditerranée et de ses côtes (IMAP actualisé 2026-2035). COP24, Cairo, Egypte[13]
- Commission européenne, Directive-cadre Stratégie pour le milieu marin , Directive 2008/56/CE (2008).
- Commission européenne, Décision relative aux critères et aux normes méthodologiques concernant le bon état écologique des eaux marines (2010).

Méthodes d'analyse des indicateurs

Définition de l'indicateur

Définition du GES : Le nombre et la quantité de déchets marins présents sur la ~~surface~~ la « surface et les fonds marins n'ont pas d'impact négatif sur la santé humaine, la vie marine et les services écosystémiques, et ne constituent pas un risque pour la navigation.

Méthodologie de calcul des indicateurs

La communication des résultats de la surveillance nécessite de regrouper les déchets par catégorie de matériau, de type et de taille. L'approche adoptée pour les catégories de déchets flottants s'inscrit dans le cadre de l'élaboration d'une « liste de référence » reprenant ces catégories (matériaux polymères artificiels, caoutchouc, tissus/textiles, papier/carton, bois transformé, métal, verre/céramique) pour d'autres compartiments environnementaux, à l'instar de la directive ~~conjointe~~établie par le groupe de travail TGML du MSFD de l'UE. Cela permet d'effectuer des comparaisons croisées. Pour faciliter son utilisation lors de la surveillance, la liste doit être classée par fréquence d'apparition des objets, afin que la collecte des données puisse s'effectuer dans les délais impartis. Étant donné que les déchets flottants seront observés mais non ramassés, leur taille

est le seul paramètre permettant d'estimer la quantité de plastique qu'ils contiennent. La taille d'un objet est définie ici comme sa plus grande dimension, soit la largeur soit la longueur, telle qu'elle apparaît lors de l'observation.

La limite inférieure de taille des objets observés est déterminée par les conditions d'observation. Une limite inférieure de taille qui semble raisonnable pour l'observation à partir de « navires de passage » et qui correspond à celle utilisée pour les relevés de déchets sur les plages est probablement de 2,5 cm. Cela signifie que les observations qui n'atteignent pas cette taille minimale ne peuvent pas être recommandées. À des fins de rapport, il convient de définir des classes de taille, car l'observation visuelle ne permet pas de mesurer correctement la taille des objets. Seule l'estimation des classes de taille est réalisable. Le système de détermination et de déclaration de la taille devrait inclure les catégories suivantes : 2,5 – 5 cm, 5 - 10 cm, 10 – 20 cm, 20 – 30 cm, 30 – 50 cm. Même s'il serait possible d'utiliser des classes de taille plus larges (par exemple 2,5–10 cm, 10–30 cm, 30–50 cm), il sera important d'adopter une approche commune, car les données seront regroupées dans des bases de données communes. La limite supérieure de taille devra être déterminée à l'aide de calculs statistiques portant sur la densité de présence des objets par rapport à la largeur, à la longueur et à la fréquence des transects. Conformément aux études menées sur les déchets sur les plages, une limite maximale de 50 cm est ici proposée à titre provisoire. Il convient de déterminer, à travers des expériences et à partir des premiers ensembles de données, s'il y a lieu de signaler les éléments dont la taille dépasse 50 cm, car leur pertinence dans l'analyse statistique des données issues de transects côtiers courts et étroits pourrait être discutable.

Pour les microplastiques, le calcul des indicateurs doit respecter des procédures harmonisées d'échantillonnage, de traitement et de communication des données afin de garantir la comparabilité entre les différentes régions marines européennes. Selon le document de travail UNEP/MAP MED POL UNEP/MED WG.482/19 (PNUE MAP MEDPOL, 2020), la surveillance des microplastiques flottants repose sur un échantillonnage normalisé de la surface de la mer à l'aide de filets de type « manta » ou « neuston », avec une taille de maille définie (~~330~~300 µm), une vitesse de remorquage (~~2 – 3~~ 0,5-3 nœuds ; ne dépassant pas 4 à 4,5 nœuds), une durée d'échantillonnage (10~~5~~ à 30 minutes) et des transects géoréférencés. Les paramètres environnementaux tels que le vent, l'état de la mer et la distance par rapport au littoral sont enregistrés lors de l'échantillonnage afin de faciliter l'interprétation des données. Les échantillons sont traités selon des procédures de laboratoire comprenant la filtration, la séparation par densité, l'oxydation de la matière organique et le tri microscopique des particules en fonction de leur taille, de leur forme et de leur couleur. Dans la mesure du possible, l'identification des polymères s'effectue à l'aide de techniques spectroscopiques telles que la spectroscopie FTIR ou la spectroscopie Raman. Le protocole met également l'accent sur des procédures rigoureuses d'assurance qualité et de contrôle qualité, notamment des mesures de prévention de la contamination, l'utilisation d'échantillons à blanc et des formats de rapport harmonisés pour l'évaluation régionale dans le cadre de l'IMAP.

Unités d'indication

Pour les déchets marins flottants, l'unité de mesure sera le nombre d'objets flottants, de 2,5 à 50 cm par km². Les données seront disponibles pour les différentes catégories et classes de taille.

En ce qui concerne les microplastiques en suspension, les résultats sont normalisés et exprimés en particules par mètre cube (particules/m³) ou en particules par kilomètre carré (particules/km²).

Liste des documents d'orientation et des protocoles disponibles

- Groupe technique de la DCSMM sur les déchets marins ~~Galgani, F., Ruiz-Orejón, L. F., Ronchi, F., et al.,~~ 2023. Lignes directrices relatives à la surveillance des déchets marins dans les mers européennes – Mise à jour visant à améliorer la surveillance harmonisée des

déchets marins au titre de la directive-cadre «Stratégie pour le milieu marin», EUR 31539 EN, Office des publications de l'Union européenne, Luxembourg, 2023, doi:10.2760/59137, JRC133594.

- GESAMP (Groupe conjoint d'experts sur les aspects scientifiques de la protection de l'environnement marin), (2019), Lignes directrices pour la surveillance et l'évaluation des déchets plastiques et des microplastiques dans l'océan, Rapports et études du GESAMP n° 99, PNUE, Nairobi, 130 pages, (Éditions P. Kershaw, A. Turra et F. Galgani)
- PNE-PAM MED POL. 2020 *Lignes directrices/protocoles de surveillance des microplastiques en suspension.* PNUE/MED WG.482/19.
- Programme des Nations Unies pour l'environnement / Commission océanographique intergouvernementale, Lignes directrices relatives à l'étude et à la surveillance des déchets marins (2009)
- PNUE / Plan d'action pour la Méditerranée, Programme intégré de suivi et d'évaluation – Document d'orientation (2016) (UNEP(DEPI)/MED_IG.22/Inf.7)
- ~~EU MSFD TGML, Lignes directrices sur la surveillance des déchets marins dans les mers européennes (2013).~~
- Projet IPA-Adriatic DeFishGear, 2014. Méthodologie de surveillance des déchets marins à la surface de la mer – Observation visuelle (> 2,5 cm).

Fiabilité des données et incertitudes

L'observation des déchets marins flottants depuis les navires dépend de nombreuses variables liées aux conditions d'observation. On peut les classer en paramètres opérationnels, liés aux caractéristiques du navire et au lieu d'observation. Il convient d'élaborer des protocoles dans lesquels le traitement des informations recueillies — à commencer par la documentation à bord, puis leur compilation, leur analyse et leur utilisation ultérieure — ferait partie intégrante du protocole, afin d'obtenir des résultats finaux comparables. Le format doit permettre une compilation des données provenant de différents instituts d'observation et de différentes zones ou régions. Cela permettrait de cartographier la répartition des déchets flottants au fil du temps et, par conséquent, d'établir enfin un couplage avec les modèles de courants océanographiques.

La collecte à grande échelle de données de surveillance nécessitera une forme d'intercomparaison ou d'étalonnage afin de garantir la comparabilité des données entre différentes zones et au fil du temps, en vue de l'évaluation des tendances. Des approches à cet effet devraient être élaborées et mises en œuvre. Il peut s'agir de formations pratiques (sur le terrain) comprenant des comparaisons d'observations Ces événements devraient être organisés au niveau régional, puis mis en œuvre à l'échelle nationale. Des travaux de recherche pourraient permettre de mettre au point une méthodologie visant à évaluer la qualité des observations à l'aide de cibles artificielles.

En ce qui concerne les microplastiques, et conformément aux orientations de l'IMAP (Programme de surveillance des microplastiques) du PNUE/PAM ainsi qu'aux recommandations de surveillance du CCR/DCSMM, les incertitudes découlent des différences au niveau des équipements d'échantillonnage (par exemple, filets de type « manta » ou « neuston »), du choix de la taille des mailles, de la variabilité spatiale et temporelle de la répartition des microplastiques, ainsi que des conditions météorologiques telles que le vent et l'état de la mer, qui peuvent influencer la concentration des particules à la surface de la mer. Afin de limiter les incertitudes introduites lors du traitement en laboratoire en raison de la perte de particules, de la contamination atmosphérique, des erreurs d'identification visuelle et de la variabilité des méthodes d'identification des polymères, les protocoles ne prennent en compte que les particules de plus de 330 µm. Par conséquent, la fiabilité des indicateurs de microplastiques dépend de la mise en œuvre de protocoles harmonisés, de procédures standardisées d'assurance qualité et de contrôle qualité, de l'utilisation de blancs de procédure et d'échantillons en double, d'exercices d'étalonnage interlaboratoires, ainsi que de la confirmation spectroscopique de la composition des polymères lorsque cela est possible. Malgré ces incertitudes, l'application cohérente de méthodologies de surveillance normalisées permet de

mettre en évidence de manière fiable les schémas spatiaux et les tendances à long terme, ce qui facilite l'évaluation régionale dans le cadre du Programme intégré de surveillance et d'évaluation (IMAP) du PNUE/PAM.

Méthodologie de suivi, portée temporelle et spatiale

Méthodes disponibles pour la surveillance et protocoles de surveillance

Une approche harmonisée pour la quantification des déchets marins flottants par des observateurs embarqués a été mise au point par le groupe technique sur les déchets marins (TGML) de la directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » (MSFD) de la Commission européenne. Il vise à harmoniser le suivi des déchets marins flottants :

- Dans une fourchette de tailles allant de 2,5 à 50 cm ;
- La largeur de l'observation doit être déterminée en fonction de la configuration de l'observation ;
- Il est prévu de l'utiliser à partir de navires de passage ;
- Elle repose sur des relevés par transects ;
- Elle devrait porter sur des transects courts ; et
- ~~enregistrer~~Enregistrer également les métadonnées nécessaires.

L'observation à partir de navires de passage (c'est-à-dire des navires marchands et de passagers bénévoles qui empruntent régulièrement des voies maritimes stratégiques) devrait permettre de détecter des déchets d'une taille de 2,5 cm. La largeur du transect d'observation dépendra donc de l'altitude au-dessus du niveau de la mer, de la vitesse du navire et des conditions d'observation. En règle générale, on peut tabler sur une largeur de transect de 10 m, mais il convient de procéder à une vérification et de choisir la largeur du couloir d'observation de manière à ce que tous les éléments présents dans ce transect et appartenant à la classe de taille ciblée puissent être observés. Le tableau ci-dessous donne une indication préliminaire de la largeur du couloir d'observation, en fonction de l'altitude d'observation et de la vitesse du navire (kn = nœud = mille marin/h). Les paramètres doivent être vérifiés avant l'acquisition des données.

Hauteur d'observation au-dessus de la mer	Vitesse du navire : 2 nœuds = 3,7 km/h	6 nœuds = 11,1 km/h	10 nœuds = 18,5 km/h
1 m	6m	4m	3m
3m	8 m	6m	4m
6m	10 m	8 m	6m
10 m	15 m	10 m	5 m

L'endroit idéal pour l'observation se trouve souvent à la proue des navires. Si cette zone n'est pas accessible, le point d'observation doit être choisi de manière à permettre l'observation de la plage de tailles ciblée, en réduisant si nécessaire le couloir d'observation, car les vagues provoquées par les navires pourraient perturber les observations. Un inclinomètre peut être utilisé pour mesurer des distances en mer (Doyle, 2007).

Le protocole devra passer par une phase de mise en œuvre expérimentale au cours de laquelle il sera appliqué dans différentes régions maritimes par diverses institutions, sa faisabilité sera testée et des retours d'expérience seront fournis en vue de la définition des paramètres d'observation. L'observation, la quantification et l'identification des déchets flottants doivent être effectuées par un observateur dédié qui n'a pas d'autres tâches à accomplir en même temps. L'observation d'éléments de petite taille et l'examen minutieux de la surface de la mer entraînent de la fatigue et, par conséquent, des erreurs d'observation. La longueur des transects doit donc être choisie de manière à ce que les durées d'observation ne soient pas trop longues. Une durée d'1 heure par observateur pourrait être raisonnable, ce qui correspondrait à une distance de quelques kilomètres.

En ce qui concerne les microplastiques (UNEP MAP MEADPOL, 2020), l'échantillonnage des microplastiques flottants est réalisé à l'aide de méthodes normalisées de chalutage en surface, conçues pour garantir la comparabilité entre les programmes de surveillance menés en mer Méditerranée. L'échantillonnage est généralement réalisé à l'aide d'un filet de type « manta » ou « neuston » doté d'une taille de maille d'environ 300330 µm, considérée comme la norme de référence régionale pour la surveillance des microplastiques flottants. Le filet est remorqué à la surface de la mer à une vitesse contrôlée d'environ 0.5 2 à 3 nœuds(ne dépassant pas 4 à 4,5 nœuds)., le long de transects prédéfinis, pendant une durée ou sur une distance déterminée, tout en évitant les conditions météorologiques défavorables susceptibles d'influencer la répartition des particules. À chaque remorquage, des paramètres environnementaux tels que l'état de la mer, la vitesse du vent, la direction du courant, la position GPS et la distance par rapport au littoral sont enregistrés afin de faciliter l'interprétation des données et l'évaluation de leur qualité.
Une fois prélevés, les échantillons sont soigneusement transférés dans des récipients propres et conservés en vue d'une analyse en laboratoire, dans des conditions permettant de contrôler la contamination. Le traitement en laboratoire comprend généralement le tamisage, la filtration, la séparation par densité et l'oxydation des matières organiques afin d'isoler les particules de plastique. Les microplastiques sont ensuite triés visuellement à l'aide de stéréomicroscopes et classés en fonction de leur taille, de leur forme, de leur couleur et du type de polymère, lorsque des techniques spectroscopiques telles que la spectroscopie FTIR ou Raman sont disponibles. Les résultats sont normalisés par rapport au volume d'eau prélevé ou à la superficie et exprimés en particules par mètre cube (particules/m^3) ou en particules par kilomètre carré (particules/km^2). Le protocole met également l'accent sur des procédures rigoureuses d'assurance qualité et de contrôle qualité, notamment l'utilisation d'échantillons témoins, des mesures de prévention de la contamination, des formats de rapport normalisés et des systèmes harmonisés de classification des particules, afin d'améliorer la fiabilité des données et leur comparabilité au niveau régional.

Sources de données disponibles

- Système InfoMAP du PNUE/PAM
- Réseau européen d'observation et de données marines (EMODnet) https://emodnet.ec.europa.eu/en/chemistry?utm_source=chatgpt.com#marine-litterJRC Base de données sur les déchets marins / EU Marine Litter Watch
- Base de données « JRC Floating litter » et application pour smartphone https://inspire-europe.org/solutions/jrc-floating-litter-monitoring-app/?utm_source=chatgpt.com)
- Project DeFishGear IPA Adriatiquehttp://www.defishgear.net/
- Association hellénique pour la protection de l'environnement marin (HELMEPA) (déchets marins flottants): http://www.helmepa.gr/en/home.php\ ~~elmepa.gr/en/home.php\~~

Orientations relatives à la couverture géographique et sélection des stations de surveillance

La surveillance des déchets marins flottants par des observateurs est une méthode adaptée aux transects courts dans des zones sélectionnées. Dans une région où l'on dispose de peu ou pas d'informations sur l'abondance des déchets marins flottants, il pourrait être judicieux de commencer par mener des études dans différentes zones afin de comprendre la variabilité de la répartition de ces déchets. Les zones sélectionnées doivent inclure aussi bien les zones où l'on s'attend à une faible densité (par exemple, en pleine mer) que celles où l'on s'attend à une forte densité (par exemple, à proximité des ports). Cela permettra de déterminer les conditions maximales et minimales et de former les observateurs. Il convient également de prendre en compte d'autres zones sélectionnées (par exemple dans les estuaires), à proximité des villes, dans les zones locales à forte fréquentation touristique ou commerciale, ainsi que les courants entrants en provenance des zones voisines ou les courants sortants. Sur la base de l'expérience acquise au cours de cette phase initiale, il conviendra ensuite d'élaborer un programme d'itinéraires incluant les sites d'intérêt.

En ce qui concerne les microplastiques, le champ d'application géographique de la surveillance des microplastiques flottants devrait être conçu de manière à assurer une couverture représentative des principales sous-régions marines, des zones d'influence côtières, des eaux au large et des zones d'accumulation connues. Les stations de surveillance devraient donc être choisies de manière à refléter la variabilité spatiale liée aux conditions hydrodynamiques, aux apports urbains et fluviaux, aux activités maritimes, à la densité de population et aux schémas de circulation océanographique. Les zones prioritaires comprennent généralement les embouchures de fleuves, les ports, les zones côtières urbanisées, les voies de navigation, les aires marines protégées, les sites de référence au large, ainsi que les zones de convergence ou de rétention où les déchets flottants ont tendance à s'accumuler.

Les stations d'échantillonnage doivent être géoréférencées et gérées de manière cohérente au fil du temps afin de permettre l'analyse des tendances à long terme et la comparabilité entre les différentes études. Les recommandations préconisent l'utilisation de transects de surveillance fixes, associés, dans la mesure du possible, à un échantillonnage adaptatif supplémentaire dans les zones sensibles identifiées grâce à des études antérieures, à la télédétection, à la modélisation hydrodynamique ou aux connaissances régionales. Dans l'idéal, les stations devraient également être réparties le long des gradients côtiers et au large afin d'évaluer les voies de transport et les schémas de répartition régionaux des microplastiques. Il est recommandé de procéder à des mesures dans plusieurs stations et à des prélèvements saisonniers répétés afin de tenir compte de la variabilité temporelle et spatiale.

Guide sur la portée temporelle

L'observation des déchets marins flottants dépend fortement des conditions d'observation, notamment de l'état de la mer et de la vitesse du vent. L'organisation de la surveillance doit être suffisamment souple pour tenir compte de cet aspect et pour reprogrammer les observations afin de bénéficier de conditions appropriées. Idéalement, l'observation devrait être effectuée après une période minimale de mer calme, afin d'éviter tout biais dû à des déchets qui auraient été dispersés dans la colonne d'eau par des tempêtes récentes ou une mer agitée.
Le suivi initial, à caractère exploratoire, devrait être effectué à une fréquence plus élevée afin de comprendre la variabilité des quantités de déchets au fil du temps. Même des relevés ponctuels, c'est-à-dire des relevés effectués à une fréquence élevée sur une courte période, pourraient s'avérer appropriés pour comprendre la variabilité de la présence de déchets marins flottants.

Pour le suivi des tendances, le moment choisi dépendra des sources présumées des déchets ; il peut s'agir, par exemple, de surveiller un estuaire après une période de pluie dans le bassin versant, ou encore de surveiller une zone touristique après une période de vacances. Le calendrier des enquêtes dépendra également de celui des plateformes d'observation. Les patrouilles régulières des navires des garde-côtes, les liaisons par ferry ou les excursions touristiques peuvent offrir de nombreuses occasions d'utilisation, ce qui permet ainsi de profiter des conditions météorologiques calmes requises.

En ce qui concerne les microplastiques en suspension, la surveillance devrait être conçue de manière à rendre compte à la fois de la variabilité saisonnière et des tendances environnementales à long terme. Les enquêtes de surveillance devraient donc être renouvelées à des intervalles réguliers et harmonisés, en utilisant des méthodologies, des stations d'échantillonnage et des procédures d'enregistrement des données environnementales cohérentes. La variabilité saisonnière peut fortement influencer l'abondance des microplastiques en raison des changements liés à l'hydrodynamique, à la pression touristique, au débit des cours d'eau, aux précipitations, à la productivité biologique et aux activités maritimes. Par conséquent, les enquêtes sont de préférence menées chaque année à des périodes comparables et, lorsque les ressources le permettent, répétées plusieurs fois par an afin d'améliorer leur représentativité.

Il est recommandé de mettre en place des programmes de surveillance à long terme permettant de détecter les tendances interannuelles et de soutenir les évaluations régionales du « bon état écologique » dans le cadre de l'objectif écologique n° 10 du programme IMAP du PNUE/PAM. La fréquence d'échantillonnage doit rester suffisamment constante dans le temps pour permettre une analyse statistique des tendances et réduire au minimum les incertitudes liées à des événements ponctuels tels que les tempêtes, les inondations ou les rejets accidentels de polluants. Les conditions environnementales observées lors de l'échantillonnage, notamment la vitesse du vent, l'état de la mer et les conditions de courant, doivent également être systématiquement consignées, car elles peuvent fortement influencer les concentrations de microplastiques en surface et la comparabilité temporelle entre les campagnes d'étude.

Dans une optique d'harmonisation régionale, les activités de surveillance devraient, dans l'idéal, s'inscrire dans le cadre de cycles d'évaluation coordonnés à l'échelle méditerranéenne et européenne, avec des périodes de rapport normalisées et une transmission régulière des données vers des bases de données régionales telles qu'InfoMAP. Le recours à des périodes de surveillance fixes, à des enquêtes répétées et à des protocoles harmonisés renforce la fiabilité de l'interprétation des tendances temporelles et favorise une évaluation régionale intégrée des indicateurs relatifs aux déchets marins.

Résultats de l'analyse et de l'évaluation des données

Analyse statistique et principes d'agrégation

Aucun outil statistique spécifique n'est nécessaire pour l'analyse des déchets marins flottants observés ou des microplastiques. Cependant, il n'est pas rare que les déchets marins flottants ~~items~~, y compris, apparaissent regroupés, soit parce qu'ils ont été rejetés ensemble, soit parce qu'ils s'accumulent au niveau des fronts océanographiques. Le système de signalement devrait en tenir compte et prévoir un moyen de signaler ces groupes. Il faut tenir compte de la présence de ces zones d'accumulation lors de l'analyse des données. Il faut tenir compte de la présence de ces zones d'accumulation lors de l'analyse des données. Ces informations complémentaires permettront d'évaluer les données dans leur contexte.

Résultats attendus de l'évaluation

- Évaluer les zones d'accumulation des déchets marins flottants et des microplastiques;
- Évaluer de manière plus précise l'abondance, la densité et les types de déchets marins flottants et de microplastiques ;
- Comparaison avec les déchets marins recensés dans d'autres compartiments marins.

Lacunes et incertitudes connues concernant la Méditerranée

Seules quelques études ont été publiées sur l'abondance des macro-déchets flottants dans les eaux méditerranéennes ~~(Aliani et al., 2003 ; PNUE, 2009 ; Topcu et al., 2010 ; Gerigny et al., 2011 ; Suaria et Aliani, 2015 ; Vlachogianni et al., 2017)~~, et les quantités rapportées pour les débris mesurant plus de 2 cm varient considérablement, allant de 0 à plus de 600 éléments par kilomètre carré. Il est donc impossible d'estimer avec précision la quantité de déchets marins flottants présents en mer Méditerranée. De plus, nous disposons encore des ~~peupas d'~~informations limitées sur les zones d'accumulation des déchets marins flottants.

Coordonnées et date de la version : *UNEP/MAP 16 Janvier 2017*

Contacts clés au sein de Nations Unies Environnement pour plus d'informations

- Mme Olfat Hamdan, responsable de la gestion du programme MED POL (olfat.hamdan@un.org)_
- M. Christos Ioakemidis, responsable de la gestion du programme QSR (christos.ioakeimidis@un.org)

• M. Atila Uras, chargé de programme principal (sciences et techniques) (atila.uras@un.org) • Mme Tatjana Hema, coordinatrice, Programme des Nations Unies pour l'environnement / Plan d'action pour la Méditerranée (tatjana.hema@unep.org

Version No.	**Date**	**Auteur**
V.12	268.045.2617 28/04/2017	MEDPOL
V2	10/06/2026	MED POL

4. Fiche d'orientation sur l'indicateur commun ~~n°~~ 24 de l'IMAP (Tendances de ~~concernant~~ la quantité de déchets ingérés par les organismes marins et le nombre d'individus enchevêtrés ~~pris au piège~~ dans les déchets marins)

Indicateur commun 24 : Tendance ~~Évolution~~ de la quantité de déchets ingérés par les organismes marins et du nombre d'individus enchevêtrés ~~pris au piège~~ dans les déchets marins.

Indicator Title	*Indicateur commun 24 : ~~Évolution de la quantité de déchets provenant de sources fluviales.~~ Tendances de la quantité de déchets ingérés par les tortues marines et du nombre de tortues marines enchevêtrées dans des déchets.*	
Définition GES pertinente	**Objectif opérationnel connexe**	**Objectif(s)**
- ~~*Évolution de L*~~*la quantité (g)*[1] *de déchets ingérés par les ~~tortues~~ organismes marin~~e~~s n'a pas d'incidence sur les populations d'organismes sentinelles ~~ou dans lesquels elles s'empêtrent~~* - Le nombre d'individus enchevêtrés ~~pris au piège~~ dans les déchets marins n'a pas d'incidence sur les populations d'organismes sentinelles	Les impacts des déchets sur la vie marine sont maîtrisés dans toute la mesure du possible (10.2)	- Tendance à la baisse du contenu stomacal de l'espèce sentinelle. - Diminution de la fréquence des cas de tortues marines prises au piège dans des déchets marins.
Justification		
Justification du choix des indicateurs Étant donné que les déchets marins affectent différents compartiments écologiques, l'étude de leur impact sur le biote marin à tous les niveaux trophiques, à la même échelle temporelle et spatiale, revêt une importance croissante. Plus de 800 espèces marines et côtières sont affectées par les déchets marins, que ce soit par ingestion, par enchevêtrement, (y compris les impacts associés à la pêche fantôme), par la dispersion due à la dérive, ou encore par des effets sur leur habitat. Plus de 500 espèces marines et côtières sont touchées par l'ingestion de déchets marins ou par l'enchevêtrement dans ceux-ci, ce qui inclut les effets de la pêche fantôme. Une analyse de 128 publications portant sur l~~d~~es impacts des déchets marins sur 329 taxons méditerranéens a révélé que 156 taxons étaient affectés par l'ingestion et/ou l'enchevêtrement (Anastasopoulou et Fortibuoni, 2019). ~~Le nombre d'espèces d'oiseaux marins et de mammifères marins touchées par l'ingestion de déchets marins ou par l'enchevêtrement dans ceux-ci ne cesse d'augmenter. De plu, les~~ Les m~~M~~icroplastiques sont présents dans tous les habitats marins, de la surface de l'océan jusqu'aux fonds marins, et sont accessibles à tous les niveaux du réseau trophique, des producteurs primaires aux niveaux trophiques supérieurs (GESAMP, 2015). ~~Les microplastiques constituent également un nouvel habitat pour les communautés microbiennes dans les océans, bien que leurs effets sur les écosystèmes et les processus océaniques ne soient pas encore bien compris (CBD, 2016).~~En matière de biodiversité, il est essentiel d'axer la recherche sur les espèces sensibles telles que les		

[1] Masse sèche

Indicator Title	*Indicateur commun 24 : ~~Évolution de la quantité de déchets provenant de sources fluviales.~~ Tendances de la quantité de déchets ingérés par les tortues marines et du nombre de tortues marines enchevêtrées dans des déchets.*

tortues, les mammifères marins, les oiseaux marins et les organismes filtreurs, qu'il s'agisse d'invertébrés ou de poissons susceptibles d'ingérer des microplastiques. À cet égard, la tortue marine *Caretta caretta* a été identifiée ~~désignée~~ comme l'espèce la plus représentative pour l'indicateur commun ~~n°~~ 24 de l'IMAP~~n~~ ~~PAM~~ (PNUE/PAM-SPA/RAC, 2018).

~~Il convient également d'élaborer des protocoles permettant d'évaluer les effets de l'alerte précoce sur les espèces et les habitats clés (Monographies de l'atelier du CIESM, 2014). L'impact des déchets marins sur les populations marines est difficile à quantifier, car un nombre indéterminé d'animaux marins meurent en mer et peuvent rapidement couler ou être dévorés par des prédateurs, ce qui les soustrait à toute détection potentielle. Il est urgent de mettre au point de nouvelles méthodes permettant d'estimer de manière impartiale les taux de mortalité et les effets sur la dynamique des populations de nombreuses espèces touchées.~~

~~En mer du Nord, il existe un indicateur qui mesure l'impact des déchets marins (OSPAR EcoQO). Il permet de mesurer la quantité de déchets ingérés par le fulmar boréal et sert à évaluer les tendances temporelles, les différences régionales et le respect d'un objectif fixé en matière de qualité écologique acceptable dans la région de la mer du Nord (Van Franeker et al., 2011). Un protocole combiné est également proposé par le groupe technique sur les déchets marins (TGML) de la directive-cadre Stratégie pour le milieu marin (MSFD) de l'UE, qui peut être utilisé pour les oiseaux marins en général. Il faut toutefois disposer d'outils alternatifs pour la mer Méditerranée. Par ailleurs, dans la mer Adriatique, on a constaté que les poissons ingéraient des particules de déchets marins à un taux de 2,6 % dans le nord de l'Adriatique, de 25,9 % dans le sud de l'Adriatique et de 2,7 % dans le nord-est de la mer Ionienne (Vlachogianni et al., 2017).~~

~~Sur la base des informations et des connaissances disponibles, le groupe de travail TGML de la directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » (MSFD) de l'UE propose un protocole de surveillance des déchets marins chez les tortues marines, axé sur les paramètres pertinents pour une application en mer Méditerranée.~~La tortue caouanne Caretta caretta est le chélonien le plus abondant en Méditerranée (Camedda et al., 2014 ; Casale et Margaritoulis, 2010)~~.~~ L'ingestion de plastique par les tortues caouannes peut s'expliquer par plusieurs mécanismes qui ne s'excluent pas mutuellement. Outre la ressemblance visuelle des déchets plastiques avec leurs proies naturelles, les déchets peuvent être ingérés accidentellement lors de l'alimentation, lorsqu'ils sont enchevêtrés avec les proies ou déjà présents à l'intérieur de celles-ci. Par ailleurs, les plastiques colonisés par des organismes marins émettent des composés soufrés, notamment le sulfure de diméthyle (DMS), qui peuvent agir comme des signaux attractifs pour la recherche de nourriture. Ce phénomène pourrait également contribuer à accroître la probabilité d'ingestion de plastique (Savoca et al., 2016 ; Pfaller et al., 2020). ~~Elle peut ingérer des sacs en plastique qu'elle confond avec des méduses (Mrosovsky et al., 2009) lorsqu'elle se nourrit dans les habitats néritiques et au large.~~ Il s'agit d'une espèce très sensible aux déchets marins et l'une des plus étudiées. Même si la tortue caouanne est capable d'ingérer n'importe quel type de déchet, les objets en plastique semblent avoir un impact plus important que les autres types de déchets marins. Diverses études menées en Méditerranée (Lazar et Gracan, 2011 ; Campani et al., 2013 ; Camedda et al., 2014 ; Domènech et al., 2019 ; Digka et al., 2020 ; Duncan et al., 2024), ainsi que dans d'autres mers et océans, ont démontré que le plastique est le déchet d'origine anthropique le plus fréquemment ingéré. ~~Il n'y a pas de différence entre les déchets retrouvés chez les tortues marines échouées et ceux excrétés par les tortues hospitalisées (Cameda et al., 2014) ; les analyses montrent en effet une homogénéité en termes d'abondance totale, de poids et de composition entre les individus vivants et les individus morts..~~ Le projet INDICIT, qui a porté sur la nécropsie de plus de 1 000 tortues caouannes provenant de sept pays de l'Atlantique et de la Méditerranée, n'a identifié aucun facteur environnemental ou intrinsèque significatif influençant la probabilité d'ingestion de débris, soulignant ainsi l'importance de recueillir davantage de données afin de permettre la réalisation d'analyses statistiques plus puissantes (consortium INDICIT, 2021).

Indicator Title	*Indicateur commun 24 : ~~Évolution de la quantité de déchets provenant de sources fluviales.~~ Tendances de la quantité de déchets ingérés par les tortues marines et du nombre de tortues marines enchevêtrées dans des déchets.*

~~Une synthèse mondiale réalisée par Duncan et al. (2017) a rapporté que les tortues marines, toutes espèces et tous stades de développement confondus, sont victimes d'enchevêtrements dans tous les bassins océaniques. Les cas d'enchevêtrement dans des filets, des pièges, des sangles et des sacs en plastique abandonnés sont fréquemment signalés et peuvent entraîner des blessures graves, notamment des mutilations, des amputations de membres, une altération de la flottabilité et une mobilité réduite. Ces effets peuvent perturber le comportement normal, réduire la capacité de survie et, à terme, entraîner la mortalité (Atzori et al., 2017). Des données provenant de régions situées en dehors de la Méditerranée viennent étayer ces conclusions. Par exemple, une étude de cas menée sur l'île de Grande Canarie (Espagne, océan Atlantique) portant sur la période 1998-2014 a identifié l'enchevêtrement dans des engins de pêche et/ou des déchets plastiques comme la cause la plus fréquente de morbidité chez Caretta caretta (Orós et al., 2016). En Méditerranée, des cas d'enchevêtrement impliquant Caretta caretta ont également été signalés (Despoti et al., 2025), ce qui confirme la présence de cette pression dans la région.~~

Une revue mondiale réalisée par Duncan et al. (2017) a montré que les tortues marines, toutes espèces et tous stades de vie confondus, sont affectées par l'enchevêtrement dans l'ensemble des bassins océaniques. L'enchevêtrement dans des engins de pêche abandonnés, perdus ou autrement rejetés, notamment les filets, cordages et lignes, ainsi que dans d'autres déchets d'origine anthropique tels que les feuillards de cerclage en plastique, les sacs résistants et les sacs en plastique, est fréquemment documenté et peut entraîner de graves blessures, notamment des lacérations profondes, l'amputation des membres, des déformations de la carapace, une modification de la flottabilité et une réduction de la mobilité. Ces blessures peuvent compromettre l'alimentation, la plongée et les déplacements, entraînant à terme une diminution de la survie et une mortalité (Atzori et al., 2017 ; Claro et al., 2018).
La revue de la littérature réalisée par Claro et al. (2018) a identifié les engins de pêche fantômes comme étant la principale source d'enchevêtrement à l'échelle mondiale, soulignant que l'enchevêtrement constitue l'un des principaux impacts des déchets marins sur les tortues marines. À l'échelle régionale, le consortium INDICIT (2021) a également identifié les déchets liés à la pêche comme étant la principale source d'enchevêtrement, la tortue caouanne (*Caretta caretta*) représentant la majorité des cas enregistrés. Bien que les engins de pêche abandonnés soient responsables de la plus forte proportion d'enchevêtrements mortels, les déchets d'origine terrestre, tels que les sacs résistants, peuvent également provoquer de graves blessures. Selon l'évaluation réalisée dans le cadre d'INDICIT II, l'enchevêtrement est fréquemment associé à des lésions graves, notamment des amputations des nageoires, en raison du resserrement de ces matériaux autour des parties du corps (INDICIT Consortium, 2021).
Ces résultats sont également étayés par la récente évaluation de l'OSPAR, qui a conclu que les filets de pêche, les cordages, les ficelles et les cordons constituent les types de déchets marins les plus fréquemment impliqués dans les cas d'enchevêtrement des tortues marines dans l'Atlantique du Nord-Est. Le rapport a également mis en évidence d'importants défis méthodologiques, notamment l'absence de protocoles de suivi harmonisés, des incohérences dans la classification des déchets et des difficultés à distinguer l'enchevêtrement des prises accidentelles (bycatch) dans les engins de pêche, ce qui limite actuellement les évaluations et les comparaisons à l'échelle régionale (OSPAR, 2024).
Les données provenant de régions situées en dehors de la Méditerranée viennent également étayer ces résultats, des cas d'enchevêtrement de tortues caouannes (*Caretta caretta*) ayant également été documentés dans d'autres régions (Orós et al., 2016). Dans le bassin méditerranéen, des incidents d'enchevêtrement impliquant *Caretta caretta* ont également été signalés (Despoti et al., 2025), confirmant que cette pression est largement répandue dans l'ensemble du bassin (Claro et al., 2018 ; INDICIT Consortium, 2021).

~~Les cas d'enchevêtrement d'animaux échoués, d'enchevêtrement d'animaux vivants (hors nids d'oiseaux marins), l'ingestion de déchets par les mammifères marins, l'ingestion de déchets par les invertébrés marins et les recherches sur le transfert dans la chaîne alimentaire sont abordés dans le rapport final du EU MSFD TGML. Toutefois, seul l'ingestion et l'enchevêtrement des mammifères marins dans les déchets marins sont pris en compte par le groupe de travail « TGML » de la directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » (MSFD) de l'UE en vue d'un~~

Indicator Title	*Indicateur commun 24 : ~~Évolution de la quantité de déchets provenant de sources fluviales.~~ Tendances de la quantité de déchets ingérés par les tortues marines et du nombre de tortues marines enchevêtrées dans des déchets.*

~~développement ultérieur, tandis que les autres aspects, bien qu'ils constituent des questions cruciales pour la recherche, ne se prêtent pas, à ce stade, à une recommandation en vue d'une application à grande échelle dans le cadre de la surveillance.~~

En raison de sa sensibilité aux déchets marins, de l'abondance des données scientifiques disponible~~la~~ ~~concernant~~ et de l'existence de programmes de surveillance bien établis dans l'ensemble de ~~s toute~~ la région, ~~la~~ *Caretta caretta* constitue une espèce sentinelle appropriée pour évaluer les impacts des déchets marins dans le cadre de l'indicateur commun 24 de l'IMAP.

Références scientifiques citées

- Anastasopoulou, A., & Fortibuoni, T. (2019). Impact of plastic pollution on marine life in the Mediterranean Sea. In Plastics in the aquatic environment-part I: current status and challenges (pp. 135-196). Cham: Springer International Publishing.
- ATZORI, Fabrizio, CAROSSO, Lara, CADONI, Nicoletta, et al. Loggerhead sea turtle, *Caretta caretta*, presence and its exposure to floating marine litter in the Sardinia Channel and the Strait of Sicily: Results from seven years of monitoring using ferry as platform of observation. Mediterranean Marine Science, 2021, vol. 22, no 2, p. 422-435.
- Camedda A., Marra S., Matiddi M., Massaro G., Coppa S., Perilli A., Ruiu A., Briguglio P., G.De Lucia (2014). Interaction between loggerhead sea turtles (Caretta caretta) and marine litter in Sardinia (Western Mediterranean Sea). Marine Environmental Research, 100, 25-32.
- Campani T., Baini M., Giannetti M., Cancelli F., Mancusi C., Serena F., Marsili L., Casini S., M.C. Fossi (2013) Presence of plastic debris in loggerhead turtle stranded along the Tuscany coasts of the Pelagos Sanctuary for Mediterranean Marine Mammals (Italy). Mar. Pollut. Bull. 74, 225-230.
- Casale P., D.Margaritoulis (2010) Sea Turtles in the Mediterranean: Distribution, Threats and Conservation Priorities. IUCN: Gland, Switzerland. 304 pages.
- Despoti, S., Solanou, M., Tsoukali, S., Valavanis, V., Tsagarakis, K., & Giannoulaki, M. (2025). Uncovering Sea Turtle Strandings in the Greek Seas (Eastern Mediterranean Sea): Spatiotemporal Patterns and Signs of Anthropogenic Interaction. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 35(2), e70066.
- Digka, N., Bray, L., Tsangaris, C., Andreanidou, K., Kasimati, E., Kofidou, E., Komnenou, & A., Kaberi, H. (2020). Evidence of ingested plastics in stranded loggerhead sea turtles along the Greek coastline, East Mediterranean Sea. Environmental Pollution, 263, 114596.
- Domènech, F., Aznar, F. J., Raga, J. A., & Tomás, J. (2019). Two decades of monitoring in marine debris ingestion in loggerhead sea turtle, *Caretta caretta*, from the western Mediterranean. Environmental Pollution, 244, 367-378.
- Duncan, E. M., Akbora, H. D., Baldi, P., Beton, D., Broderick, A. C., Çiçek, B. A., Crowe-Harland, C., Davey, S., DeSerisy, T., Fuller, W. J., Haywood, J. C., Hsieh, Y. J., Kaya, E., Omeyer, L. C. M., Özkan, M., Palmer, J. L., Roast, E., Santillo, D., Schneider, M. J., Snape, R. T. E., Sutherland, K. C., & Godley, B. J. (2024). Marine turtles as bio-indicators of plastic pollution in the eastern Mediterranean. Marine Pollution Bulletin, 201, 116141.
- GESAMP (2015). “Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment” (Kershaw, P. J., ed.). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 90, 96 p.

Indicator Title	*Indicateur commun 24 : ~~Évolution de la quantité de déchets provenant de sources fluviales.~~ Tendances de la quantité de déchets ingérés par les tortues marines et du nombre de tortues marines enchevêtrées dans des déchets.*

- Lazar B., R. Gracan (2011) Ingestion of marine debris by loggerhead sea turtle, Caretta caretta in the Adriatic Sea. Mar. Pollut. Bull. 62, 43-47.
- Mrosovsky N., Ryan G.D., A.James (2009) Leatherback turtles: the menace of plastic. Mar. Pollut. Bull. 58, 287-289.
- Orós, J., Montesdeoca, N., Camacho, M., Arencibia, A., & Calabuig, P. (2016). Causes of stranding and mortality, and final disposition of loggerhead sea turtles (Caretta caretta) admitted to a wildlife rehabilitation center in Gran Canaria Island, Spain (1998-2014): a long-term retrospective study. PLoS One, 11(2), e0149398.
- Claro, F., Fossi, M.C., et al., 2018. Marine litter and sea turtles: A review of the available literature on entanglement and ingestion interactions.
- Darmon, G., Schulz, M., Matiddi, M., Loza, A.L., Tomas, J., Camedda, A., Chaieb, O., El Hili, H.A., Bradai, M.N., Bray, L., Claro, F., Dellinger, T., Dell'Amico, F., de Lucia, G.A., Duncan, E., Gambaiani, D., Jenot, B., Kaberi, H., Kaska, Y., Martin, J., Martinez-Gil Pardo de Vera, M., Moreira, C., Ostrategui, P., Kim Pham, C., Piermarini, R., Revuelta, O., Rodriguez, Y., Silvestri, C., Snape, R., Sozbilen, D., Tsangaris, C., Vale, M., Vandeperre, F., Miaud, C., 2022. Drivers of litter ingestion by sea turtles: Three decades of empirical data collected in Atlantic Europe and the Mediterranean. Marine Pollution Bulletin, 185, 114364.
- European Commission, Joint Research Centre, INDICIT Consortium, 2021. Monitoring Marine Litter Impacts on Marine Turtles: INDICIT II Final Report. European Union.
- OSPAR Commission, 2024. State of Play for Candidate Indicator B.4.6: Marine Turtle Entanglement in Marine Litter. OSPAR Commission. Available at: https://www.ospar.org/site/assets/files/49727/1413add1_state_of_play_b_4_6_def.pdf

Contexte réglementaire et objectifs (autres que l'IMAP)

Le Plan régional de gestion des déchets marins dans la région méditerranéenne, élaboré dans le cadre du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE), du Plan d'action pour la Méditerranée et de la Convention de Barcelone, est le tout premier plan régional juridiquement contraignant adopté par une convention régionale sur les mers (Décision IG. 21/7) qui aborde la question de la gestion des déchets marins à l'échelle régionale de manière cohérente et définit des mesures juridiquement contraignantes aux niveaux régional et national, ainsi que des calendriers de mise en œuvre Le Plan régional a été mis à jour en 2021 (décision IG.25/9) Les principaux objectifs du Plan régional de gestion des déchets marins (ML Management) consistent à prévenir et à réduire la production de déchets marins ainsi que leur impact sur l'environnement marin et côtier, afin d'atteindre un « bon état écologique » (GES), conformément aux objectifs écologiques méditerranéens pertinents et aux cibles relatives aux déchets marins fondées sur l'approche écosystémique, adoptées par le Programme des Nations unies pour l'environnement (PNUE) / Plan d'action pour la Méditerranée en 2012 et 2013, respectivement lors des 17e et 18e réunions des Parties contractantes à la Convention de Barcelone.

L'EU directive-cadre Stratégie pour le milieu marin (MSFD (2008/56/CE) impose aux États membres de l'Union européenne d'élaborer des stratégies devant déboucher sur des programmes de mesures visant à atteindre ou à maintenir un « bon état écologique » (BEE) dans les mers européennes. MSFD définit le cadre dans lequel les États membres doivent atteindre, d'ici 2020, le bon état écologique (GES) de leurs eaux marines, en s'appuyant sur 11 descripteurs. Le descripteur 10 porte sur les déchets marins et précise que le bon état écologique n'est atteint que lorsque « les caractéristiques et les quantités de déchets marins ne causent pas de dommages à l'environnement côtier et marin ». Le CI24 est pleinement harmonisé avec le descripteur 10 de la directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » (MSFD), en particulier avec les critères D10C3 (déchets ingérés par les organismes marins) et D10C4 (individus subissant des effets néfastes dus

Indicator Title	*Indicateur commun 24 : ~~Évolution de la quantité de déchets provenant de sources fluviales.~~ Tendances de la quantité de déchets ingérés par les tortues marines et du nombre de tortues marines enchevêtrées dans des déchets.*

à l'enchevêtrement ou à des blessures), garantissant ainsi la cohérence des cadres d'évaluation tout en évitant les doubles emplois et en réduisant la fragmentation historique des données entre les parties contractantes de l'UE et celles hors UE.

Indicator/Objectifs

La décision IG.27/6 du PNUE/PAM (COP24, Le Caire, Égypte, décembre 2025) a réaffirmé et actualisé les éléments relatifs aux ~~GES~~ BEE pour l'IMAP EO10, y compris pour l'IMAP CI24, en précisant un objectif en matière de ~~GES~~BEE, des niveaux de référence, des valeurs seuils et des objectifs environnementaux.

Objectif ~~GES~~ BEE :

- Tendance à la baisse du contenu stomacal de l'espèce sentinelle[1] ;
- Diminution de la fréquence des cas de tortues marines enchevêtrées ~~prises au piège~~ dans des déchets marins.

Valeurs de référence

- Ingestion : 0,07 g de ML ingéré (poids sec)
- Entanglement: 35 % des individus affectés au sein de l'échantillon ~~concerné~~

Valeurs seuil

- Ingestion : 0,01 g de poids sec de ML ingéré
- Entanglement: 9 % des individus affectés au sein de l'échantillons ~~concerné~~

~~Par ailleurs, dans le cadre du Plan régional de gestion des déchets marins en Méditerranée du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) / Plan d'action pour la Méditerranée de la Convention de Barcelone, adopté par la 18e réunion des Parties contractantes (décision IG.21/7), une série de valeurs de référence et d'objectifs environnementaux relatifs aux déchets marins a été adoptée par la 19e réunion des Parties contractantes (décision IG.22/10) :~~

~~Valeurs de référence pour les tortues marines touchées (%):~~
~~- Valeur minimale : 14%~~
~~- valeur maximale : 92,5%~~
~~- Valeur moyenne : 45,9%~~
~~- Référence proposée : 40-60%~~
~~Objectifs environnementaux pour les tortues marines concernées (en %):~~
~~- Types de cibles : % de diminution du taux d'animaux touchés~~
~~- Minimum : -~~
~~- Maximum: -~~
~~- Objectifs de réduction : Statistiquement significatif~~
~~Valeurs de référence pour les déchets marins ingérés (gr) :~~
~~- Valeur minimale : 0 gr~~
~~- valeur maximale : 14 gr~~
~~- Valeur moyenne : 1,37 gr~~
~~- Référence proposée : 1-3 gr~~
~~Objectifs environnementaux relatifs aux déchets marins ingérés (gr) :~~
~~- Types d'objectifs : baisse en % de la quantité ingérée (en grammes)~~
~~- Minimum : -~~

[1] L'espèce de tortue marine *Caretta caretta*
[1] Espèce *Caretta caretta*

Indicator Title	*Indicateur commun 24 : ~~Évolution de la quantité de déchets provenant de sources fluviales.~~ Tendances de la quantité de déchets ingérés par les tortues marines et du nombre de tortues marines enchevêtrées dans des déchets.*
~~- Maximum:~~ ~~Objectifs de réduction : Statistiquement significatif~~	
Document réglementaire • Programme des Nations Unies pour l'environnement / Plan d'action pour la Méditerranée, Plan régional de gestion des déchets marins en Méditerranée, décision IG.21/7 (2013).[8] • Programme des Nations Unies pour l'environnement / Plan d'action pour la Méditerranée, Programme intégré de suivi et d'évaluation de la mer et du littoral méditerranéens et critères d'évaluation connexes, décision IG.22/7 (2016)[9] • ONU Environnement, Guide législatif sur les déchets marins à l'intention des décideurs politiques (2016[10] • Commission européenne, Directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin », Directive 2008/56/CE (2008)[11] • Commission européenne, Décision relative aux critères et aux normes méthodologiques concernant le bon état écologique des eaux marines (2010)[12] • UNEP/MAP Décision IG.27/6 (2025): Politique et feuille de route 2026-2035 relatives à l'approche écosystémique (EcAp) et Programme intégré de suivi et d'évaluation de la mer et du littoral méditerranéens (IMAP)[13] • UNEP/MAP Décision IG.25/9 (2021). Modifications apportées au Plan régional de gestion des déchets marins en Méditerranée dans le cadre de l'article 15 du Protocole relatif aux sources terrestres[14] • Décision (UE) 2017/848 de la Commission du 17 mai 2017, JO L 125 du 18.5.2017, p. 43-74[15] • PNUE/PAM – Rapport 2017 sur l'état de la qualité de la Méditerranée[16] • Programme des Nations Unies pour l'Environnement (2024). Rapport sur l'état de la qualité en Méditerranée L'état de la mer et du littoral méditerranéen de 2018 à 2023. Athènes. https://wedocs.unep.org/20.500.11822/46733[17] • **UNEP/MED WG.627/Inf.10:** Valeurs de référence (BV) et valeurs seuils (TV) pour l'indicateur candidat IMAP 24[18] • UNEP/MAP SPA/RAC. (2018). Définition des espèces les plus représentatives pour l'indicateur candidat 24 de l'IMAP. Par Fr. Galgani. Ed. SPA/RAC, Tunis: 37 pp + Annexes.[19]	
Méthodes d'analyse des indicateurs	

[8] https://wedocs.unep.org/rest/bitstreams/8222/retrieve (ENG) / https://wedocs.unep.org/rest/bitstreams/8223/retrieve (FR)
[9] https://wedocs.unep.org/rest/bitstreams/8385/retrieve

[10] https://wedocs.unep.org/rest/bitstreams/8385/retrieve
[11] http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0056&from=EN
[12] http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32010D0477(01)&from=EN
[13] https://legacy.spa-rac.org/en/decision/download/1886/ecosystem-approach-ecap-policy-roadmap-and-integrated-monitoring-and-assessment-programme-for-the-mediterranean-sea-and-coast-imap?type=en
[14] https://wedocs.unep.org/rest/api/core/bitstreams/793e1f6e-7b00-4666-b68f-7a7a98368661/content
[15] https://mcc.jrc.ec.europa.eu/documents/ComDec/Com_dec_GES_2017_848_EU.pdf
[16] https://www.unep.org/unepmap/resources/quality-status-report-mediterranean-med-qsr-2017
[17] https://www.unep.org/resources/report/2023-mediterranean-quality-status-report
[18] https://wedocs.unep.org/rest/api/core/bitstreams/91ac9caa-b7ce-40ae-a563-45741819b3ab/content
[19] https://www.rac-spa.org/sites/default/files/doc_marine_litter/imap_eng_web.pdf

Indicator Title	*Indicateur commun 24 : ~~Évolution de la quantité de déchets provenant de sources fluviales.~~ Tendances de la quantité de déchets ingérés par les tortues marines et du nombre de tortues marines enchevêtrées dans des déchets.*

Définition de l'indicateur

L'indicateur est défini comme la quantité (en g ~~de masse sèche~~) de déchets marins ingérés par les organismes marins (par exemple, *caretta caretta*) et le nombre d'individus pris au piège dans ces déchets. Ces mesures sont utilisées pour déterminer si les niveaux d'exposition sont susceptibles d'affecter les populations d'organismes sentinelles.

Caretta caretta étant l'espèce indicatrice sélectionnée

Méthodologie de calcul des indicateurs

~~Oiseaux marins :~~
~~La méthodologie de l'outil proposé par le groupe de travail TGML du MSFD de l'UE s'appuie sur les méthodes de l'objectif de qualité écologique (EcoQO) de la convention OSPAR pour le suivi des particules de déchets présentes dans l'estomac des fulmars boréaux (Fulmarus glacialis). Le contenu stomacal des oiseaux échoués ou retrouvés morts sert à évaluer les tendances et les différences régionales en matière de déchets marins. Les informations générales et les exigences techniques sont décrites en détail dans les documents relatifs à la méthodologie EcoQO du fulmar. Une étude pilote visant à évaluer les méthodes et les sources potentielles de biais a été menée par Van Franeker et Meijboom (2002). Les procédures de dissection des oiseaux, y compris les caractéristiques relatives à l'âge, au sexe, à la cause du décès, etc., ont été décrites dans l'ouvrage de Van Franeker (2004). Des informations complémentaires sur l'EcoQO de l'OSPAR ont été fournies dans les publications de l'OSPAR (2008, 2010a, b) ainsi que dans celles de Van Franeker et al. (2011a, 2011b).~~

~~Tortues marines~~
~~Le contenu digestif des tortues caouannes (Caretta caretta, Linnaeus, 1758) échouées est utilisé pour évaluer les tendances et les différences régionales en matière de déchets marins. Dans de nombreux cas, les animaux échoués sont conservés dans des congélateurs et l'analyse n'est effectuée qu'une fois qu'un nombre suffisant de spécimens a été collecté. Une récente étude pilote visant à évaluer les méthodes et les sources potentielles de biais a été menée en 2012 par l'ISPRA, le CNR-IAMC d'Oristano, la Stazione Zoologica de Naples, l'université de Sienne, l'université de Padoue et l'ArpaToscana. La Caretta caretta se nourrit dans la colonne d'eau et sur les fonds marins. C'est pourquoi ces deux compartiments marins sont pris en compte lors de la quantification des déchets présents dans l'estomac des tortues caouannes échouées.~~

~~Taux d'enchevêtrement chez les animaux échoués :~~
~~Les blessures directes ou les décès sont plus faciles à constater et sont donc signalés plus fréquemment dans les cas d'enchevêtrement que dans ceux d'ingestion de déchets. Cela s'applique à toutes sortes d'organismes : mammifères marins, oiseaux, tortues, poissons, crustacés, etc. Il est toutefois difficile, en se basant uniquement sur l'aspect extérieur d'un animal, de déterminer si un individu donné est mort à la suite d'un enchevêtrement dans des déchets plutôt que pour d'autres causes, notamment un enchevêtrement dans des engins de pêche en activité (prises accessoires). Il est néanmoins possible de distinguer les animaux morts rapidement à la suite d'un enchevêtrement ou d'une mort subite dans des engins de pêche actifs de ceux qui ont connu une agonie prolongée après s'être empêtrés dans des morceaux de filets, de ficelles ou d'autres déchets, car les oiseaux enchevêtrés, qui sont restés pris pendant un certain temps avant leur mort, sont émaciés.~~

~~La proportion d'oiseaux marins retrouvés morts avec des déchets encore accrochés à leur corps, pouvant servir de preuve quant à la cause de leur mortalité, est extrêmement faible. L'utilisation possible des oiseaux échoués empêtrés comme indicateur de la mortalité due aux déchets sera~~

Indicator Title	*Indicateur commun 24 : ~~Évolution de la quantité de déchets provenant de sources fluviales.~~ Tendances de la quantité de déchets ingérés par les tortues marines et du nombre de tortues marines enchevêtrées dans des déchets.*

~~étudiée plus en détail par le groupe de travail TGML de la directive cadre « Stratégie pour le milieu marin » (MSFD) de l'UE.~~
~~Chez les mammifères marins, le nombre d'animaux échoués, et en particulier de cétacés, est souvent élevé, et beaucoup présentent des marques sur le corps laissant supposer qu'ils se sont empêtrés, bien que l'on trouve rarement des restes de cordes ou de filets sur les cadavres. Étant donné que, dans plusieurs régions, des réseaux efficaces de prise en charge des mammifères marins échoués sont déjà en place, les mammifères marins morts devraient, dans la mesure du possible, faire l'objet d'examens pathologiques visant notamment à déterminer la cause de la maladie et du décès, ainsi que le rôle éventuel des déchets marins dans ce contexte.~~

~~Cette question fera l'objet d'une analyse plus approfondie et l'élaboration d'un protocole de surveillance spécifique concernant l'enchevêtrement des mammifères marins dans les déchets marins sera envisagée dans le prochain rapport du EU MSFD TGML.~~

~~Ingestion de déchets par les mammifères marins et risques d'enchevêtrement :~~
~~On sait qu'un grand nombre d'espèces de baleines et de dauphins ingèrent des déchets. Bien que les taux d'incidence connus liés à l'ingestion de déchets soient généralement trop faibles pour justifier, à ce stade, une recommandation standard de surveillance dans le cadre de l'ECAP, on peut également faire valoir que le nombre d'animaux ayant fait l'objet d'une étude pathologique est lui aussi faible. Les mammifères marins morts devraient, dans la mesure du possible, faire l'objet d'examens pathologiques visant notamment à déterminer la cause de la maladie et du décès, ainsi que l'implication éventuelle des macro- et micro-déchets marins ingérés dans ce contexte.~~
~~L'élaboration d'un protocole de suivi de l'ingestion de déchets marins par les mammifères marins, selon les différentes catégories de taille, sera donc abordée dans le prochain rapport du TSG ML.~~
~~The development of a protocol for monitoring marine mammal ingestion of marine debris, broken down by size category, will therefore be addressed in the next TSG ML report.~~

1. Calcul des indicateurs relatifs à l'ingestion de déchets marins

L'ingestion est évaluée en prenant la **tortue caouanne *(Caretta caretta)*** comme principale espèce sentinelle. ~~, à partir de données issues à la fois de spécimens morts ayant fait l'objet d'une autopsie et de spécimens vivants hospitalisés.~~ Le seuil relatif à l'ingestion de déchets est évalué sur la base des données issues des nécropsies de tortues mortes. Toutefois, il est fortement recommandé de collecter des données sur les tortues vivantes afin d'accroître la puissance des analyses statistiques dans un avenir proche.

- **Fréquence d'occurrence (FO %) :** Cette mesure correspond au pourcentage d'individus d'un échantillon ayant ingéré des déchets marins.

  Calcul :

$$FO\% = \left(\frac{\text{nombre d'individus nécropsiés ayant ingéré des déchets}}{\text{Nombre total d'~~e~~ individus nécropsiés étudiés}}\right) \times 100$$

  Le « nombre total d'individus étudiés » doit inclure ceux chez lesquels aucun déchet n'a été détecté dans le tube digestif, afin de garantir une moyenne représentative de la population.

- **Masse sèche moyenne ~~Mean Dry Mass~~:** Alors que le FO% permet de suivre les taux de rencontre régionaux, la masse sèche moyenne des déchets ingérés par animal (exprimée en grammes, avec une précision à la deuxième décimale) constitue l'indicateur

Indicator Title	*Indicateur commun 24 : ~~Évolution de la quantité de déchets provenant de sources fluviales.~~ Tendances de la quantité de déchets ingérés par les tortues marines et du nombre de tortues marines enchevêtrées dans des déchets.*

quantitatif principal et l'information essentielle requise par les programmes nationaux de surveillance au titre de la directive-cadre sur l'eau (CI 24) pour évaluer les écarts par rapport aux valeurs seuils établies ; il s'agit également du principal indicateur quantitatif utilisé pour définir le bon état écologique (BEE).

Calcul : La masse sèche totale (exprimée avec une précision de 0,01 g) de tous les éléments de ~~déchets objets en plastique~~ trouvés par personne, calculée en moyenne sur l'ensemble de l'échantillon.

*Valeurs Seuils (VS) Le respect des objectifs en matière d'égalité entre les sexes (GES) est évalué par rapport à des seuils quantifiés fixés à **0,01 g de poids sec**.*

- **Proxy de santé (portée vs alimentation) :** Afin d'obtenir une évaluation plus nuancée de l'état de santé, la masse sèche des éléments de ~~s~~ déchet ~~plastique~~ ingéré est comparée à la masse sèche **des restes alimentaires naturels (FOO)** présents dans le même spécimen.

2. Calcul des indicateurs d'enchevêtrement et de blessures physiques

La méthodologie vise à distinguer précisément les impacts liés aux engins de pêche abandonnés, perdus ou rejetés (ALDFG) de ceux liés aux prises accessoires provenant d'engins en activité. Pour y parvenir, il est recommandé d'appliquer l'ensemble des quatre critères diagnostiques établis par le consortium INDICIT II, dans le cadre d'un projet financé par l'Union européenne. Il est recommandé de prendre des photos (par exemple, des éléments de déchets marins ou des impacts clairement visibles sur l'état de l'individu) et de préciser, dans la colonne « Remarques » de la base de données, lorsque les éléments de déchets marins peuvent être identifiés (par exemple, emballages, ballons de fête, Biomédias, etc.). Ces critères couvrent l'ensemble des situations pouvant se présenter sur le terrain — y compris les cas douteux —, qui doivent toutes être systématiquement consignées et intégrées dans la base de données nationale afin d'éviter toute interprétation erronée du « bon état écologique » (BEE) :

1. Critères permettant d'identifier les cas d'enchevêtrement dans les déchets marins : Évaluation de l'origine des débris (par exemple, sangles d'emballage d'origine terrestre, sacs en plastique) et de la dégradation des matériaux (indiquant une exposition prolongée en mer avant tout contact avec les animaux).
2. Critères permettant d'identifier les prises accessoires dans les engins de pêche actifs : Signes diagnostiques d'interactions actives avec les pêcheries commerciales ciblées (par exemple, présence de poissons cibles dans les engins de pêche, coupures nettes et récentes, ou marques typiques des filets utilisés).
3. Critères permettant d'identifier les cas douteux : Cas où l'objet ayant causé l'enchevêtrement est manquant ou où les indices structurels sont insuffisants pour distinguer avec certitude un enchevêtrement dû à des déchets marins d'une prise accessoire active. (Remarque : Ces cas doivent être enregistrés et conservés dans la base de données).
4. Critères permettant d'identifier les prises accidentelles dans les structures actives : Situations dans lesquelles des organismes se retrouvent empêtrés ou piégés dans des infrastructures maritimes non liées à la pêche (par exemple, des amarres, des bouées industrielles ou des structures de signalisation).

- **Fréquence des enchevêtrements :** Le pourcentage d'individus recensés dans le réseau de surveillance des échouages présentant des signes évidents d'avoir été « enchevêtrés, piégés ou coincés » dans des déchets d'origine humaine.
  - *Seuils :* Les valeurs cibles sont fixées à **9 % de l'échantillon concern**é.

Indicator Title	*Indicateur commun 24 : ~~Évolution de la quantité de déchets provenant de sources fluviales.~~ Tendances de la quantité de déchets ingérés par les tortues marines et du nombre de tortues marines enchevêtrées dans des déchets.*

- **Indice de gravité de l'impact :** Les blessures sont classées selon une échelle de gravité normalisée —**légères, modérées, graves ou extrêmes** — afin de quantifier leur impact sur la viabilité des animaux et le renouvellement de la population.

3. Traitement normalisé des données (normes définies par les projets de l'UE : Protocole INDICIT - Déchets marins MED -)

Afin de garantir la comparabilité au niveau régional et d'éliminer la fragmentation des données, tous les calculs doivent respecter les protocoles de suivi des interactions entre les déchets marins et les tortues marines (ingestion et enchevêtrement), dans le but d'harmoniser les méthodes de collecte de données pour le suivi et l'évaluation en Méditerranée **Classification des déchets :** Les déchets doivent être comptabilisés et déclarés selon les catégories normalisées de l'IMAP : **IND PLA** (granulés industriels), **USE SHE** (feuilles/sacs), **USE THR** (fils/lignes de pêche), **USE FOA** (mousse), **USE FRA** (fragments) et **USE POTH** (autres plastiques) et « AUTRES » (déchets non plastiques).

- **Taille :** Seuls les fragments ≥ 1 mm sont pris en compte dans le calcul. Celles-ci sont ensuite classées en micro-débris (1 à 5 mm), méso-débris (5–25 mm) et macro-débris (> 25 mm) afin de permettre une analyse détaillée de la pression.
- **Précision et identifiant de l'échantillon :** Toutes les données morphométriques (par exemple, **CCL, SCL**) utilisées pour corréler la masse des débris et le stade de développement doivent être indiquées avec une **précision de 0,01** cm.

Unités d'indication

Pour la tortue caouanne (Caretta caretta), les obligations de déclaration sont réparties en plusieurs catégories selon les unités normalisées suivantes :

1. Mesures relatives à l'ingestion de déchets marins

- **Fréquence d'occurrence (FO %) :** Exprimé en pourcentage (%) des individus d'un échantillon chez lesquels on a constaté la présence de déchets ingérés.
- **Quantité par masse :** (poids en grammes, avec une précision de trois décimales) : il s'agit de la principale information utile pour le programme de surveillance.
- **Ratio Proxy Santé** Comparaison entre la masse sèche (en g) du plastique ingéré et celle des **restes alimentaires (FOO)** (en g), toutes deux exprimées avec une **précision de 0,01.**

2. Mesures d'enchevêtrement et de blessures physiques

- **Fréquence des enchevêtrements :** Exprimé en pourcentage (%) des individus de l'échantillon ayant subi des effets négatifs liés à l'interaction avec les déchets.
- **Caractérisation qualitative et typologique de l'enchevêtrement** Afin de garantir le respect des normes régionales de surveillance prévues par la directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » (MSFD) et le programme IMAP, chaque cas d'enchevêtrement enregistré doit être documenté à l'aide de trois flux de données qui se recoupent : *Fréquence d'apparition, typologie des déchets et gravité de l'impact.*
  a. Échelle de gravité des impacts : Impact qualitatif classé selon des codes de gravité normalisés (Aucun, Faible, Moyen, Grave, Extrême).
  b. Typologie et caractérisation des déchets : Afin d'identifier précisément la source de pression, les matériaux responsables de l'enchevêtrement doivent être classés à l'aide de la liste de référence normalisée des déchets marins. Les paramètres clés à consigner comprennent :

Indicator Title	*Indicateur commun 24 : ~~Évolution de la quantité de déchets provenant de sources fluviales.~~ Tendances de la quantité de déchets ingérés par les tortues marines et du nombre de tortues marines enchevêtrées dans des déchets.*

- **Catégorie de déchet :** Distinction générale entre les sources marines (par exemple, filets monofilaments, cordages tressés, lignes d'aquaculture, casiers) et les sources terrestres (par exemple, sangles d'emballage, sacs en plastique, plastiques à usage unique, anneaux de packs de six).
- **Couleur de l'élément :** Classés selon ~~11~~ 7 grandes catégories de couleurs ~~(par exemple : blanc/translucide/transparent, bleu, noir, vert~~ c.-à-d. : noir/gris ; bleu/vert ; brun ; transparent/translucide ; blanc/crème ; jaune ; orange/rose/rouge) afin d'évaluer les facteurs potentiels de sélectivité visuelle ou d'attraction chez les organismes marins.
- **État de dégradation du matériau :** Une évaluation qualitative déterminant si les déchets présentent des signes d'altération importante due aux intempéries ou d'encrassement biologique (indiquant la présence d'engins de pêche abandonnés ou de déchets historiques) ou s'ils sont en parfait état (indiquant des interactions avec des prises accessoires issues d'une pêche active).

3. Données morphométriques et données relatives aux spécimens obligatoires

Afin de permettre une analyse de la vulnérabilité adaptée à chaque stade de vie, les paramètres suivants doivent être indiqués pour chaque spécimen :

- **Longueur courbe standard de la carapace courbe (CCLs) et longueur de la carapace droite (SCL) :** Mesuré en **centimètres (cm)** avec une **précision de 0,01.**
- **Largeur du plastron :** Mesuré en **centimètres (cm)** avec une **précision de 0,01.**
- **Masse corporelle totale :** Poids total de l'animal exprimé en **kilogrammes (kg)** avec une **précision de 0,01**

Liste des documents d'orientation et des protocoles disponibles

- **UNEP/MAP SPA/RAC (2018)**. Protocoles de suivi des interactions entre les déchets marins et les tortues marines (ingestion et enchevêtrement), en vue d'harmoniser les méthodes de collecte de données pour le suivi et l'évaluation en Méditerranée
- **Groupe technique Déchets marins du MSFD, Groupe technique Déchets marins du MSFD, ,12 Galgani, F., Giorgetti, A., Vinci, M., et al. (2023).** *Lignes directrices relatives à la surveillance des déchets marins dans les mers européennes : Une mise à jour visant à améliorer la surveillance harmonisée des déchets marins dans le cadre de la directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin ».* Rapport technique du Centre commun de recherche (CCR), EUR 31433 EN, Office des publications de l'Union européenne, Luxembourg. doi:10.2760/027357 (JRC133594).
- **INDICIT II.** (2020). *Protocole standard de surveillance de l'enchevêtrement des tortues marines et de la faune et de la flore marines dans les déchets marins* Mise en œuvre des indicateurs relatifs aux déchets marins affectant les tortues marines et la biote dans les zones couvertes par les conventions maritimes régionales et par la directive-cadre Stratégie pour le milieu marin.
- **SPA/RAC – ONU-Environnement/PAM.** (2019) *Stratégie opérationnelle de suivi des déchets IMAP CI 24 ingérés par les tortues marines (par G. Darmon, M. Matiddi, C. Miaud et C. Silvestri).* Déchets marins – MED.
- **Programme des Nations Unies pour l'environnement / Plan d'action pour la Méditerranée. (2013)** *Décision IG.21/7: Plan régional de gestion des déchets marins en Méditerranée dans le cadre de l'article 15 du Protocole relatif aux sources terrestres* Programme des Nations Unies pour l'environnement
- **Programme des Nations Unies pour l'environnement / Plan d'action pour la Méditerranée.** (2025) *Décision IG.27/6 :* Politique et feuille de route 2026-2035 relatives

Indicator Title	*Indicateur commun 24 : ~~Évolution de la quantité de déchets provenant de sources fluviales.~~ Tendances de la quantité de déchets ingérés par les tortues marines et du nombre de tortues marines enchevêtrées dans des déchets.*

à l'approche écosystémique (EcAp) et Programme intégré de suivi et d'évaluation de la mer et du littoral méditerranéens (IMAP) (UNEP/MED IG.27/L.2/Add.6).

- Programme des Nations Unies pour l'environnement / Commission océanographique intergouvernementale, Lignes directrices relatives à l'étude et à la surveillance des déchets marins (2009)
- PNUE / Plan d'action pour la Méditerranée, Programme intégré de suivi et d'évaluation, document d'orientation (2016) (UNEP(DEPI)/mED_IG.22/Inf.7). Groupe de travail « Déchets marins » de la directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » de l'UE, Lignes directrices sur le suivi des déchets marins dans les mers européennes (2013).

Fiabilité des données et incertitudes

~~**Oiseaux marins :**~~
~~La méthodologie mentionnée dans cet outil repose sur une méthodologie OSPAR consensuelle, élaborée au fil des ans en collaboration avec le CIEM et OSPAR, et dont la qualité a été pleinement validée par sa publication dans des revues scientifiques à comité de lecture (Van Franeker et al., 2011a). La méthodologie EcoQO a été testée et mise en œuvre de manière exhaustive sur les fulmars boréaux (Fulmarus glacialis), y compris ceux provenant de l'Arctique canadien et du nord du Pacifique. Tous les détails méthodologiques peuvent être appliqués à d'autres oiseaux marins à bec tubulaire (Procellariiformes) sans aucune modification, ou avec des modifications très mineures. Des études expérimentales sont menées sur des puffins provenant des régions les plus méridionales de l'Atlantique Nord et de la Méditerranée Dans d'autres familles d'oiseaux marins, il peut s'avérer nécessaire d'adapter les méthodes, car la morphologie de l'estomac, l'écologie alimentaire et la régurgitation du contenu non digestible de l'estomac diffèrent et peuvent influencer les approches méthodologiques.~~
~~**Tortues marines :**~~
~~L'assurance qualité et le contrôle qualité (AQ/CQ) font défaut en raison de l'absence de programmes de suivi à long terme. Il est nécessaire de publier davantage d'articles dans des revues scientifiques à comité de lecture.~~

~~Les lacunes précédentes en matière d'assurance qualité et de contrôle qualité (AQ/CQ), dues à l'absence de programmes de suivi à long terme, ont été comblées par les résultats scientifiques obtenus ces dernières années (Camedda et al., 2014 ; consortium INDICIT, 2018 ; Matiddi et al., 2011 ; 2017 ; 2019).~~ Les lacunes antérieures en matière d'assurance et de contrôle de la qualité (AQ/CQ), largement liées à l'absence de programmes de surveillance à long terme harmonisés, ont été considérablement réduites grâce à l'élaboration de méthodologies standardisées et à la mise en œuvre d'initiatives coordonnées de surveillance (Camedda et al., 2014 ; INDICIT Consortium, 2018 ; Matiddi et al., 2011 ; 2017 ; 2019). Toutefois, une analyse récente (INDICIT Consortium, 2021) indique que des séries de données supplémentaires à long terme restent nécessaires afin d'accroître la puissance statistique et d'améliorer la détection des facteurs environnementaux et biologiques susceptibles d'influencer l'ingestion de déchets marins par les tortues caouannes.

Méthodologie de suivi, portée temporelle et spatiale

Méthodes disponibles pour la surveillance et protocoles de surveillance :

~~Oiseaux marins :~~
~~Les cadavres d'oiseaux sont conservés congelés jusqu'à leur analyse. Les méthodes standardisées de dissection des cadavres de fulmars ont été publiées dans un manuel dédié (Van Franeker, 2004)~~

Indicator Title	*Indicateur commun 24 : ~~Évolution de la quantité de déchets provenant de sources fluviales.~~ Tendances de la quantité de déchets ingérés par les tortues marines et du nombre de tortues marines enchevêtrées dans des déchets.*

~~et font l'objet d'un étalonnage international lors d'ateliers annuels. Les analyses du contenu stomacal ainsi que les méthodes de traitement des données et de présentation des résultats ont été décrites en détail dans Van Franeker & Meijboom (2002) et mises à jour dans des rapports ultérieurs (van Franeker et al., 2011a, b). Lors des autopsies, une série complète de données est enregistrée afin de déterminer le sexe, l'âge, le statut reproductif, la cause probable du décès, l'origine et d'autres éléments. L'âge, seule variable identifiée comme influençant la quantité de déjections dans le contenu stomacal, est largement déterminé par le développement des organes sexuels (taille et forme) et par la présence de la bourse de Fabricius (organe de type glandulaire situé près de l'extrémité de l'intestin, qui intervient dans le système immunitaire des jeunes oiseaux ; il est bien développé chez les poussins, mais disparaît au cours de la première année de vie ou peu après). Après la dissection, les estomacs des oiseaux sont ouverts à des fins d'analyse. L'estomac des fulmars se compose de deux « parties » : la nourriture y est d'abord stockée et commence à être digérée dans un grand estomac glandulaire (le proventricule), puis elle passe dans un petit estomac musculaire (le gésier), où les restes de proies plus durs peuvent être broyés mécaniquement. Afin d'optimiser le rapport coût-efficacité du suivi, les analyses du contenu du proventricule et du gésier sont regroupées ; toutefois, il convient d'envisager, dans la mesure du possible, de réaliser des analyses distinctes à titre facultatif.~~

~~Le contenu de l'estomac est soigneusement rincé dans une passoire à mailles de 1 mm, puis transféré dans une boîte de Pétri pour être trié à l'aide d'un microscope binoculaire. On utilise un maillage de 1 mm car les mailles plus fines s'obstruent facilement avec le mucus provenant de la paroi de l'estomac et les résidus alimentaires. Les analyses réalisées avec des mailles plus fines se sont avérées extrêmement longues, et les particules de moins de 1 mm semblaient rares dans les estomacs, ne contribuant que très peu à la masse de plastique.~~
~~Si des polluants de type huileux ou chimique sont présents, il est possible d'en prélever un sous-échantillon et de le peser avant de rincer le reste du contenu de l'estomac. Si des substances collantes entravent le traitement ultérieur des objets trouvés dans les déchets, on utilise de l'eau chaude et des détergents pour rincer le matériel afin de le nettoyer, si nécessaire, en vue d'un tri et d'un comptage ultérieurs au microscope binoculaire.~~
~~Dans le Fulmar EcoCO, le contenu stomacal est classé par catégories, et ce classement sert de base au suivi de la biote marine ingérée par les oiseaux marins, les tortues marines et les poissons. Dans le Fulmar EcoCO, le contenu stomacal est classé par catégories, et ce classement sert de base au suivi de la biote marine ingérée par les oiseaux marins, les tortues marines et les poissons. C'est parce que, dans la plupart des cas, il n'est pas possible d'associer sans ambiguïté les particules à des objets précis. Mais lorsque cela est possible, dans les notes figurant dans les fiches techniques, les éléments doivent être décrits et classés dans une catégorie de déchets~~

~~liste de référence, telle que la « Master List » élaborée par le groupe TGML de la directive-cadre « Stratégie pour le cadre marin » (MSFD) de l'UE. Pour chaque catégorie ou sous-catégorie de déchets, on procède à une évaluation des éléments suivants :~~
~~i. Incidence (pourcentage d'estomacs examinés contenant des déchets) ;~~
~~ii. Abondance en nombre (nombre moyen d'éléments par individu) et~~
~~iii. abondance en masse (poids en grammes, avec une précision à la 4e décimale)~~

~~Tortues marines :~~
La surveillance doit se conformer aux protocoles relatifs à la surveillance des interactions entre les déchets marins et les tortues marines (ingestion et enchevêtrement), en vue d'harmoniser les méthodes de collecte de données pour la surveillance et l'évaluation en Méditerranée. Ce cadre régional s'inscrit dans le droit fil des protocoles de la directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » (MSFD) relatifs au suivi des déchets ingérés par les tortues marines (Caretta caretta) et à l'échantillonnage des déchets excrétés par les tortues marines vivantes (analyse des crottes), qui

Indicator Title	*Indicateur commun 24 : ~~Évolution de la quantité de déchets provenant de sources fluviales.~~ Tendances de la quantité de déchets ingérés par les tortues marines et du nombre de tortues marines enchevêtrées dans des déchets.*

définissent les méthodologies opérationnelles pour la collecte des données.

La tortue caouanne (Caretta caretta) est une espèce protégée (CITES) ; par conséquent, seules les personnes habilitées sont autorisées à la manipuler. Dès la découverte de l'animal, celle-ci doit être signalée aux autorités compétentes et l'intervention doit être coordonnée avec les autorités locales (conformément à la législation nationale). Sur la base des premières observations et, si possible, dès le lieu de la découverte, certaines données doivent être consignées sur une fiche « Données d'identification ». L'animal doit être transporté vers un centre de service agréé en vue d'une autopsie. Si le corps est trop décomposé, il convient d'évaluer l'intégrité du tube digestif avant de le remettre à l'entreprise agréée chargée de son élimination. Si l'autopsie ne peut être effectuée immédiatement après la récupération, la carcasse doit être congelée à -16 °C, au sein du centre de réhabilitation.

Avant l'autopsie, il convient de procéder aux mesures morphométriques et de les consigner sur une fiche de données appropriée. Il faut procéder à un examen externe de l'animal, notamment en inspectant sa cavité buccale afin de détecter la présence éventuelle de corps étrangers. La méthodologie proposée dans le rapport du groupe de travail TGML sur la directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » (MSFD) de l'UE pourrait être suivie pour procéder à une dissection de l'animal afin de mettre à nu son système gastro-intestinal (GI). La procédure d'échantillonnage du contenu du tractus gastro-intestinal décrite ci-dessous peut être appliquée à n'importe quelle partie de celui-ci : la partie concernée doit être placée dans un bécher gradué de taille appropriée, préalablement pesé sur une balance électronique (précision de ± 1 g). La section du GI doit être ouverte et son contenu vidé dans le bécher à l'aide d'une spatule, puis le poids net et le volume du contenu doivent être notés. Il convient d'examiner le GI et de noter tout ulcère ou toute lésion causée par des objets en plastique dur.

Il convient d'inspecter le contenu afin de détecter la présence éventuelle de goudron, d'huile ou de matériaux particulièrement fragiles, qui doivent être retirés et traités séparément. La partie liquide, le mucus et les matières digérées non identifiables doivent être éliminés en lavant le contenu à l'eau douce à travers un tamis de 1 mm, puis en rinçant l'ensemble des matières retenues par le tamis de 1 mm dans de l'alcool à 70 %[20], et enfin à nouveau à l'eau douce. Les échantillons conservés doivent être placés dans des sachets en plastique ou des pots, étiquetés puis congelés, sans oublier d'indiquer le code de l'échantillon et la section correspondante du GI. Enfin, le contenu peut alors être envoyé pour analyse. Si le contenu est conservé dans un fixateur liquide, il convient de noter la composition du produit ainsi que le pourcentage de dilution, puis de communiquer ces informations au personnel chargé des analyses ultérieures.

Pour l'analyse du contenu de~~–~~ système gastro-intestinal ~~l'estomac~~, il convient de séparer la composante organique (c.-à-d. contenu séché) de tout autre élément ou matière (déchets marins). La composition des déchets marins doit être analysée et classée à l'aide d'un stéréomicroscope, selon la méthode décrite dans le protocole relatif à l'ingestion chez les oiseaux (Van Franeker et al., 2005 ; 2011b ; Matiddi et al., 2011) et à l'aide d'une fiche technique standard.

La fraction des déchets marins doit être séchée à température ambiante et la fraction organique à 30 °C. Les deux fractions doivent être pesées, y compris les différentes catégories d'objets identifiées au sein de la fraction des déchets marins. Il convient également de mesurer le volume des déchets retrouvés, en observant la variation du niveau d'eau dans un bécher gradué, lorsque les objets sont immergés sans air. Si possible, il conviendrait également de distinguer différentes catégories d'« aliments ». Sinon, les échantillons secs doivent être conservés dans des sachets étiquetés et envoyés

[20] À titre d'alternative, le contenu peut être rincé uniquement à l'eau, afin d'éviter la manipulation d'alcool.

Indicator Title	*Indicateur commun 24 : ~~Évolution de la quantité de déchets provenant de sources fluviales.~~ Tendances de la quantité de déchets ingérés par les tortues marines et du nombre de tortues marines enchevêtrées dans des déchets.*

à un taxonomiste spécialisé. Le TGML du MSFD de l'UE recommande une méthode facultative pour le prélèvement d'échantillons de déjections excrétées par des tortues marines vivantes (analyse des crottes) en cas de découverte d'un spécimen vivant.

Pour l'analyse des tortues, le contenu digestif ~~de leur estomac~~ (c.-à-d. l'œsophage, l'estomac et les intestins dans leur ensemble) est classé selon les mêmes catégories que pour les oiseaux. Conformément à la méthode appliquée aux oiseaux marins, l'abondance en masse (poids en grammes, avec une précision de trois décimales) constitue la principale information utile pour le programme de suivi. D'autres informations, telles que la couleur des objets, le volume des déchets, les différents types de déchets, la répartition des déchets entre l'œsophage, l'intestin et l'estomac, ainsi que la fréquence et l'abondance exprimées en nombre par catégorie de déchets, sont utiles pour la recherche et l'analyse d'impact. La taille des particules doit être ≥ 1 mm (le contenu de l'estomac est filtré à travers un tamis à mailles de 1 mm)[21].

Pour chaque individu, le lieu de collecte doit être enregistré, ainsi que le mode de récupération (par exemple, échoué, capturé accidentellement ou flottant) et l'état/la fraîcheur de la carcasse. Ces métadonnées sont importantes pour analyser les tendances spatiales et temporelles de l'ingestion de déchets et pour mieux déterminer la zone probable où les déchets ont été ingérés.

Sources de données disponibles

- ~~Association méditerranéenne pour la sauvegarde des tortues marines (MEDASSET) : http://www.medasset.org~~
- Centres de sauvetage et de premiers secours pour les tortues marines, réseaux nationaux d'assistance aux animaux échoués, instituts nationaux de recherche

Références supplémentaires et méthodologie : Ces références constituent les fondements juridiques et méthodologiques de vos indicateurs (ingestion et enchevêtrement) et représentent les mises à jour officielles des politiques dans le cadre des cycles d'évaluation en cours.

Pour le protocole 1 (SPA/RAC et INDICIT) :

- Consortium INDICIT / SPA/RAC (2021). *Protocoles de suivi des interactions entre les déchets marins et les tortues marines (ingestion et enchevêtrement), en vue d'harmoniser les méthodes de collecte de données pour le suivi et l'évaluation en Méditerranée.* Centre d'activité régional pour les zones spécialement protégées (SPA/RAC) - PNUE/PAM, Tunis.

Pour le protocole n° 2 (Mers européennes / Lignes directrices relatives à la directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin ») :

- **Groupe technique Déchets marins du MSFD, Groupe technique Déchets marins du MSFD, ,12 Galgani, F., Giorgetti, A., Vinci, M., et al.** (2023) *Lignes directrices relatives à la surveillance des déchets marins dans les mers européennes : Une mise à jour visant à améliorer la surveillance harmonisée des déchets marins dans le cadre de la directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin ».* Rapport technique du Centre commun de recherche (CCR), EUR 31433 EN, Office des publications de l'Union européenne, Luxembourg. doi:10.2760/027357 (JRC133594).

[21] Le protocole INDICIT-SPA/RAC (2021) recommande également de collecter des paramètres relatifs à l'état corporel. Bien que ces paramètres soient considérés comme secondaires, car leur collecte nécessite un temps supplémentaire, ils sont fortement recommandés, car ils peuvent contribuer de manière significative à l'interprétation des résultats en renforçant les analyses statistiques visant à identifier les facteurs influençant les interactions des tortues avec les déchets marins et leurs effets potentiels sur leur état de santé.

Indicator Title	*Indicateur commun 24 : ~~Évolution de la quantité de déchets provenant de sources fluviales.~~ Tendances de la quantité de déchets ingérés par les tortues marines et du nombre de tortues marines enchevêtrées dans des déchets.*

Orientations relatives à la couverture géographique et sélection des stations de surveillance

~~Oiseaux marins :~~

~~Les oiseaux morts sont récupérés sur les plages ou proviennent de cas de mortalité accidentelle, tels que les victimes de palangres, les oisillons tués sur la route, etc. (pour la méthodologie, voir Van Franeker, 2004). Cet outil s'applique aux régions où l'on trouve des fulmars ; pour des espèces d'oiseaux marins similaires, telles que celles de la famille des tubenoses, la méthodologie peut suivre cette approche. Cet outil s'applique aux régions où l'on trouve des fulmars ; pour des espèces d'oiseaux marins similaires, telles que celles de la famille des tubenoses, la méthodologie peut suivre cette approche.~~

~~Tortues marines :~~

~~Les tortues de mer mortes sont récupérées sur les plages ou en mer à la suite de mortalités accidentelles, notamment celles causées par les engins de pêche (prises accessoires) ou par des collisions avec des bateaux. Cet outil s'applique à la région de la mer Méditerranée.~~

Échouages de tortues marines : Les patrouilles régulières menées par les membres des réseaux nationaux de surveillance des échouages le long du littoral constituent les principaux moyens permettant de détecter, de récupérer et de répertorier les tortues marines mortes échouées.

Tortues marines vivantes : Les centres de réhabilitation et de soins qui accueillent les tortues marines sauvées par les pêcheurs et d'autres acteurs impliqués dans les opérations de sauvetage constituent d'importantes sources d'informations sur les individus vivants affectés par les déchets marins, notamment ceux pris dans des filets.
Suivi agrégé à trois niveaux distincts :

Au niveau **local** (en mettant l'accent sur les aires marines protégées (AMP) et les SPAMI afin de cerner les pressions aiguës),

National (le long des côtes)

Au niveau **régional** (Méditerranée occidentale, Adriatique, Méditerranée centrale et région égéenne-levantine) afin d'aborder la question de la dynamique transfrontalière des déchets.

Guide sur la portée temporelle

~~**Oiseaux marins :**~~

~~Un échantillonnage en continu est nécessaire. Il est recommandé de disposer d'un échantillon d'au moins 40 oiseaux pour obtenir une moyenne annuelle fiable pour une zone donnée. Toutefois, même les années où l'échantillon est restreint peuvent être prises en compte dans l'analyse des tendances, car celles-ci sont basées sur des oiseaux individuels et non sur des moyennes annuelles. Pour tirer des conclusions fiables sur l'évolution ou la stabilité des quantités de litière ingérées, il est nécessaire de disposer de données portant sur des périodes de 4 à 8 ans (selon la catégorie de litière).~~

~~Tortues marines :~~

~~Un échantillonnage en continu est nécessaire. Il convient de définir la taille minimale de l'échantillon par rapport à la population, ainsi que l'année et la période d'échantillonnage, afin de pouvoir tirer des conclusions fiables quant à l'évolution ou à la stabilité des quantités de déchets ingérés.~~

Afin d'assurer un suivi rigoureux des impacts des déchets marins dans le cadre de l'objectif écologique n° 10, l'échantillonnage continu doit respecter **une taille minimale d'échantillon**

Indicator Title	*Indicateur commun 24 : ~~Évolution de la quantité de déchets provenant de sources fluviales.~~ Tendances de la quantité de déchets ingérés par les tortues marines et du nombre de tortues marines enchevêtrées dans des déchets.*

de 50 tortues marines (*Caretta caretta*) par zone d'évaluation chaque année. Cette taille d'échantillon offre la puissance statistique nécessaire pour évaluer les tendances par rapport aux valeurs seuils régionales récemment établies pour l'indicateur commun 24 (CI24).

Les analyses de tendances doivent être menées sur des **périodes de 3 à 6 ans** afin d'éliminer les variations naturelles et environnementales. De plus, les données relatives à l'ingestion recueillies sur des spécimens vivants doivent être affinées au cours d'une période d'observation obligatoire d'un mois[22] dans des centres de sauvetage agréés, afin de garantir l'élimination complète des débris et la concordance avec les résultats de l'autopsie.

Résultats de l'analyse et de l'évaluation des données

Analyse statistique et principes d'agrégation

~~Oiseaux marins :~~

~~En raison des variations potentielles des données annuelles, il est recommandé de définir les « niveaux actuels » comme la moyenne de l'ensemble des données recueillies au cours des cinq dernières années, cette moyenne correspondant à la « moyenne de la population », qui inclut les individus chez lesquels aucune déjection n'a été trouvée dans l'estomac.~~

~~Comme indiqué, les données EcoQO relatives aux fulmars boréaux portent sur le contenu combiné de l'estomac glandulaire (proventricule) et de l'estomac musculaire (gésier). Les résultats des différentes tranches d'âge sont regroupés, à l'exception des poussins et des oisillons, qui doivent être traités séparément. Il convient de vérifier régulièrement les biais potentiels liés à la répartition par âge au sein des échantillons.~~

~~Dans l'étude Fulmar EcoQO, la signification statistique des tendances observées concernant les déchets ingérés, c'est-à-dire les plastiques, repose sur une régression linéaire des données transformées par le logarithme naturel (ln) de la masse des déchets (d'une catégorie donnée) présents dans chaque estomac, en fonction de l'année de collecte. Les tendances « récentes » sont définies comme celles calculées à partir de l'ensemble des données recueillies au cours des dix dernières années. Le Fulmar EcoQO se concentre sur l'analyse des tendances concernant les plastiques industriels, les plastiques à usage grand public et leur total combiné.~~

~~**Tortues marines :**~~

~~Des programmes spécifiques de surveillance à long terme sont nécessaires pour évaluer les tendances.~~

Échelles spatiales imbriquées : Les résultats sont regroupés à trois niveaux : Au niveau local (aires marines protégées) pour la détection des pressions aiguës, au niveau national pour les rapports de gestion, et au niveau sous-régional (par exemple, Méditerranée occidentale, Adriatique) pour l'évaluation à l'échelle du bassin.

Moyenne temporelle : Pour une évaluation fiable des tendances, il est recommandé de disposer d'un échantillon d'au moins 50 tortues par an, la stabilité étant évaluée sur des périodes de 3 à 6 ans.

Résultats attendus de l'évaluation

- ~~Élaborer un objectif de qualité écologique (ECOQ) concernant l'ingestion de déchets par des espèces indicatrices adaptées à la surveillance (tortues marines) et soutenir la~~

[22] ~~Au moins un mois, conformément au protocole SPA/RAC-INDICIT, et jusqu'à deux mois après l'arrivée de l'individu~~

Indicator Title	*Indicateur commun 24 : ~~Évolution de la quantité de déchets provenant de sources fluviales.~~ Tendances de la quantité de déchets ingérés par les tortues marines et du nombre de tortues marines enchevêtrées dans des déchets.*

~~mise en œuvre de la surveillance de cet indicateur (renforcement des capacités, transfert de technologies).~~

- ~~Identifier de nouvelles espèces indicatrices des impacts (enchevêtrement, ingestion, microplastiques) grâce à des évaluations en laboratoire et sur le terrain, et définir des seuils de préjudice.~~

Les tendances temporelles concernant la quantité de déchets ingérés par les organismes marins et le nombre d'individus pris au piège dans ces déchets permettent d'évaluer l'ampleur de l'impact des déchets marins sur les tortues marines, sur la base de valeurs de référence actualisées et de seuils établis.

Valeurs de référence et valeurs seuils (VS) pour *Caretta caretta* :

- **Ingestion de déchets marins :**
  - **Indicateur :** Masse sèche moyenne.
  - **Valeur de référence :** 0,07 g de poids sec de déchets marins ingérés
  - **Seuil : 0,01 g de poids sec.**
- **Enchevêtrements et blessures physiques :**
  - Indicateur Pourcentage d'individus concernés dans l'échantillon.
  - **Valeur de référence :** 35 % des spécimens touchés par l'enchevêtrement
  - Seuil : / 9 % des échantillons concernés.

Méthodes de communication des informations

Transmission de toutes les données relatives à l'ingestion de déchets marins ou aux enchevêtrements dans un format normalisé au système IMAP INFO/RAC (https://www.info-rac.org/).

Lacunes et incertitudes connues concernant la Méditerranée

Intégration stratégique de CI24 aux indicateurs communs de biodiversité (EO1) et à l'intégration des questions liées au changement climatique

Les futures évaluations CI24 devront tenir compte explicitement des impacts qui se recoupent liés aux changements environnementaux, en établissant des liens formels entre les indicateurs et les indicateurs communs **EO1 (Biodiversité) (CI3, CI4 et CI5).** Cette intégration est essentielle pour comprendre comment le changement climatique modifie la dynamique spatiale des tortues marines et accentue la mortalité d'origine anthropique :

- **Climate Change and Warming Trends:** La Méditerranée se réchauffe 20 % plus vite que la moyenne mondiale. Les évaluations doivent tenir compte du stress physiologique cumulatif, dans le cadre duquel l'ingestion de litière ou l'enchevêtrement **(CI24)** constituent un facteur de stress secondaire mortel pour les animaux déjà affaiblis par les variations thermiques. Il est essentiel de noter que la hausse des températures de surface de la mer (TSM) entraîne un déplacement vers le nord et vers l'ouest des aires de répartition des tortues marines (CI3), poussant les cohortes en quête de nourriture et celles venues nicher vers des zones côtières inhabituelles, urbanisées et à forte densité de trafic maritime, (Chaieb et al., 2026 ; Girard et al., 2022).
- **Dégradation des habitats :** Ce cadre intègre un suivi spécifique à chaque type d'habitat (pélagique ou néritique) afin de déterminer si l'accumulation de déchets dans les zones d'alimentation critiques ou les aires marines protégées (AMP) modifie activement la répartition des espèces. En recoupant **les cartes de chevauchement CI24 avec les données CI3 (Répartition) et CI4 (Abondance de la population)**, les réseaux de surveillance peuvent déterminer si la mégafaune abandonne les couloirs alimentaires

Indicator Title	*Indicateur commun 24 : ~~Évolution de la quantité de déchets provenant de sources fluviales.~~ Tendances de la quantité de déchets ingérés par les tortues marines et du nombre de tortues marines enchevêtrées dans des déchets.*

dégradés ou si elle se retrouve piégée dans des « pièges en plastique » localisés en raison de l'altération des courants de surface due au changement climatique (Aytan, 2022

- **Évolution des références écologiques :** Les évaluations doivent être régulièrement affinées afin de garantir que les « états de référence » ne reflètent pas simplement une dégradation progressive de l'environnement. Alors que la hausse des températures accélère la création de **nouvelles colonies de nidification épisodiques en dehors des zones de nidification méditerranéennes traditionnelles (CI3)** (Chaieb et al., 2026), le suivi de la zone CI24 doit s'adapter. Une surveillance spatiale à plusieurs niveaux (local, national, sous-régional) est nécessaire pour appréhender ces dynamiques transfrontalières, en suivant l'impact des macro-déchets sur la **démographie des nouveau-nés (C15)**et des juvéniles dans leurs habitats natals émergents, afin de garantir que les objectifs de gestion régionaux restent ambitieux et scientifiquement fondés.
- Il est nécessaire de mieux comprendre le phénomène d'enchevêtrement (mortel ou non mortel) dans différentes conditions environnementales, ainsi que la manière dont les déchets sont ingérés par les organismes marins ;
- ~~En ce qui concerne l'ingestion de déchets par les tortues marines, il conviendrait de mieux exploiter la définition précise de la population cible (GES), l'identification des paramètres et des contraintes biologiques, ainsi que les sources de biais éventuelles ;~~
- ~~Il convient d'encourager les travaux portant sur les prédateurs au sommet de la chaîne alimentaire et les espèces « sentinelles » (poissons et invertébrés) afin de disposer de protocoles supplémentaires permettant de mesurer les impacts ;~~
- ~~Il faudrait mettre au point de nouvelles approches et de nouveaux indicateurs pour évaluer l'enchevêtrement ou l'ingestion de déchets marins, ce qui pourrait également ouvrir de nouvelles perspectives en matière de surveillance.~~
- Une meilleure compréhension de l'influence du stress physiologique cumulé lié au changement climatique sur les taux d'ingestion et la vulnérabilité des tortues marines à l'enchevêtrement
- Les déchets marins détectés dans le tractus digestif peuvent résulter à la fois d'une ingestion directe et d'une exposition indirecte par transfert trophique. Par conséquent, l'IC24 reflète l'exposition globale aux déchets marins, mais ne permet pas nécessairement de différencier les voies d'ingestion. Cet élément doit être pris en compte lors de l'interprétation des résultats de l'indicateur, notamment dans le contexte des évaluations fondées sur l'approche écosystémique et des considérations émergentes relatives aux réseaux trophiques marins (EO4) dans le cadre de l'IMAP.

Références scientifiques citées

- Aytan, Ü. (2022). Floating macro litter pollution in a marine protected area (Finike Seamounts) in the Eastern Mediterranean Sea. Journal of the Black Sea / Mediterranean Environment, 28(2), 145–160.

- Chaieb, O., et al. (2026). Ghedhabna Beach (Tunisia) as a newly confirmed nesting site for Loggerhead sea turtles in the Central Mediterranean: Implications for conservation. Sustainability, 18(6), 2765. https://doi.org/10.3390/su18062765

- Girard, F., Girard, A., Monsinjon, J., Arcangeli, A., Belda, E., Cardona, L., Casale, P., Catteau, S., David, L., Dell'Amico, F., Gambaiani, D., Girondot, M., Jribi, I., Lauriano, G., Luschi, P., March, D., Mazaris, A. D., Miaud, C., Palialexis, A., Sacchi, J., Sagarminaga, R., Tepsich, P., Tomás, J., Vandeperre, F., & Claro, F. (2022). Toward a common approach for

Indicator Title	*Indicateur commun 24 : ~~Évolution de la quantité de déchets provenant de sources fluviales.~~ Tendances de la quantité de déchets ingérés par les tortues marines et du nombre de tortues marines enchevêtrées dans des déchets.*

assessing the conservation status of marine turtle species within the European Marine Strategy Framework Directive. Frontiers in Marine Science, 9, Article 790733. https://doi.org/10.3389/fmars.2022.790733

Coordonnées et date de la version

Contacts clés au sein de Nations Unies Environnement pour plus d'informations

- Mme Olfat Hamdan, MED POL – Chargée de la gestion des programmes (olfat.hamdan@un.org)
- Ms. Lobna Ben Nakhla, SPA/RAC - Chargée de programme (lobna.bennakhla@spa-rac.org)
- Mr Christos Ioakemidis, ~~QSR~~ ~~Responsable de~~ Chargé de la gestion du programme QSR (christos.ioakeimidis@un.org)
- M. Atila Uras, Responsable principal de programme ~~chargé de programme principal~~ (sciences et techniques) (atila.uras@un.org)
- Mme Tatjana Hema, Ceoordinatrice, Programme des Nations Unies pour l'environnement / Plan d'Action pour la Méditerranée (tatjana.hema@un.org))

Version No.	**Date**	**Auteur**
V1	2017	MEDPOL
V.2	Juin 2026	SPA/RAC / MED POL