

Évaluation de l'état de conservation de l'habitat d'intérêt communautaire 1150*« lagunes côtières » : région Corse

Indicateurs déployés dans le cadre du Life Marha et résultats pour aller vers une gestion durable et adaptée des lagunes en Corse

Septembre 2025

CULLETTIVITÀ DI CORSICA
COLLECTIVITÉ DE CORSE
Uffiziu di l'Ambiente di a Corsica
Office de l'Environnement de la Corse

Pôle-relais lagunes méditerranéennes

Università di Corsica Pasquale Paoli

Ifremer

OFB
OFFICE FRANÇAIS DE LA BIODIVERSITÉ

marha
marine habitats

NATURA 2000



Évaluation de l'état de conservation de l'habitat d'intérêt communautaire 1150*« lagunes côtières » : région Corse. Indicateurs déployés dans le cadre du Life Marha et résultats pour aller vers une gestion durable et adaptée des lagunes en Corse

– Septembre 2025 –

Responsable de l'étude et rédaction
Marie GARRIDO, Office de l'Environnement de la Corse
Paloma PENELLE, Office de l'Environnement de la Corse (stage financé par les fonds européens et la Tour du Valat dans le cadre du Life Marha)

Remerciements
Ce rapport a été réalisé dans le cadre du projet européen Life Marha (Life 016 IPE FR001 Marha) dont l'Office de l'Environnement de la Corse est bénéficiaire associé à travers la Tour du Valat (structure coordinatrice du Pôle-relais lagunes méditerranéennes).

Ce document ne reflète que l'opinion des auteurs, la Commission européenne n'est pas responsable de toute utilisation qui pourrait être faite des informations qu'il contient.

Le déploiement des indicateurs de 2020 à 2023 sur cinq sites lagunaires a été possible grâce au concours de nombreuses personnes, nous les remercions pour leurs contributions scientifiques et techniques ainsi que leurs accompagnement et les autorisations pour accéder aux différents sites (par ordre alphabétique) : Nathalie Barré (PRLM/CEN Occitanie), Karine Buron (OEC), François Cesari (OEC), Nathalie Chokier (PRLM/TdV), Paul-Dominique Coli (CdC), Coralie Connes (Ifremer), Jean-Michel Culioli (OEC), Muriel De Basquiat (DREAL de Corse), Alain Delage (OEC/CBNC), Emmanuelle Fauvelle (CdL), Camille Feral (DDT 2A), Paul-Vincent Ferrandi (CdC), Brian Four (Université de Corse), Anis Guelmami (TdV), Evalie Goudard (Alternante Ifremer), Katia Lombardini (PRLM/TdV), Virginie Mauclert (PRLM/TdV), Stéphanie Marchetti (CdL), Virginie Paolacci (CdC), Anne-Laure Pedinielli (CdC), Yohan Petit (OEC/CBNC), Corinne Pietri (OEC), Marie-Laurore Pozzo-di-Bogo (OEC), Patrick Rébillout (Météo-France), Romain Rovarey (DREAL de Corse), Marie-Catherine Santoni (OEC), Viviane Sorba (OEC), Laurent Sorba (OEC), Matthieu Zanca-Rossi (CdL).
Nous remercions également les responsables de la coordination du Life Marha à l'Office Français de la Biodiversité.

En première page
Photos provenant du classeur technique Barré *et al.*, 2020. Crédits : M. Foulquié, N. Barré (CEN Occitanie/PRLM), M. Diaraison (ADENA), O. Bonnenfant (OEC), M. Garrido (OEC), E. Volto/DREAL, S. Befeld, CISM.

Ce document doit être cité sous la forme suivante :
Garrido M., Penelle P., Ligorini V., Malet N., Pasqualini V., 2025. Évaluation de l'état de conservation de l'habitat d'intérêt communautaire 1150*« lagunes côtières » : région Corse. Indicateurs déployés dans le cadre du Life Marha et résultats pour aller vers une gestion durable et adaptée des lagunes en Corse. Rapp. de l'Office de l'Environnement de la Corse/Life Marha, 104 p.

« Si chacun de nous fait le peu qu'il peut avec conviction et responsabilité,
je vous assure que l'on fera énormément. »
Pierre Rhabi

SOMMAIRE

I. Contexte 1

I.1. Les « lagunes côtières » 1

I.2. Le projet Life Marha 2

I.3. La stratégie déployée en région Corse 3

II. Méthode d'évaluation de l'état de conservation de l'habitat 1150* : lagunes côtières méditerranéennes 6

II.1. Descriptif global de la méthode et historique 6

II.2. Indicateurs déployés en Corse par lagune 8

II.3. Précisions techniques sur certains indicateurs de la méthode 9

II.3.1. Indicateur 01 « Surface de l'habitat » 9

II.3.2. Indicateur 05 « Invertébrés benthiques » 10

II.3.3. Indicateur 08 « Nature des berges » 10

II.3.4. Indicateur 09 « Fonctionnement hydrologique » 11

II.3.5. Indicateur 10 « Colonne d'eau » 12

III. Résultats de l'évaluation de l'état de conservation pour chaque lagune 14

III.1. Lagune de Crovani 14

III.1.1. Localisation et contexte 14

III.1.2. Indicateur 01 « Surface de l'habitat » 15

III.1.3. Indicateur 02c « Macrophytes en lagunes temporaires » 16

III.1.4. Indicateur 03 « Surface des herbiers » 17

III.1.5. Indicateur 04 « Espèces végétales exotiques envahissantes (EVEE) » 19

III.1.6. Indicateur 06 « Espèces animales exotiques envahissantes (EAEE) » 19

III.1.7. Indicateur 07 « Connectivité à la mer » 19

III.1.8. Indicateur 08 « Nature des berges » 20

III.1.9. Indicateur 09 « Fonctionnement hydrologique » 21

III.1.10. Indicateur 10 « Colonne d'eau » 23

III.1.11. Bilan intégratif des indicateurs de l'état écologique de la lagune de Crovani 24

III.2. Lagune de Pisciu Cane 27

III.2.1. Localisation et contexte 27

III.2.2. Indicateur 01 « Surface de l'habitat » 28

III.2.3. Indicateur 02a « Macrophytes en lagunes permanentes marinisées » 29

III.2.4. Indicateur 03 « Surface des herbiers » 31

III.2.5. Indicateur 04 « Espèces végétales exotiques envahissantes (EVEE) » 33

III.2.6. Indicateur 06 « Espèces animales exotiques envahissantes (EAEE) » 33

III.2.7. Indicateur 07 « Connectivité à la mer » 33

III.2.8. Indicateur 08 « Nature des berges » 34

III.2.9. Indicateur 09 « Fonctionnement hydrologique » 35

III.2.10. Indicateur 10 « Colonne d'eau » 38

III.2.11. Indicateur 12 « Sédiments » 40

III.2.12. Bilan intégratif des indicateurs de l'état écologique de la lagune de Pisciu Cane 41

III.3. Lagune de Balistra 44

III.3.1. Localisation et contexte 44

III.3.2. Indicateur 01 « Surface de l'habitat » 46

III.3.3. Indicateur 04 « Espèces végétales exotiques envahissantes (EVEE) » 47

III.3.4. Indicateur 06 « Espèces animales exotiques envahissantes (EAEE) » 47

III.3.5. Indicateur 07 « Connectivité à la mer » 48

III.3.6. Indicateur 08 « Nature des berges » 49
III.3.7. Indicateur 09 « Fonctionnement hydrologique » 50
III.3.8. Indicateur 10 « Colonne d'eau » 53
III.3.9. Indicateur 12 « Sédiments » 56
III.3.10. Bilan intégratif des indicateurs de l'état écologique de la lagune de Balistra 56
III.4. Lagune de Santa Ghjulia 59
III.4.1. Localisation et contexte 59
III.4.2. Indicateur 01 « Surface de l'habitat » 61
III.4.3. Indicateur 02a « Macrophytes en lagunes permanentes marinisées » 61
III.4.4. Indicateur 06 « Espèces animales exotiques envahissantes (EAEE) » 64
III.4.5. Indicateur 07 « Connectivité à la mer » 65
III.4.6. Indicateur 08 « Nature des berges » 66
III.4.7. Indicateur 09 « Fonctionnement hydrologique » 68
III.4.8. Indicateur 10 « Colonne d'eau » 72
III.4.9. Indicateur 11 « Contaminants chimiques » 74
III.4.10. Indicateur 12 « Sédiments » 76
III.3.10. Bilan intégratif des indicateurs de l'état écologique de la lagune de Santa Ghjulia 77
III.5. Lagune d'Arasu 79
III.5.1. Localisation et contexte 79
III.5.2. Indicateur 01 « Surface de l'habitat » 81
III.5.3. Indicateur 06 « Espèces animales exotiques envahissantes (EAEE) » 82
III.5.4. Indicateur 07 « Connectivité à la mer » 82
III.5.5. Indicateur 08 « Nature des berges » 83
III.5.6. Indicateur 09 « Fonctionnement hydrologique » 85
III.5.7. Indicateur 10 « Colonne d'eau » 88
III.5.8. Indicateur 11 « Contaminants chimiques » 89
III.5.9. Indicateur 12 « Sédiments » 90
III.5.10. Bilan intégratif des indicateurs de l'état écologique de la lagune d'Arasu 91
IV. Conclusion 95
V. Bibliographie 98

I. Contexte

I.1. Les « lagunes côtières »

Les lagunes sont des milieux aquatiques situés à l'interface entre les domaines terrestre et marin. Elles occupent environ 13 % du littoral mondial et se distinguent par une productivité biologique élevée (Nixon, 1982 ; Kjerfve, 1994) et une biodiversité exceptionnelle (Costanza *et al.*, 1997). Ces écosystèmes jouent un rôle crucial en fournissant de nombreux biens et services écosystémiques, contribuant ainsi au bien-être des populations humaines (Costanza *et al.*, 1997 ; Barbier *et al.*, 2011).

Les lagunes présentent une grande diversité de formes et de tailles, influencée par la configuration du littoral, la dynamique des barrières sableuses, ainsi que les processus d'érosion et de sédimentation (Bird, 1982 ; 1994). Leur hydrologie est rythmée par les apports d'eau douce (pluie, cours d'eau, ruissellement, eaux souterraines) et les échanges avec la mer via des passes appelées graus (Bird, 1994 ; Smith, 1994). Ces échanges, influencés par les vents et les marées, déterminent la salinité et le temps de renouvellement des eaux (Dronkers & Zimmerman, 1982).

Grâce à leurs apports nutritifs, au brassage des eaux et à la forte pénétration lumineuse, les lagunes sont parmi les systèmes aquatiques les plus productifs (Nixon, 1982). Elles soutiennent des activités traditionnelles telles que la pêche, la conchyliculture, la saliculture et l'élevage, tout en contribuant à la régulation des nutriments et au stockage du carbone (Barbier *et al.*, 2011).

Malgré leur importance écologique et socio-économique, les lagunes sont parmi les milieux les plus menacés à l'échelle mondiale (Kjerfve, 1994 ; Zaldívar *et al.*, 2008 ; Newton *et al.*, 2014). Elles subissent une pression anthropique croissante (Aurelle *et al.*, 2022) due à l'urbanisation, au tourisme et à l'agriculture intensive, entraînant une pollution accrue et une réduction de leur superficie (Perennou *et al.*, 2012 ; MWO, 2018; Perennou *et al.*, 2020 ; Chacón Abarca *et al.*, 2021).

L'eutrophisation est l'une des menaces majeures pesant sur ces milieux. L'enrichissement en nutriments, principalement en azote et en phosphore, déstabilise le métabolisme des écosystèmes lagunaires, modifie la structure des communautés aquatiques et favorise la prolifération des efflorescences algales nuisibles (Justic *et al.*, 1995 ; Pasqualini *et al.*, 2017). Ces phénomènes sont renforcés par le confinement relatif des lagunes et leur faible profondeur, qui accentuent les risques de conditions anoxiques (Howarth *et al.*, 1996 ; Cloern, 2001 ; Newton & Mudge, 2005) ainsi que par les effets du changement climatique. Le changement climatique, par une augmentation globale de la température avec des conditions plus sèches, une diminution du pH et une élévation du niveau marin, est l'un des principaux moteurs de risque pour les habitats marins et côtiers à l'échelle mondiale (Henson *et al.*, 2017 ;

ICPP, 2019). En raison de ses caractéristiques géologiques, climatiques et hydrologiques uniques (Merheb *et al*., 2016 ; MedECC, 2020), la Méditerranée est particulièrement vulnérable (Tanhua *et al*., 2013, MedECC, 2020). L'accroissement de la salinité dans certains écosystèmes littoraux apparaît comme une conséquence de plus en plus évidente du changement climatique à l'échelle mondiale (Durack & Wijffels, 2010 ; Durack *et al*., 2012 ; Adloff *et al*., 2015 ; Tweedley *et al*., 2019 ; Ligorini *et al*., 2023a). Ceci est notamment vérifié dans les zones côtières, lagunaires et estuariennes (Ferrarin *et al*., 2014; Vargas *et al*., 2017). Ces modifications posent des questions de gestion et de conservation de la biodiversité à différentes échelles (e.g. populations, écosystèmes), mais également au niveau des réponses adaptatives des traits de vie des organismes et des macrophytes en particulier à l'hypersalinité. D'autres facteurs, tels que les infrastructures portuaires, l'aquaculture, la turbidité excessive et la sursédimentation, contribuent à la dégradation de ces milieux (Giesen *et al*., 1990 ; Valiela *et al*., 1997 ; Bowen & Valiela, 2001 ; Cardoso *et al*., 2004). L'augmentation des populations côtières et le développement des bassins versants urbains intensifient ces perturbations et peuvent conduire à des crises dystrophiques (Crayol, 2023).

Face à ces défis, la conservation des lagunes côtières s'impose comme un enjeu majeur pour la préservation de la biodiversité et du bon fonctionnement des écosystèmes côtiers. L'Union européenne a mis en place plusieurs cadres réglementaires visant à protéger ces habitats sensibles. La **Directive Habitats Faune-Flore (92/43/CEE ; DHFF)**, adoptée en 1992, vise la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages d'intérêt communautaire. Dans ce cadre, les lagunes côtières sont reconnues comme des habitats prioritaires (code 1150*) en raison de leur richesse écologique, de leur vulnérabilité et de leur rôle dans le maintien de nombreuses espèces protégées. Cette directive a conduit à la désignation de nombreux sites Natura 2000 incluant ces milieux, renforçant ainsi leur protection à l'échelle européenne. Par ailleurs, la **Directive-Cadre sur l'Eau (2000/60/CE ; DCE)** a été adoptée pour améliorer l'état écologique et chimique des eaux européennes, incluant les eaux de transition telles que les lagunes. Elle vise à atteindre le bon état des masses d'eau à l'horizon 2027, en limitant notamment les impacts liés à la pollution et aux pressions anthropiques. Complétant ce dispositif, la **Directive-Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (2008/56/CE ; DCSMM)** a pour objectif d'atteindre ou de maintenir un bon état écologique du milieu marin d'ici 2020 selon l'objectif initial, en prenant en compte l'ensemble des pressions qui pèsent sur les écosystèmes marins et côtiers, dont les lagunes constituent des interfaces clés. L'ensemble des actions déployées pour cette étude s'inscrit dans le cadre de la DHFF et plus particulièrement du projet Life intégré Marha (*Marine habitats*).

I.2. Le projet Life Marha

Depuis l'adoption de la directive Habitats-Faune-Flore (DHFF) en 1992, l'Union européenne s'est engagée dans la préservation des Habitats d'Intérêt Communautaire (HIC), en mettant en place le réseau Natura 2000, d'abord à terre, puis étendu au milieu marin à partir de 2008. Le projet Life intégré Marha s'inscrit pleinement dans cette dynamique, avec pour ambition de

rétablir et de maintenir le bon état de conservation des habitats naturels marins, en soutenant l'ensemble des acteurs impliqués dans la gestion des 162 sites Natura 2000 marins et lagunaires méditerranéens. Coordonné par l'Office Français de la Biodiversité (OFB) et porté avec plusieurs partenaires, le projet s'étend sur huit ans (2018-2025). Il vise à améliorer l'état de conservation des habitats marins, tout en mobilisant les parties prenantes du réseau Natura 2000 en mer et en diversifiant les sources de financement.

Dans ce cadre, le Pôle-relais lagunes méditerranéennes (PRLM ; un consortium réunissant la Tour du Valat (coordinateur), le CEN Occitanie et l'Office de l'Environnement de la Corse) fait partie des 14 bénéficiaires associés du projet. Il a contribué à l'amélioration de l'évaluation de l'état de conservation du HIC prioritaire « lagunes côtières », en jouant un rôle de trait d'union entre les acteurs et en co-pilotant, avec l'UMS PatriNat, l'élaboration d'un classeur technique (Barré *et al*., 2020). Issu d'une méthode d'évaluation développée par Lepareur *et al*. (2019), ce document propose un cadre d'analyse plus simple, pertinent et pragmatique, conçu dans une démarche à la fois collaborative et itérative.

Pour favoriser son appropriation, le Pôle lagunes a accompagné les animateurs N2000 et gestionnaires des sites concernés dans le déploiement des indicateurs. Parallèlement, une dynamique partenariale a été instaurée avec les acteurs exerçant des activités susceptibles d'impacter l'habitat, dans le but de faire évoluer les pratiques et d'améliorer durablement son état de conservation. L'approche à l'échelle de la façade méditerranéenne française (Occitanie, Provence-Alpes-Côte d'Azur et Corse) a constitué une réelle valeur ajoutée, en permettant un déploiement à large échelle de la méthode, enrichi par des outils innovants.

Bien que certaines évaluations demeurent incomplètes, elles offrent aux gestionnaires les éléments nécessaires pour prioriser leurs actions, en les adaptant aux enjeux spécifiques de chaque secteur. L'objectif final demeure une gestion plus durable et plus efficiente de cet habitat remarquable.

I.3. La stratégie déployée en région Corse

À la suite d'une enquête menée par le PRLM en 2019, il a été validé que les stratégies de déploiement des indicateurs de la méthode d'évaluation de l'état de conservation des lagunes seraient distinctes entre les trois régions de la façade méditerranéennes françaises : Occitanie, Provence-Alpes-Côte d'Azur et Corse.

En Corse, la stratégie adoptée par l'Office de l'Environnement de la Corse, en accord avec la DREAL Corse et l'OFB, a mis l'accent sur le suivi des lagunes de petite taille (<30 ha), plus nombreuses (Ligorini *et al*., 2023a ; Figure 1) et souvent moins étudiées et documentées que les lagunes suivies dans le cadre de la DCE (Mattei, 2021). Cette stratégie repose sur des prestations externes et expertises internes pour déployer et développer des indicateurs spécifiques adaptés aux gestionnaires.

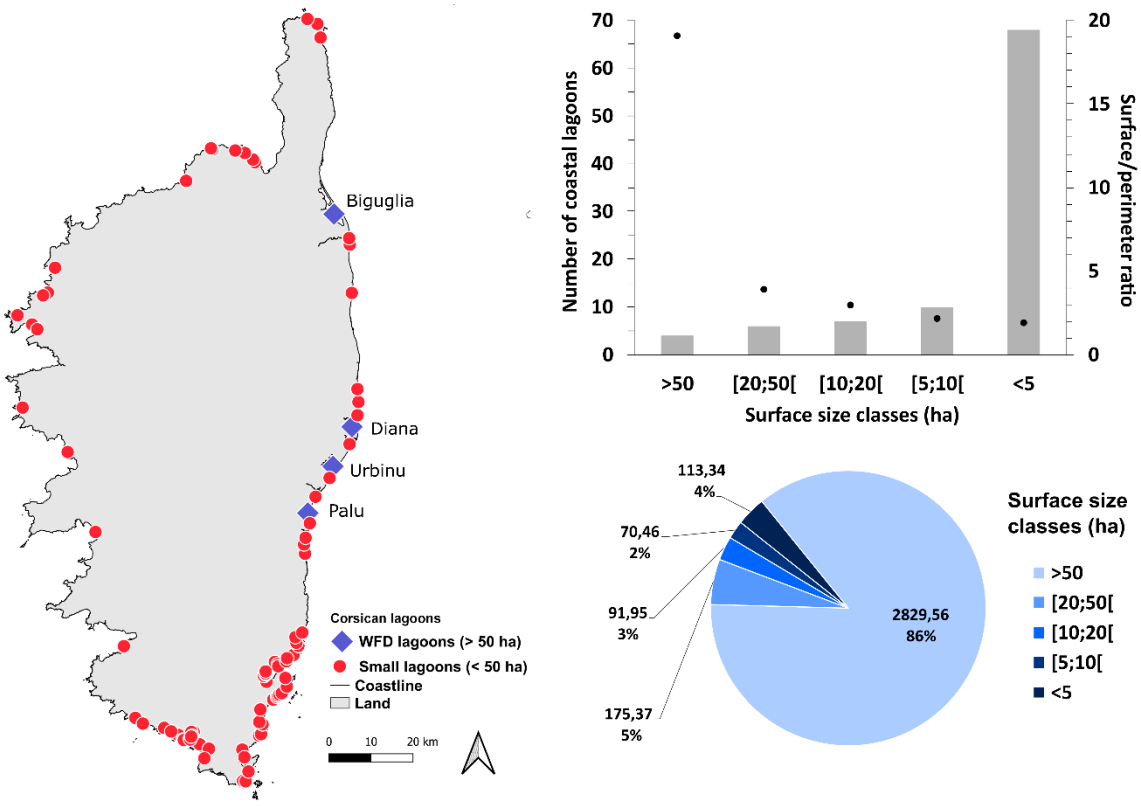


Figure 1. Les lagunes côtières en Corse. Localisation le long du littoral représentée avec une classification par taille selon les seuils de la DCE (à gauche). L'histogramme (en haut à droite) indique le nombre (échelle de gauche, barres) et les rapports périmètre (km)/surface (km^2 ; échelle de droite, points) selon les classes de taille. Le graphique circulaire (en bas à droite) présente les proportions de surface pour chaque classe de taille (surface totale en km^2 et pourcentage pour chaque classe de taille sont indiqués ; Ligorini *et al.*, 2023a).

L'objectif principal est double : (i) fournir aux acteurs locaux des outils simples d'évaluation et de gestion pour assurer un suivi durable des lagunes, tout en répondant aux exigences de la DHFF concernant l'évaluation de l'état de conservation des sites Natura 2000 et (ii) améliorer les connaissances scientifiques sur ces milieux, en développant notamment des indicateurs complémentaires à ceux de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), dans les lagunes où ces derniers ne sont pas utilisés.

En Corse, 20 sites Natura 2000 accueillent l'habitat d'intérêt communautaire prioritaire 1150*, regroupant au total 44 lagunes. Dans le cadre du projet Life Marha, 8 d'entre elles ont été évaluées entre 2019 et 2023 :

- **3 lagunes pilotes** : la *lagune de Crovani*, propriété du Conservatoire du littoral (CdL), animée par l'OEC dans le cadre du site Natura 2000, et gérée par la Collectivité de Corse (CdC). Il s'agit de la seule lagune temporaire évaluée en Corse. La *lagune de Pisciu Cane*, également propriété du CdL, est gérée par l'OEC. Elle est classée en Réserve Naturelle. La *lagune de Balistra*, en propriété privée, ne bénéficie actuellement d'aucune gestion, le document d'objectifs (DOCOB) étant encore en cours de rédaction ;
- **2 lagunes complémentaires** : les *lagunes d'Arasu* et de *Santa Ghjulia*, qui ont fait l'objet de suivis approfondis dans le cadre de travaux doctoraux menés par l'Université de

Corse (Ligorini, 2023 ; Crayol, 2023) et d'un diagnostic écologique (Malet *et al.*, 2023)

- **et 3 lagunes suivies dans le cadre de la DCE** : la *lagune de Biguglia* (classée Réserve Naturelle), *Urbinu* (Zone Spéciale de Conservation - ZSC) et *Palu* (Zone de Protection Spéciale - ZPS), toutes gérées par la Collectivité de Corse et suivies par l'Ifremer dans le cadre de la Directive-Cadre sur l'Eau (DCE).

Ainsi, le projet Life Marha en Corse a permis de contribuer à la préservation des lagunes côtières en renforçant les connaissances, les outils d'évaluation et de gestion et la montée en compétences des acteurs locaux.

Tableau I. Informations relatives aux sites Natura 2000 ayant fait l'objet de suivis par l'OEC, trois sites pilotes (Crovani, Pisciu Cane et Balistra) et deux sites complémentaires (Arasu et Santa Ghjulia). Les données de superficie des lagunes correspondent, pour la première colonne, aux informations issues des DOCOB ou des FSD, et, pour la deuxième colonne, à l'étude de Guelmami *et al*. (en rédaction), correspondant au t_0 de la cartographie des lagunes à l'échelle de la Méditerranée française.

	INFORMATIONS								DOCOB				
Lagunes concernées	**N° Site**	**Site N2000**	**ZSC**	**Dep.**	**Superficie site (ha)**	**Type**	**Selon DOCOB ou FSD (ha)**	**TdV/PRLM 2021 (ha)**	**Constition COPIL**	**Validation**	**Statut**	**Désignation habitat 1150-2**	**Animation**
Crovani	FR9400574	Porto/scandola/revellata/calvi/ calanches de Piana	ZSC	2B	50 227	LT >18 ‰	3,05	2,33	19/05/2011	02/03/2020	Opérationnel	Terrestre	OEC
Pisciu Cane	FR9400592	Ventilegne la trinite de bonifacio fazzio	ZSC	2A	1 985	LSP >18 ‰	14,1	11,88	20/09/2012	29/09/2015	Opérationnel	Terrestre (aquatique non-marin)	OEC
Balistra	FR9402015	Bouches de Bonifacio, iles des moines	ZSC	2A	94 612	LP >18 ‰	Non identifié	27,48	19/01/2012		En écriture	Habitat non identifié dans FSD	
Arasu	FR9400607	Baie de san ciprianu : étangs d'arasu et îles san ciprianu et ilot cornuta	ZSC	2A	106	LP >18 ‰	26	27,33	07/10/2016	05/12/2012	Opérationnel	Terrestre / Classe habitat FSD : N06 - Eaux douces intérieures (correspondance EUNIS : C)	CdC
Santa Ghjulia	FR9402015	Bouches de Bonifacio, iles des moines	ZSC	2A	94 612	LSP >18 ‰	Non identifié	28,61	19/01/2012		En écriture	Habitat non identifié dans FSD	

II. Méthode d'évaluation de l'état de conservation de l'habitat 1150* : lagunes côtières méditerranéennes

II.1. Descriptif global de la méthode et historique

Le Ministère de la Transition Ecologique (MTE ; anciennement MEDDE) a chargé le Muséum national d'histoire naturelle (MNHN) de mettre en place des méthodes pour évaluer l'état de conservation des HIC à l'échelle des sites Natura 2000, afin de répondre à l'obligation réglementaire de l'article R.414-11 du Code de l'environnement (Anonyme, 2008 ; Bensettiti & Puissauve,2015). Une réflexion s'est donc engagée depuis 2008 au sein de l'UMS PatriNat. Après la parution de méthodes pour un certain nombre d'habitats (Carnino, 2009 ; Lepareur, 2011 ; Goffé, 2011 ; Maciejewski, 2012), la réflexion s'est poursuivie en 2011 pour l'habitat prioritaire (*) « *lagunes côtières* » ; c'est-à-dire qu'il est identifié comme **en danger de disparition**. Elle a abouti par la publication d'un guide méthodologique en 2013 (Lepareur *et al.*, 2013). Le guide d'évaluation de l'état de conservation des lagunes côtières a été élaboré en deux volets distincts, correspondant aux façades atlantique et méditerranéenne, en raison des différences biogéographiques et réglementaires entre ces deux régions. Sous la coordination du MNHN, ce travail vise à assurer une cohérence entre les directives, notamment la DCE pour la Méditerranée, où les grandes lagunes sont considérées comme des masses d'eau de transition. Chaque partie du guide s'appuie sur des projets et partenariats régionaux. Pour la façade méditerranéenne, le projet a été piloté par le Pôle-relais lagunes méditerranéennes tandis que la façade atlantique s'est appuyée sur un stage encadré par le MNHN.

Les différentes études ont permis de construire une méthode d'évaluation scientifique, non figée, conçue comme un outil évolutif à destination des gestionnaires de sites Natura 2000. Au-delà d'un simple diagnostic de l'état de conservation, cette méthode vise aussi à accompagner la gestion, valoriser les actions menées, renforcer la coopération entre gestionnaires et alimenter d'autres projets territoriaux. Le guide se veut donc à la fois pratique, adaptable et complémentaire aux démarches déjà en place sur les territoires.

Dans le cadre du projet européen Life Marha (LIFE16 IPE FR 001), démarré fin 2017, une mise à jour de cette méthodologie a été réalisée, conduisant à la publication d'une seconde version du guide en 2019 (Lepareur *et al.*, 2019). Cette version actualisée intègre les retours d'expérience des gestionnaires ayant appliqué la première version ainsi que les avis d'experts, permettant une amélioration des indicateurs et des méthodes d'évaluation. Elle s'appuie également sur les résultats des travaux antérieurs (rapports de 2013 et 2014, ainsi que plusieurs mémoires de stage ; Papuga, 2012 ; PRLM, 2014).

En complément du guide méthodologique, un classeur technique a été élaboré (Barré *et al.*, 2020), détaillant les aspects opérationnels de mise en œuvre et facilitant l'application de la méthode sur le terrain. Cette actualisation continue de la méthodologie reflète la volonté d'améliorer la pérennité des évaluations et de garantir leur pertinence face aux évolutions

environnementales et aux pressions anthropiques affectant les lagunes côtières. Cette méthode, repose sur **12 indicateurs** (Figure 2)**,** principalement évalués à l'échelle d'une **pièce d'eau (PE)**, à l'exception de la surface de l'habitat, analysée à l'échelle de l'habitat. Préalablement à l'évaluation, la lagune est caractérisée par son fonctionnement hydrologique permanent ou temporaire ainsi que son niveau de salinité (supérieur ou inférieur à 18 PSU).



Figure 2. Les 12 indicateurs de la méthode d'évaluation de l'état de conservation de l'habitat « lagunes côtières méditerranéennes 1150* » (Barré *et al.*, 2020).

Chaque indicateur est noté selon une grille dégressive et pondéré selon son importance. Certains sont **prioritaires** et indispensables à l'évaluation finale, tandis que d'autres sont **facultatifs** et apportent des précisions supplémentaires. Sept protocoles sont communs avec ceux de la DCE**.** En effet, la DCE impose aux États membres une obligation de rapportage visant à garantir l'atteinte ou le maintien du « bon état » des masses d'eau de transition, en s'appuyant sur une évaluation de leur état écologique et chimique. Les données issues de ce suivi régulier sont transmises au Ministère de la Transition Écologique et constituent une base d'information précieuse pour l'évaluation des habitats aquatiques et humides.

Néanmoins, si le « bon état » écologique défini par la DCE est une condition nécessaire, il n'est pas suffisant pour qualifier l'habitat « lagunes côtières » en bon état de conservation au sens de la Directive Habitat Faune Flore. Cette dernière intègre des indicateurs complémentaires, notamment ceux liés aux structures et fonctions de l'habitat, afin de fournir une évaluation plus globale de leur état de conservation.

Dans le cadre de l'évaluation de l'état de conservation des « lagunes côtières », les données issues du suivi mis en place par la DCE peuvent être intégrées, en particulier pour les **lagunes permanentes** classées comme masses d'eau de transition. Cette intégration permet de valoriser les données déjà disponibles, notamment via la plateforme Quadrige ou auprès de l'Ifremer. Pour les **lagunes non suivies par la DCE**, l'**application des protocoles et des méthodes de calcul prévus** par cette directive **demeure nécessaire afin d'assurer la cohérence et la comparabilité des évaluations**. Cependant, les **lagunes temporaires**, bien

qu'exclues du champ d'application de la DCE, sont pleinement prises en compte par la DHFF, qui considère l'habitat « lagunes côtières » dans sa globalité, incluant toutes les **pièces d'eau (PE)** présentes sur un site Natura 2000. Ces lagunes temporaires, qui remplissent des fonctions écologiques essentielles, nécessitent une **évaluation spécifique**. Or, les connaissances actuellement disponibles sur leur fonctionnement hydromorphologique et biologique demeurent lacunaires, ce qui implique la mise en œuvre de protocoles adaptés, définis dans la méthodologie d'évaluation de l'état de conservation du HIC 1150. Cette approche intégrée permet ainsi de mieux refléter la diversité des « lagunes côtières méditerranéennes » et d'améliorer la précision des diagnostics écologiques à l'échelle des sites Natura 2000.

La note finale d'une lagune est calculée en soustrayant la somme des scores des indicateurs à **100**. Un **coefficient d'ajustement** est appliqué pour éviter les notes négatives et corriger les différences entre lagunes, notamment en cas d'indicateurs non évalués (par manque de moyens ou inadéquation à la lagune). Ainsi, cette approche prévoit une évaluation harmonisée malgré les disparités entre les sites.

II.2. Indicateurs déployés en Corse par lagune

En Corse, l'OEC a décidé (cf. partie I.3. La stratégie déployée en région Corse) de déployer un maximum d'indicateurs par lagune. *A minima* l'ensemble des indicateurs prioritaires a été déployé. Le déploiement des indicateurs sur les 5 lagunes évaluées sont récapitulées ci-dessous (Tableau II).

Tableau II. Réalisation des indicateurs (en gras les indicateurs prioritaires) par site (3 sites pilotes (*) : Crovani, Pisciu Cane et Balistra et 2 sites complémentaires : Arasu et Santa Ghjulia). En vert, les organismes ayant réalisé les indicateurs correspondants, avec l'année de réalisation. En orange, l'indicateur est en cours de réalisation par l'organisme indiqué. En gris, l'indicateur n'a pas été déployé sur la lagune.

Nom Lagune	***CROVANI**		***PISCIU CANE**		***BALISTRA**		SANTA GHJULIA		ARASU	
Nom du site N2000	Porto/Scandola/Revellata/Calvi/Calanches de Piana		Ventilegne la trinite de bonifacio fazzio		Bouches de Bonifacio, îles des moines		Bouches de Bonifacio, îles des moines		Baie de san ciprianu	
I01 - Évolution de la surface	Stage TdV	2021	Stage TdV	2021	Stage TdV	2021	Stage TdV	2021	Stage TdV	2021
I02 - Macrophytes	OEC/CBNC	2022	OEC/IFREMER	2023			OEC/IFREMER/ UCPP	2019-2022		
I03 - Surface herbiers	OEC/CBNC	2022	OEC/IFREMER/ UCPP	2023						
I04 - EVEE	OEC/CBNC	2022	OEC/CBNC	2022	OEC/CBNC	2022				
I05 - Invertébrés benthiques										
I06 - EAEE	OEC/gestionnaire	suivi permanent	OEC/gestionnaire	suivi permanent	OEC/gestionnaire	suivi permanent	OEC/gestionnaire	suivi permanent	OEC/gestionnaire	suivi permanent
I07 - Connectivité à la mer	OEC/gestionnaire	suivi permanent	OEC/gestionnaire	suivi permanent	OEC/gestionnaire	suivi permanent	OEC/gestionnaire	suivi permanent	OEC/gestionnaire	suivi permanent
***I08 - Nature des berges**	OEC	2021	OEC	2021	OEC	2021	OEC	2021	OEC	2021
I09 - Fonctionnement hydrologique	OEC	suivi haute fréquence (2021)	OEC	suivi haute fréquence (2021)	OEC	suivi haute fréquence (2021)	OEC	suivi haute fréquence (2020)	OEC	suivi haute fréquence (2020)
I10 - Colonne d'eau	OEC/MIO	2022-2023	OEC/MIO	2022-2023	OEC/UCPP/MIO	2020-2023	OEC/IFREMER/MIO	2019-2021	OEC/UCPP/MIO	2020-2021
I11 - Contaminants chimiques							IFREMER/OEC	2020-2021	IFREMER/OEC/DDT 2A	2022
I12 - Sédiments			OEC/CIRAD	2023	OEC/CIRAD	2023	OEC/IFREMER/MIO	2022	OEC/CIRAD	2022

II.3. Précisions techniques sur certains indicateurs de la méthode

L'ensemble des 12 indicateurs de la méthode d'évaluation de l'état de conservation de l'habitat « lagunes côtières » n'a pas été appliqué de manière systématique sur chacun des sites, en raison de contraintes techniques et financières (Tableau II). Lors de la mise en œuvre de ces indicateurs, des ajustements ont été réalisés en fonction des contraintes spécifiques rencontrées, tout en tenant compte du fait que les deux lagunes (Arasu et Santa Ghjulia) ont fait l'objet de suivis approfondis dans le cadre de travaux doctoraux (Ligorini, 2023 ; Crayol, 2023) ainsi que d'un diagnostic écologique (Malet *et al.*, 2023). Le présent travail détaille l'ensemble des adaptations apportées à certains indicateurs (e.g. augmentation du nombre de stations, fréquence de mise en œuvre, installation de dispositifs).

II.3.1. Indicateur 01 « Surface de l'habitat »

La surface des lagunes (Indicateur 1 « *Surface de l'habitat* ») a fait l'objet d'une étude interrégionale réalisée par la Tour du Valat et le Pôle-relais lagunes méditerranéennes (Oswatte- Liyanage, 2021 ; Guelmami *et al.*, en rédaction). L'objectif principal de ce travail a été de développer un système de suivi fondé sur les outils d'Observation de la Terre, afin de mieux **cartographier et analyser les dynamiques spatiotemporelles des eaux de surface des lagunes** méditerranéennes françaises.

Les enveloppes délimitant l'habitat 1150* ont été définies par photo-interprétation. La délimitation des lagunes a été faite selon la définition de cet habitat donnée par Bettignies *et al.* (2021). L'approche a reposé ensuite sur l'analyse d'images Sentinel-2 pour les périodes allant de janvier 2018 à décembre 2020. Dans cet intervalle, certaines années sont considérées comme suffisamment sèches (e.g. année 2020) et d'autres suffisamment humides (e.g. année 2018). Ces images ont été traitées via un algorithme de segmentation et l'indice WIW (Lefebvre *et al.*, 2019), permettant d'identifier les enveloppes lagunaires et de caractériser leurs régimes hydrologiques. Pour cela, sept classes d'inondation ont été définies. Ces classes reflètent le nombre de mois d'inondation de la majorité de la superficie de chaque unité lagune :

- classe 1 : < à 2 mois d'inondation moyenne annuelle par pixel.

NB : *cette classe nécessitera une vérification terrain pour confirmer l'habitat 1150.*

- classe 2 : lagunes temporaires [2 à 4 mois[
- classe 3 : lagunes temporaires [4 à 6 mois[
- classe 4 : lagunes temporaires [6 à 8 mois[
- classe 5 : lagunes temporaires [8 à 10 mois[
- classe 6 : lagunes semi-permanentes [10 à 12 mois[
- classe 7 : lagunes permanentes 12 mois

Une note a été produite par le PRLM ainsi qu'une brève pour mieux appréhender la méthode développée ainsi que les critères définis et les limites rencontrées. Cette cartographie est la

première réalisée à l'échelle de la façade méditerranéenne française dans le cadre de la DHFF. Elle correspond ainsi au t0 pour pouvoir appliquer la notation de l'indicateur 01 « *Surface de l'habitat* » et constater si une évolution de la surface est observée tel que la perte, la stabilité ou la progression de cette surface.

II.3.2. Indicateur 05 « Invertébrés benthiques »

L'indicateur 5 « *Invertébrés benthiques* » n'a été déployé sur aucun site en raison de la difficulté de sa mise en œuvre notamment en raison du manque de données disponibles sur les espèces indicatrices, de la difficulté à trouver des experts pour leur identification, ainsi que du besoin de qualifier précisément les habitats présents au sein de chaque lagune afin d'interpréter correctement la présence ou l'absence de certaines espèces.

II.3.3. Indicateur 08 « Nature des berges »

La méthodologie appliquée à l'indicateur 8 « *Nature des berges* » a été uniformément mise en œuvre sur l'ensemble des cinq sites d'étude. Toutefois, des échanges ont eu lieu entre les acteurs impliqués et plus particulièrement les gestionnaires et animateurs Natura 2000 des sites, en ce qui concerne le choix des couches cartographiques nécessaires à la délimitation des berges, telles que les couches infrarouges et les orthophotographies disponibles.

Les photographies aériennes infrarouges en couleur (IRC) des années 2013 et 2019 ont été privilégiées pour l'élaboration de cet indicateur. Les images de 2013 ont permis d'identifier l'étendue maximale de l'inondation au cours d'une année hydrologique favorable à l'inondation des zones humides (année humide), et ainsi de définir une ligne de berge de référence. À partir des données de la campagne BD Ortho 2021 (la plus récente disponible lors de la réalisation de cet indicateur), une zone tampon de 5 m de part et d'autre du linéaire de berge, tracé à partir des IRC de 2013 et vérifié à l'aide de l'Ortho 2021, a été délimitée. Cette bande de 10 m de large a ensuite été analysée afin de caractériser la nature des berges, selon les critères définis par Lepareur et al. (2019) et Barré et al. (2020).

Tableau III. Catégorisation des berges selon la pente, le substrat et la végétation

Pente de la berge	Substrat et végétation	Catégorie
Presque nulle	Substrat meuble généralement sableux, nu ou avec végétation halophile	Catégorie **1** : berges naturelles ou renaturées
Intermédiaire : ± 45°	Substrat meuble et végétation halophile continue ou éboulis naturels à flanc de colline	
	Substrat meuble (parfois avec restes d'enrochements anciens) avec végétation d'espèces halophiles en cours de développement ou végétation continue mais artificialisation en arrière trop proche (route, mur,…)	Catégorie **2** : berges en renaturation ou peu artificialisées
	Enrochée (à l'exception des éboulis naturels à flanc de colline), ou substrat meuble à nu	Catégorie **3** : berges artificialisées
Verticale	Quels que soient le substrat ou la végétation (à l'exception des falaises naturelles qui rentrent dans la catégorie 1)	

II.3.4. Indicateur 09 « Fonctionnement hydrologique »

L'indicateur 9 « *Fonctionnement hydrologique* » demeure complexe à appréhender, car il nécessite une analyse préalable et continue, notamment à l'échelle du bassin versant et plus largement du fonctionnement du complexe lagunaire. Cette analyse doit intégrer les aménagements existants, les pressions anthropiques et les menaces identifiées (Ligorini *et al.*, 2022 ; 2023a), ainsi que les dynamiques hydrologiques propres à la lagune au fil du temps (Giraud & Stroffek, 2016). Les apports d'eaux souterraines jouent également un rôle déterminant dans l'hydrodynamisme et l'enrichissement en nutriments des milieux lagunaires (Menció *et al.*, 2017 ; Crayol, 2023). De plus, il est essentiel de caractériser les échanges hydrologiques à travers le lido, qui influencent directement la concentration en carbone inorganique dissous dans les lagunes (Tamborski *et al.*, 2019). Les événements météorologiques, tels que les précipitations, les fortes températures ainsi que les régimes de vents, conditionnent largement les dysfonctionnements potentiels mentionnés dans la méthodologie (Tableau IV).

Tableau IV. Dysfonctionnements et perturbations décrites dans le classeur technique (Barré *et al.*, 2020) selon les types de lagunes.

Type de lagune	Temporaires	Permanentes (> 18 ppt)	Permanentes (< 18 ppt)
Perturbations	Mise en eau (douce ou salée) forcée Manque d'apport d'eau douce d'origine anthropique conduisant à un assèchement trop précoce des pièces d'eau Maintien en eau permanente Salinité trop élevée à certaines périodes	Dérèglement de l'hydrologie par un apport massif d'eau douce du bassin versant (été) ou d'origine marine (salins)	Dérèglement de l'hydrologie par un manque (ou un excès : drainage) d'apport d'eau douce (prélèvements en amont ou connexions au bassin versant rompues)

Celle-ci reste volontairement générale, rendant indispensable l'expertise et le jugement des gestionnaires ou d'experts pour une compréhension fine du fonctionnement hydrologique des lagunes et de leurs bassins versants.

Dans une perspective de meilleure compréhension des processus écologiques régissant les lagunes et en vue d'une gestion durable et adaptative, le Forum des Gestionnaires Corses (FOGEC) a été créé en 2019. Dans cette dynamique, et afin d'harmoniser les outils de mesure permettant une comparaison pertinente entre les lagunes, l'OEC a acquis des sondes WiSens CTDs ®NKE et des sondes ®HOBO. Ces dispositifs enregistrent en continu plusieurs paramètres, notamment la température, la conductivité, la salinité (dérivée de la conductivité), ainsi que la pression, sur les 5 lagunes étudiées dans le cadre de ce travail : Crovani, Pisciu Cane, Balistra, Arasu et Santa Ghjulia. Quelques résultats portant sur ces lagunes et leurs bassins versants seront présentés ci-après. Toutefois, une compréhension approfondie des trajectoires historiques, des dynamiques spécifiques à chaque site, ainsi que le recours à des

modèles hydrodynamiques sont indispensables pour satisfaire les exigences de l'indicateur 9. Les lagunes suivies sont principalement de petites tailles (< à 50 ha), encore mal connues malgré leur forte représentativité (Figure 1). Une caractérisation à la fois qualitative et quantitative de ces petits systèmes, en termes de fonctionnement et de sensibilité aux pressions globales et locales, s'est avérée nécessaire (Ligorini *et al.*, 2023a). Les travaux menés dans le cadre des thèses de doctorat de Ligorini (2023) et Crayol (2023) ainsi qu'un diagnostic écologique sur la lagune de Santa Ghjulia (Malet *et al.*, 2023) ont permis de fournir des éléments fondamentaux et des connaissances transposables à l'échelle régionale, voire globale, en ce qui concerne l'étude et la conservation de lagunes de petites tailles. Ces systèmes lagunaires (Santa Ghjulia, Arasu et Balistra) se sont révélés particulièrement réactifs, donc vulnérables aux pressions croissantes, mais également utiles en tant que sentinelles du changement environnemental. Une approche intégrée, prenant en compte la complexité des interactions depuis le bassin versant jusqu'à la mer, a permis de générer des données précieuses sur l'évolution potentielle de ces milieux et sur les réponses des systèmes littoraux méditerranéens, notamment dans un contexte de changement climatique accéléré. Une thèse est d'ailleurs en cours pour aller plus loin et disposer des trajectoires écologiques des lagunes sous contraintes climatiques et anthropiques.

Dans le but de renforcer les compétences des acteurs et de faciliter l'appropriation de la méthode d'évaluation de l'état de conservation (Lepareur *et al.*, 2019), le PRLM a mis en place des formations. En 2023, une session de formation spécifique à l'indicateur 9 « *Fonctionnement hydrologique* » a été organisée. Une brève a été produite afin de mieux cerner l'intégrité hydrologique des lagunes, reconnue comme un élément fondamental garantissant le bon fonctionnement de l'écosystème, qu'il soit permanent ou temporaire. Le contexte du changement climatique représente une préoccupation centrale à intégrer impérativement dans les futures recommandations de gestion.

II.3.5. Indicateur 10 « Colonne d'eau »

La méthodologie appliquée à l'indicateur 10 « *Colonne d'eau* » a été uniformément mise en œuvre sur l'ensemble des 5 sites d'étude, en adaptant la fréquence d'échantillonnage et la durée du suivi à chaque contexte. Cependant, cet indicateur, développé par l'Ifremer dans le cadre des suivis DCE pour des lagunes permanentes d'une superficie supérieure à 50 ha, repose sur le suivi des concentrations de plusieurs paramètres physico-chimiques de la colonne d'eau sur une période de six années consécutives. Dans le cadre de la présente étude, les données disponibles sont souvent limitées à quelques mesures réparties sur deux à quatre années, en raison des contraintes techniques et financières et de la durée limitée du projet Life Marha. En l'absence de séries temporelles longues, la moyenne des concentrations sur les mois disponibles peut néanmoins être utilisée, bien que cette approche introduise un biais important dans l'évaluation.

Par ailleurs, ces contraintes se doublent d'interrogations méthodologiques liées à l'utilisation exclusive de grilles de lecture élaborées pour des lagunes permanentes poly-euhalines (Derolez *et al*., 2015 ; Witkowski *et al*., 2017). Comment renseigner et noter les lagunes temporaires, pour lesquelles aucune grille spécifique n'existe encore ? Les lagunes temporaires, ainsi que certaines lagunes semi-permanentes de petite taille à tendance oligo- à mésohaline, présentent des concentrations en nutriments très variables et un confinement souvent plus marqué (Ligorini *et al*., 2023a). Ces caractéristiques rendent-elles ces milieux comparables à des lagunes en mauvais état chimique ?

À titre d'exemple, pour la lagune de Pisciu Cane, l'application de la grille de diagnostic développée par Grillas *et al*. (2018) pour les lagunes oli-mésohalines conduirait à une classification de l'état chimique passant respectivement de médiocre en 2022 et moyen en 2023, à un état moyen en 2022 et bon en 2023, selon l'année et le paramètre considéré.

III. Résultats de l'évaluation de l'état de conservation pour chaque lagune

III.1. Lagune de Crovani

III.1.1. Localisation et contexte

La lagune de Crovani (42°28'23" N, 08°40'50" E) est située dans le nord-ouest de la Corse, sur la commune de Calenzana (Haute-Corse), au sein du site Natura 2000 FR9400574 « *Porto, Scandola, Revellata, Calvi, Calanches de Piana* » (Figure 3), dont l'animation est assurée par l'OEC. Elle occupe une superficie d'environ 3 ha (OEC, 2019), au fond de la baie éponyme. Depuis 2003, le site est propriété du Conservatoire du Littoral (CdL), qui en a confié la gestion à la Collectivité de Corse. Le périmètre d'acquisition du CdL s'étend sur 34 ha au nord de la baie de Crovani, permettant une maîtrise des usages et une protection renforcée du complexe lagunaire.

Autrefois très fréquentée, la zone a connu un changement notable d'usage avec la création, en 1977, d'un camping en bordure du site (Bastian, 2002). Ce changement marque une rupture dans les dynamiques d'occupation et d'exploitation des abords de la lagune. À partir des années 1990, les surfaces agricoles ont fortement régressé, notamment sur la partie occidentale de la baie, aujourd'hui totalement abandonnée, laissant la végétation naturelle recoloniser progressivement les terrains (Bastian, 2002).

Actuellement, la lagune de Crovani constitue l'une des rares zones humides littorales encore présentes sur la façade occidentale de la Corse. Elle joue un rôle écologique majeur, en particulier en tant qu'habitat de repos et d'alimentation pour l'avifaune migratrice (Conservatoire du littoral, 2017).



Figure 3. Localisation de la lagune de Crovani et photographies en vue aérienne de la lagune en eau durant le printemps 2022 (photo de gauche ; © Petit Y., OEC/CBNC) et en période d'assec en juin 2021 (photo de droite, © Biancucci S., CdC).

Cette lagune est isolée de la mer par une épaisse barrière côtière culminant à environ 5,30 mètres au-dessus du niveau moyen de la mer (NGF), constituée de galets et de blocs bien arrondis de grande taille (Di Rita *et al.*, 2022). Elle est alimentée par deux ruisseaux à écoulement temporaire, les ruisseaux de Maggine et de Piumontali, formant une zone humide localisée au sein d'une dépression naturelle.

Le fonctionnement hydrologique de la lagune se caractérise par une forte variabilité saisonnière. Elle est occasionnellement alimentée par de l'eau de mer, soit par infiltration à travers le cordon de galets, soit par submersion lors de tempêtes marines (Paradis & Piazza, 1995 ; Bastian, 2002). Ce type de connectivité avec le milieu marin est rarement observé, avec des occurrences documentées en août 2015 et plus récemment en mars 2025 (Figure 4).



Figure 4. Grau de la lagune de Crovani ouvert en mars 2025 (photo de gauche, 27 mars 2025 ©Paolacci V., CdC et photo de droite, 31 mars 2025 © Leydier T., UCPP).

Les travaux menés par Guelmami *et al.* (en cours de rédaction) ont permis de classer cette lagune en **classe 5 « lagunes temporaires »**, avec une période annuelle d'assèchement comprise entre 8 et 10 mois. Dès le mois de mai, l'étang commence à s'assécher pour devenir totalement sec au cours de l'été. Ce phénomène d'évaporation entraîne une augmentation de la salinité, favorisant l'installation d'une végétation sub-halophile, dominée par *Tamarix africana* Poir. sur les berges, et *Sporobolus aculeatus* (L.) P.M. Peterson sur les vases exondées. En hiver et au printemps, la salinité de l'eau diminue, permettant le développement de *Ruppia maritima* L. (Malcuit, 1931 ; Di Rita *et al.*, 2022). En revanche, la zone humide située au nord de l'étang conserve une humidité résiduelle durant l'été, probablement en lien avec une alimentation souterraine provenant du bassin versant. Cette humidité favorise la présence de *Vitex agnus-castus* L., espèce caractéristique de ces milieux. La granulométrie fine des sols de ce secteur contribue également à une bonne rétention de l'eau (Paradis & Piazza, 1995).

La lagune de Crovani constitue un habitat dynamique et fragile, particulièrement sensible aux pressions extérieures telles que l'urbanisation, les incendies ou les perturbations de son bassin versant, qui pourraient altérer son fonctionnement et fragiliser sa biodiversité.

III.1.2. Indicateur 01 « Surface de l'habitat »

La surface des lagunes a fait l'objet d'une étude interrégionale réalisée par la Tour du Valat et le Pôle-relais lagunes méditerranéennes (Oswatte- Liyanage, 2021 ; Guelmami *et al.*, en rédaction). Ces travaux ont permis d'affiner la superficie de la lagune de Crovani qui s'étend sur 2.33 ha. La cartographie correspond au t0 et ne permet pas d'appliquer la notation de

l'indicateur 01 « *Surface de l'habitat* ». Cependant, un travail à partir d'images satellites disponibles sur le portail de l'IGN, Géoportail et remonter le temps, a permis de constater une évolution dans le temps (1951, 1960, 1968, 1969, 1975 (IR), 1985, 1990, 1996, 2000 (IR), 2002, 2011 et 2021). Ce résultat est en adéquation avec les observations effectuées par Paradis & Piazza (1995) et Bastian (2002) relatif à la fréquentation du site et aux changements de pratiques qui ont eu pour effet des transformations du cordon dunaire, de la couverture végétale et de l'occupation du sol, liées à des dynamiques naturelles et anthropiques (Figure 5).

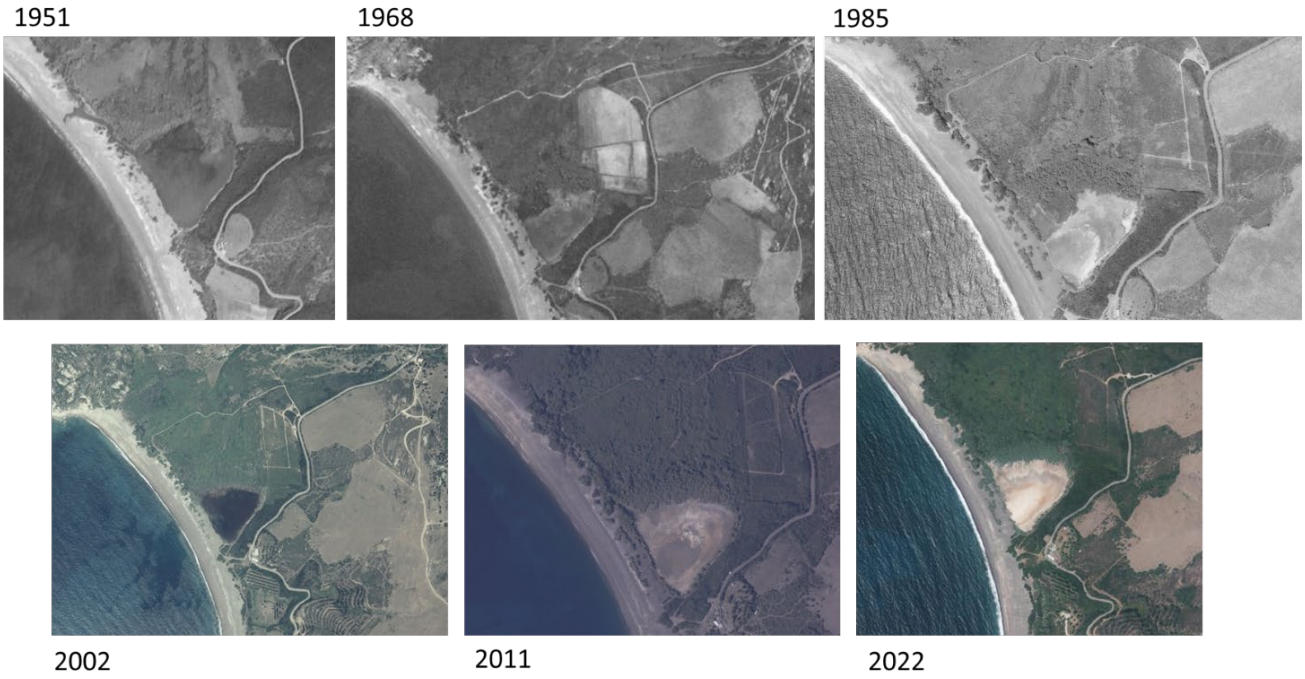


Figure 5. Ces photos illustrent l'évolution paysagère de la lagune de Crovani sur plusieurs décennies, à travers des images satellites (captures © Géoportail).

III.1.3. Indicateur 02c « Macrophytes en lagunes temporaires »

L'indicateur 2c « *Macrophytes en lagunes temporaires* » a été mis en place par l'OEC, avec le concours de l'animatrice du site Natura 2000 et du Conservatoire Botanique National de Corse (CBNC). L'évaluation du cortège floristique se fait par plusieurs relevés par pièce d'eau (cercles de 2 m de diamètre ; Barré *et al.*, 2020). La pression d'échantillonnage par pièce d'eau est déterminée en fonction de la superficie de la lagune (voir tableau p. 34 dans Barré *et al.*, 2020). Le surface de la lagune de Crovani étant de 2.33 ha, 10 placettes ont été implantées selon une grille de répartition permettant de couvrir l'ensemble de l'étendue lagunaire (Lepareur *et al.*, 2013 ; Boj, 2015 ; Figure 6).

Les espèces de référence (RR) ainsi que les espèces indicatrices de dégradation (RD) varient notamment en fonction de la salinité. Dans le cas présent, les groupes fonctionnels retenus correspondent à une lagune temporaire à salinité élevée (> 18 ppt ou PSU). Lors du déploiement de l'indicateur (2 mai 2022), la lagune présentait une faible hauteur d'eau (18 cm). La visibilité était excellente sur l'ensemble des 10 stations étudiées. Aucune espèce indicatrice de

dégradation n'a été relevé. *Ruppia cirrhosa* (Petagna) Grande, 1918, seule espèce observée durant la campagne, recouvrait la totalité de la surface en eau (Figure 6).



Figure 6. Position des 10 placettes échantillonnée pour l'Indicateur 02C : « Macrophytes en lagunes temporaires » et photographie de *Ruppia cirrhosa* à proximité de la berge (© Garrido M.).

La note de l'indicateur 2c « *Macrophytes en lagunes temporaires* », étant déterminée à partir d'un calcul fondé sur les moyennes de recouvrement cumulées des espèces de référence (RR) et des espèces indicatrices de dégradation (RD) établies en fonction de la surface de la pièce d'eau, à partir des recouvrements observés par placette, est donc de **0**. En effet, sur la lagune de Crovani en mai 2022, aucune espèce indicatrice de dégradation n'a été observé. RD était donc ≤ à 1 % (voir p. 35 dans Barré *et al.*, 2020).

III.1.4. Indicateur 03 « Surface des herbiers »

Bien que l'indicateur 3 « *Surface des herbiers* » ne soit pas à déployer pour les lagunes temporaires (Lepareur *et al.*, 2019), une cartographie de la surface de l'herbier a été réalisé à partir d'images drone (DJI® Mavic 2 Zoom) effectuées le même jour que la campagne macrophytes (Figure 7).

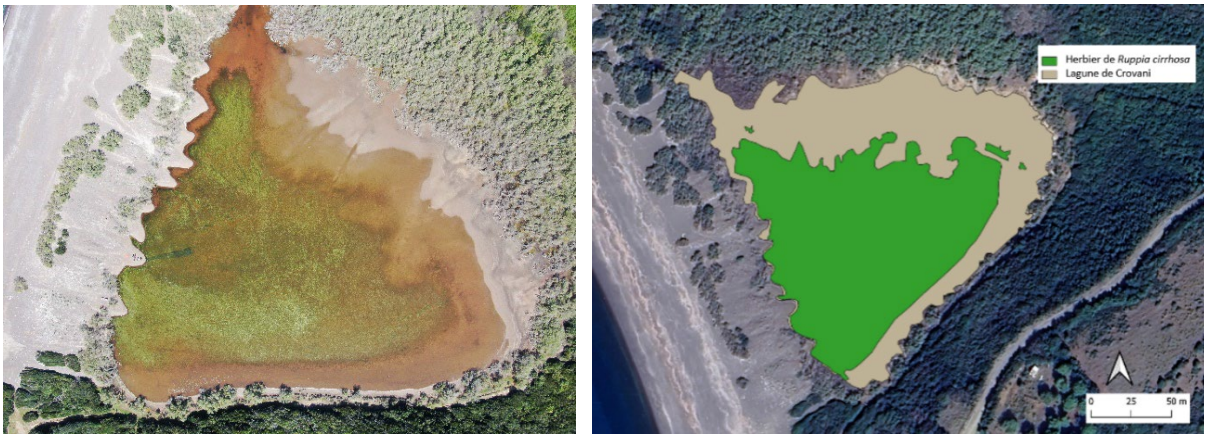


Figure 7. À droite, image drone de la lagune de Crovani le 2 mai 2022 © Petit Y., OEC/CBNC et à gauche cartographie de la surface de l'herbier de *Ruppia cirrhosa*.

L'objectif était de comparer le niveau de développement des macrophytes avec leur niveau optimal de développement (Papuga, 2012). L'entièreté de la surface en eau était recouverte par un herbier de *Ruppia cirrhosa* (1.42 ha). La densité et le recouvrement de ce dernier dépendait de sa localisation au sein de la lagune. L'herbier était plus dense du nord au sud sur la partie ouest jusqu'au centre de la lagune et plus clairsemé sur la périphérie est (Figure 8). Les images drones ont permis d'apprécier les observations faites sur le terrain et d'affiner les contours de notre cartographie de surface de l'herbier monospécifique.



Figure 8. Images réalisées à l'aide d'un drone DJI ® Mavic 2 Zoom, lors de la campagne terrain de mai 2022 sur la lagune de Crovani (© Petit Y., OEC/CBNC).

III.1.5. Indicateur 04 « Espèces végétales exotiques envahissantes (EVEE) »

Le CNBC a déployé l'indicateur 4 « *Espèces végétales exotiques envahissantes* » durant la campagne de terrain de l'indicateur 2c. La présence de *Cotula coronopifolia* L., 1753, a été rapportée et cartographiée. Bien que cette espèce ne soit pas mentionnée dans Barré *et al.* (2020), elle est identifiée dans CBNC (2019) ainsi que sur la plateforme INVMED-Flore (https://invmed.fr/src/home/index.php) comme une espèce dont le statut de l'espèce végétale exotique envahissante est catégorisé comme « Majeure » pour la région Corse. Elle est présente sur 435 m du linéaire de la berge de la lagune soit 47% de sa longueur totale (Figure 9).

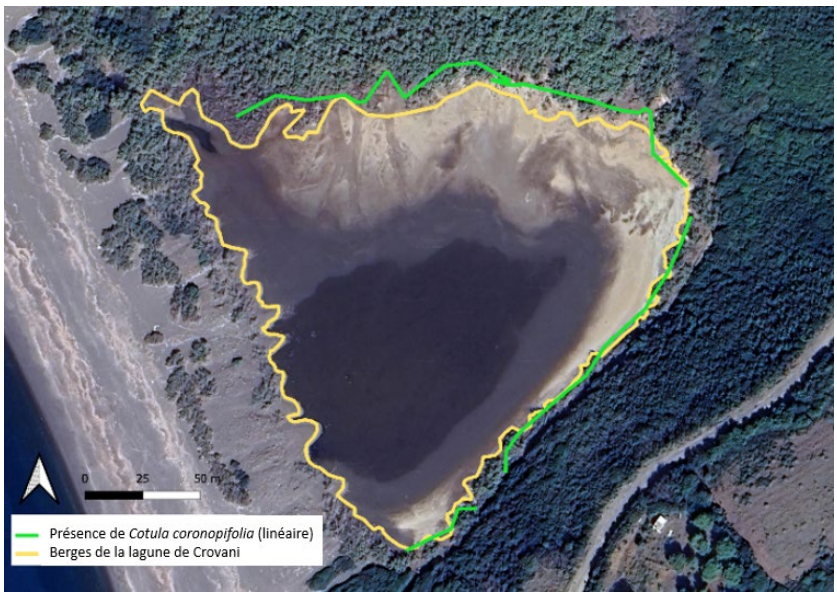


Figure 9. Linéaire de berge colonisé par *Cotula coronopifolia* (vert) sur la lagune de Crovani.

La note de l'indicateur 4 « *Espèces végétales exotiques envahissantes* », sachant que plus de 10 % du linéaire de la berge ou de la surface est colonisée par une EVEE, est de **-10**.

III.1.6. Indicateur 06 « Espèces animales exotiques envahissantes (EAEE) »

Le suivi régulier de la lagune a permis de mettre en évidence l'absence de cascail, *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel, 1923), ainsi que de toute autre espèce animale exotique envahissante induisant ainsi la note de **0**.

III.1.7. Indicateur 07 « Connectivité à la mer »

Comment évaluer la connectivité à la mer d'une lagune temporaire quand la définition même de ses lagunes décrit une connexion intermittente, rare, voire inexistante (milieu considéré comme endoréique ; Latron *et al.*, 2022). Le fonctionnement hydro-écologique des lagunes temporaires est façonnée par les fluctuations annuelles climatiques. Elles peuvent avoir des origines hydromorphologiques naturelles distinctes : (i) anciennes lagunes permanentes ayant été soumises à des dépôts sédimentaires (comblement ; Martin & Landim Dominguez, 1994) et à une déconnexion de la mer en raison de processus géomorphologiques (lagune temporaire isolée), (ii) pièces d'eau reliées entre elles en période de pleine mise en eau par des milieux terrestres à inondation intermittente, ou encore (iii) zone de bordure d'une lagune permanente

qui s'assèche annuellement et présente de ce fait un fonctionnement hydrologique typique des lagunes temporaires. La lagune de Crovani est considérée comme une lagune temporaire isolée. Le grau est d'origine naturelle. Cependant ce dernier n'est plus relié à la mer depuis plusieurs années ou uniquement en cas de fortes pluies.

De facto, l'indicateur 7 « *Connectivité à la mer* » obtient une note finale de **0**, bien que sa grille d'évaluation attribue une note de **0** lorsque l'**état** du grau est considéré comme **naturel**, et une note de **-15** lorsque le **fonctionnement** de la connectivité à la mer est jugé insignifiante ou n'existant plus. Cependant, la définition des modalités d'évaluation liées au fonctionnement du grau semble ne pas refléter la réalité observée sur le terrain. En effet, *« la connectivité à la mer est insignifiante ou n'existe plus ; il existe des barrières qui limitent les migrations (e.g. filets) ; le rythme des ouvertures/fermetures est contraint par des activités économiques ou touristiques qui ne tiennent pas compte du fonctionnement naturel de la lagune. La connectivité aux zones périphériques de la lagune nécessite des interventions fréquentes ou a été rompue »* (Barré *et al.*, 2020, p. 50). Dès lors, la note attribuée à cet indicateur, bien que conforme aux critères d'évaluation formels, ne semble pas en adéquation avec les conditions hydrologiques effectives.

III.1.8. Indicateur 08 « Nature des berges »

L'indicateur 8 « *Nature des berges* » évalue la proportion de berges naturelles, renaturées ou artificialisées selon trois catégories : la catégorie 1 correspond à des berges naturelles ou renaturées, la catégorie 2 à des berges modifiées mais non figées, et la catégorie 3 à des berges figées par des constructions verticales ou des enrochements. La méthodologie appliquée à cet indicateur a été uniformément mise en œuvre sur l'ensemble des 5 sites d'étude. Les photographies aériennes infrarouges en couleur (IRC) des années 2013 et 2019 ont été privilégiées (voir partie II.3.3. de ce présent rapport) et la campagne BD Ortho de 2021 a été utilisé pour vérifier la délimitation de la berge (Figure 10).

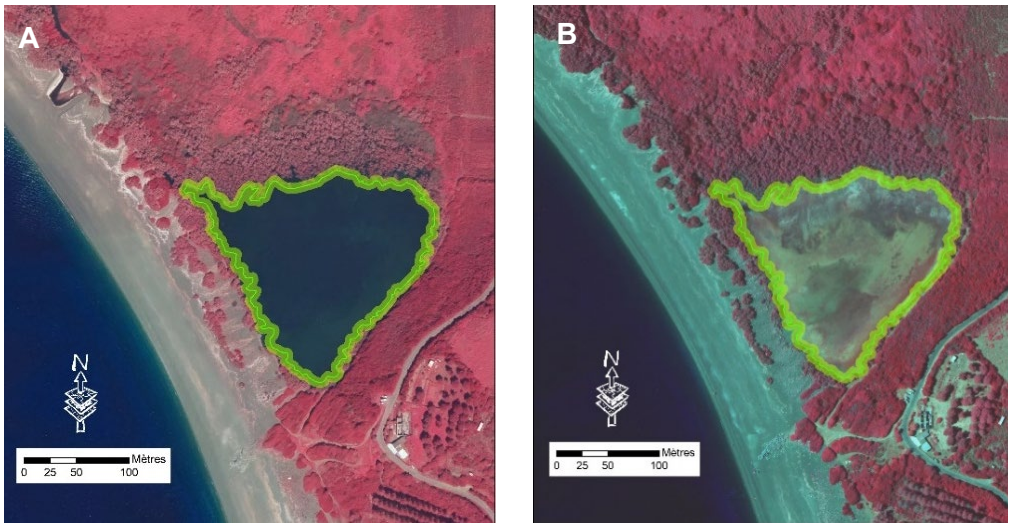


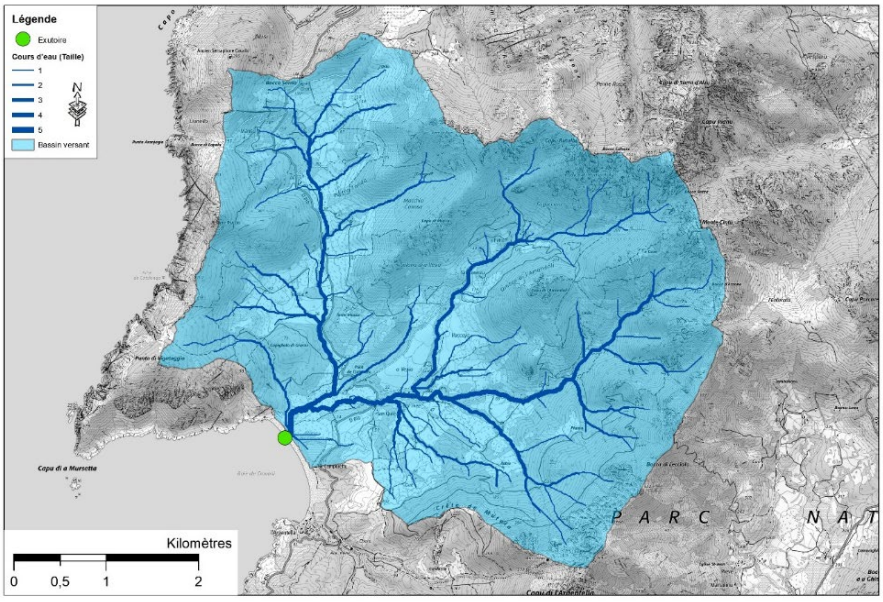
Figure 10. A : IRC 2013 de la lagune de Crovani. B : catégorisation de la nature des berges de la lagune de Crovani à partir de la BD-Ortho de 2021sur la base de campagnes terrain de 2022 à 2023 (vert : catégorie 1)

Dans le cas de la lagune de Crovani, l'ensemble de la berge est entièrement naturel, relevant donc exclusivement de la catégorie 1 (Figure 10). Cette situation optimale permet d'attribuer à cet indicateur une note de **0**.

III.1.9. Indicateur 09 « Fonctionnement hydrologique »

Le fonctionnement hydrologique d'une lagune dépend des interactions dynamiques entre la mer, le bassin versant, les zones humides périphériques et la lagune elle-même, formant un hydrosystème complexe et interdépendant. Ainsi pour appréhender le fonctionnement hydrologique d'une lagune, il est nécessaire de disposer de données quantitatives et qualitatives couvrant l'ensemble de l'hydrosystème (voir partie II.3.4. de ce présent rapport). Ces données sont obtenues à partir de mesures *in situ*, de modélisations hydrologiques, de données environnementales et de retours d'expérience de gestionnaires. Les apports en eau (e.g. pluie, nappes souterraines) ainsi que les échanges entre la lagune, la mer et les zones humides voisines sont des données indispensables. Il est aussi essentiel de suivre des paramètres comme les niveaux d'eau, la salinité, la température ou encore les nutriments. Enfin, l'impact des aménagements anthropiques et du changement climatique doit être pris en compte pour bien comprendre les déséquilibres éventuels.

Cependant, mettre en œuvre l'ensemble de ces recommandations pour le déploiement de cet indicateur sur les 5 sites d'étude n'a pas été possible. Nous avons donc décidé d'acquérir quelques données (e.g. délimitation et superficie des bassins versants, mesure des paramètres physico-chimiques clés) pour améliorer les connaissances sur chaque site et appréhender un peu mieux le contexte et le fonctionnement hydrologique des lagunes étudiées.



La délimitation du bassin versant de la lagune a été réalisée à l'aide du logiciel ArcGIS® (Figure 11). Les données altimétriques (Modèle Numérique de Terrain à une résolution de 5 m) ont été utilisées pour identifier les lignes de crête et déterminer les limites naturelles du bassin.

Figure 11. Délimitation du bassin versant de la lagune de Crovani via ArcGIS® (© OEC, 2023).

Le traitement a été effectué à l'aide d'outils hydrologiques disponibles dans ArcGIS®. Cette approche permet une représentation précise du bassin versant, essentielle pour l'analyse de son fonctionnement hydrologique. Le bassin versant de la lagune de Crovani couvre une superficie de 22.07 km^2. Le ratio du bassin versant sur la surface de la lagune est un indicateur intéressant qui permet de mettre en avant l'influence des apports du bassin versant. Il est de 8.52 pour la lagune de Crovani, ce qui signifie que cette dernière est fortement influencée par ses apports (e.g. eaux de ruissellement, nutriments, sédiments). C'est un facteur important à prendre en compte dans une démarche de gestion ou de suivi écologique (cf. Tableau S7 dans Derolez *et al.* (2025), pour comparer ce ratio à ceux des lagunes suivies dans le cadre de la DCE).

La profondeur maximale relevée dans l'étang durant nos 3 années de suivis est de 85 cm (23 novembre 2022). Les précipitations relevées à l'aide d'un pluviomètre HOBO® installé sur site en septembre 2021 combinées aux données Météo-France® SIML2 et aux hauteurs d'eau relevées à l'aide de l'échelle limnimétrique, rendent compte des phases d'inondation et d'exondation de la lagune (Figure 12). Ce travail a été couplé à un suivi réalisé via les images Copernicus Sentinel-2 (Figure 13 ; https://apps.sentinel-hub.com/sentinel-playground/).

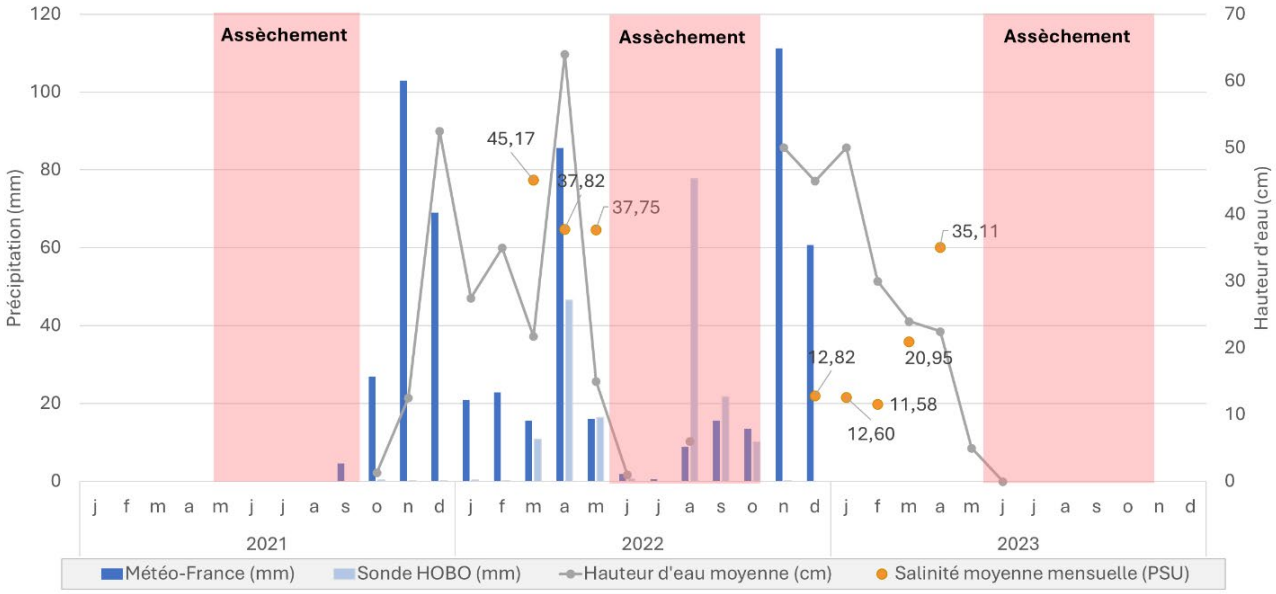


Figure 12. Hauteur d'eau mesurées ponctuellement sur la lagune (en cm), salinité moyenne ponctuellement relevée (PSU) et précipitation (mm) enregistrés par Météo France® SIML2 et un pluviomètre HOBO® RG3-M sur la lagune de Crovani de 2021 à 2023.

Le croisement de l'ensemble de ces données a permis de faire une corrélation entre les fortes précipitions et la mise en eux du site. Ce fonctionnement semble en adéquation avec les définitions existantes des lagunes temporaires méditerranéennes (Latron *et al.* 2022).

La lagune n'est pas soumise à un manque d'apport d'eau douce d'origine anthropique ni à une mise en eau ou un maintien en eau forcé. Son fonctionnement hydrologique est naturel et la note de **0** est attribué pour l'indicateur 9.

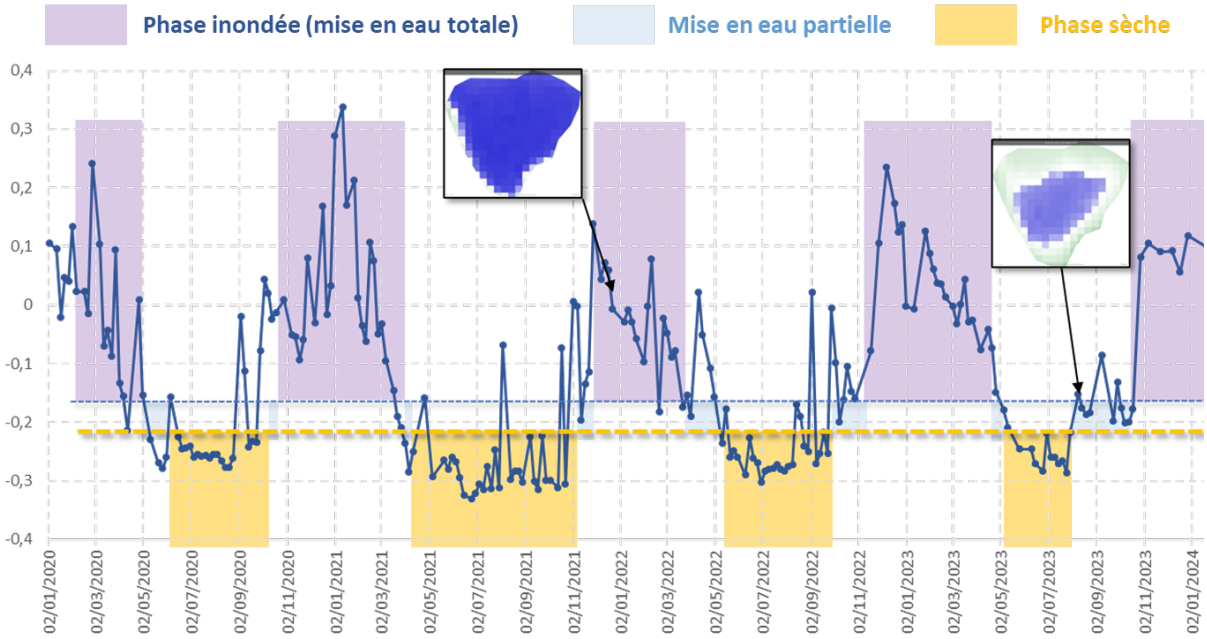


Figure 13. Visualisation des différentes phases d'inondation et d'exondation de la lagune de Crovani de janvier 2020 à janvier 2024 à partir des images Copernicus Sentinel- 2. La ligne bleu correspond au degré de mise en eau traduit par l'indice NDWI (travaux T. Leydier, UCPP).

III.1.10. Indicateur 10 « Colonne d'eau »

L'indicateur 10 « *Colonne d'eau* » n'est pas applicable aux lagunes temporaires. En effet, cet indicateur a été spécifiquement développé pour les lagunes permanentes, dans le cadre des suivis mis en œuvre pour la DCE. Ces suivis sont réalisés en période estivale (juin, juillet, août), période durant laquelle les lagunes temporaires sont en phase exondée.

Dans le cadre de nos travaux, nous avons toutefois choisi d'augmenter la fréquence d'échantillonnage afin d'améliorer la compréhension du fonctionnement hydro-écologique de ces habitats, encore peu documenté en Corse. Ainsi, dans une optique exploratoire, nous avons déployé un maximum d'indicateurs, dont l'indicateur 10 « *Colonne d'eau* », en procédant à des prélèvements et analyses lorsque la lagune était en eau. La lagune de Crovani apparaît comme une lagune fortement eutrophisée avec des concentrations en azote total (NT) et en azote inorganique dissous élevées (NID ; respectivement des teneurs en NID > à 100 µM annuellement (Figure 14b) et des concentrations en NT < à 5 µM en avril et mai 2022 et > à 20 µM en décembre 2022 (Figure 14a)). Des résultats similaires ont été obtenus sur des lagunes temporaires en Occitanie (Alary, 2023). Les concentrations en éléments dissous présents dans la colonne d'eau de la lagune représentent ce qui reste dans la colonne d'eau après consommation par les producteurs primaires (micro- et macro-algues). Le Fur *et al.* (2018) ont démontré que les évolutions de contribution des producteurs primaires lors du processus d'eutrophisation diffèrent en fonction de la salinité du milieu. Il est important donc de confronter ces résultats aux conditions environnementales relevées dans l'indicateur 9 « *Fonctionnement hydrologique* ».

Pour mémoire, les éléments azotés et phosphorés dissous proviennent des apports extrinsèques (e.g. bassin versant, mer, eau souterraine, apports anthropiques) ainsi que de la dégradation et de la reminéralisation de la matière organique et du relargage sédimentaire (Lafabrie *et al.*, 2013 ; Menció *et al.*, 2023).

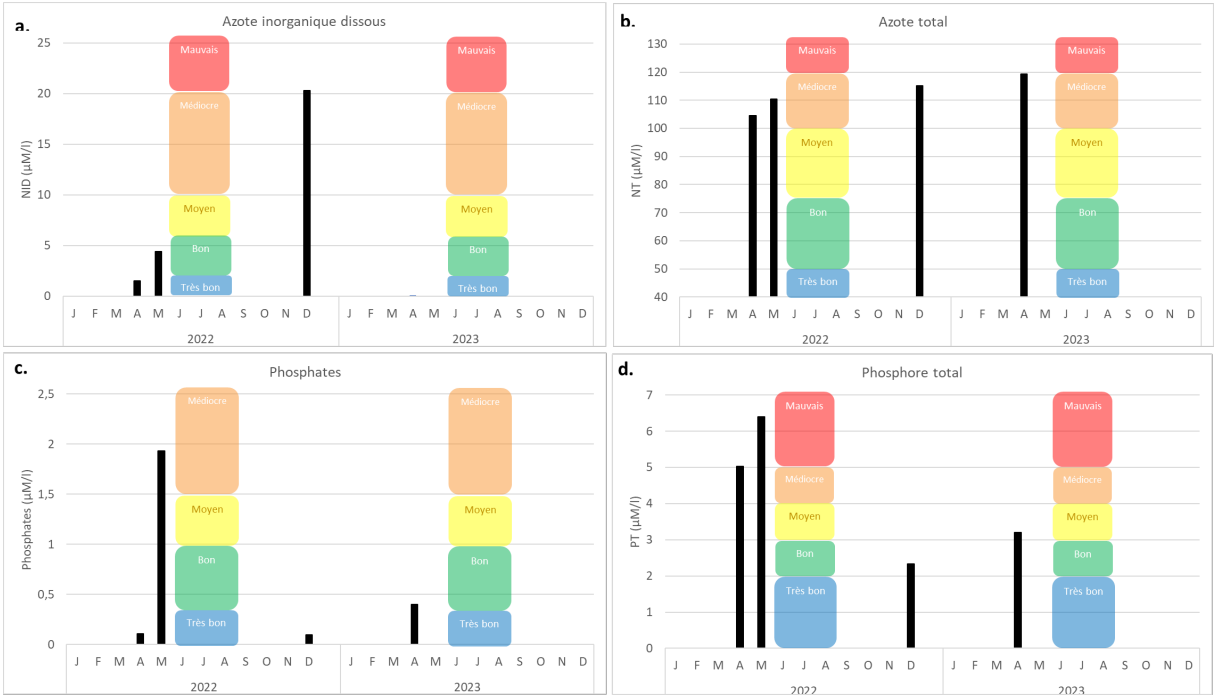


Figure 14. a. Azote total (µM), b. Azote inorganique dissous (µM), c. Phosphates (µM), d. Phosphore total (µM) et classification selon la grille de diagnostic DCE de l'état physico-chimique des masses d'eau lagunaires de la colonne d'eau de la lagune de Crovani.

Cependant, compte tenu du faible nombre de mesures réalisées et du décalage temporel avec la période de référence du protocole DCE, il n'est pas possible d'interpréter ces résultats pour répondre à l'indicateur 10 ni d'en tirer une notation. Néanmoins, ces données alimentent la base de connaissances de l'OEC sur ces milieux, et constitueront un socle utile pour de futurs travaux de recherche sur cet habitat.

III.1.11. Bilan intégratif des indicateurs de l'état écologique de la lagune de Crovani

L'ensemble des indicateurs déployés sur la lagune de Crovani, ainsi que les précisions et interprétations détaillées ci-dessus, nous ont permis d'obtenir une évaluation de son état global de conservation (Tableau V ; Figure 15). Le calcul ajusté exclut les indicateurs qui ont été appliqués alors qu'ils ne devaient pas l'être. Nous avons fait le choix d'afficher deux notes (Tableau V), car l'indicateur 7 « Connectivité à la mer » peut faire l'objet de diverses interprétations. La lagune de Crovani a ainsi obtenu une note comprise entre **92,3** et **80,8**, traduisant un **état de conservation favorable** (> 70 ; d'après Delavenne & de Bettignies, 2023, adapté de Maciejewski *et al.*, 2016). La présence de l'espèce végétale exotique envahissante *Cotula coronopifolia*, ainsi que l'état de fonctionnement de la connectivité à la mer, constituent les deux indicateurs déclassants pour ce milieu.

Tableau V. Synthèse des indicateurs et notation finale de l'état de conservation de la lagune de Crovani d'après la méthode Lepareur *et al*. (2019).

Indicateur	Appréciation	Note			
Ind01 - Surface de l'habitat	Surface stable	Bon		Bon	
Ind02C - Macrophytes	Pas de présence d'espèces indicatrices de dégradation (RD) (≤ à 1 %)	0		0	
Ind03 – Surface des herbiers	*Cet indicateur n'est pas à déployer pour les lagunes temporaires*				
Ind04 - EVEE	*Cotula coronopifolia* identifiée sur le site, colonisant entre 1 et 10% inclus du linéaire de berge ou de la surface colonisé(e)	-10		-10	
Ind06 - EAEE	Le Cascail est absent sur la pièce d'eau	0		0	
Ind07 - Connectivité à la mer	Etat : le grau est naturel (Note : 0) Fonctionnement : la connectivité à la mer est inexistante pour le site de Crovani (Note -15). **Cependant le grau n'est jamais connecté à la mer ; se pose alors la question de la pertinence de cette distinction pour les lagunes temporaires (Note : 0)**	0		-15	
Ind08 - Nature des berges	Plus de 85 % des berges sont naturelles ou renaturées (Cat. 1) et moins de 10 % des berges sont figées par des rochers ou des constructions verticales (Cat. 3).	0		0	
Ind09 - Fonctionnement hydrologique	Fonctionnement hydrologique naturel.	0		0	
Ind10 - Colonne d'eau	*Cet indicateur n'est pas à déployer pour les lagunes temporaires.*				
Ind11 - Contaminant chimique	*Cet indicateur n'est pas à déployer pour les lagunes temporaires.*				
Ind12 - Sédiments	*Cet indicateur n'est pas à déployer pour les lagunes temporaires.*				
	TOTAL	**92.31**	BON	**80.77**	BON

Il est toutefois important de souligner que l'indicateur 10 « Colonne d'eau » n'a pas pu être noté, car il n'est pas à déployer sur les lagunes temporaires. Or, les teneurs en nutriments y sont particulièrement élevées et mériteraient un suivi à plus long terme, afin de déterminer si ces concentrations sont intrinsèquement liées au fonctionnement de la lagune ou si elles résultent d'apports anthropiques issus de son bassin versant. En effet, les lagunes temporaires ou confinées sont de plus en plus reconnues pour leur sensibilité à l'eutrophisation, phénomène pouvant affecter significativement leur état écologique et leur fonctionnement. Cette eutrophisation est souvent provoquée par des apports nutritifs d'origine anthropique et peut se

manifester rapidement en raison des faibles échanges avec la mer. La dynamique des apports en nutriments dans ces lagunes, principalement liée au ruissellement agricole, aux rejets d'eaux usées et à l'urbanisation, a des implications importantes sur la structure et le fonctionnement de l'écosystème (Padedda *et al.*, 2019 ; Laut *et al.*, 2021).



Figure 15. Proposition de représentation de la notation finale de l'état de conservation de la lagune de Crovani d'après Delavenne & de Bettignies, 2023.

L'ensemble des indicateurs déployés sur la lagune de Crovani sur une période de trois ans (2021–2023 ; Figure 16) contribue à enrichir les connaissances sur les lagunes temporaires de petite taille et constitue un point de départ pour le suivi de l'évolution de cet écosystème.

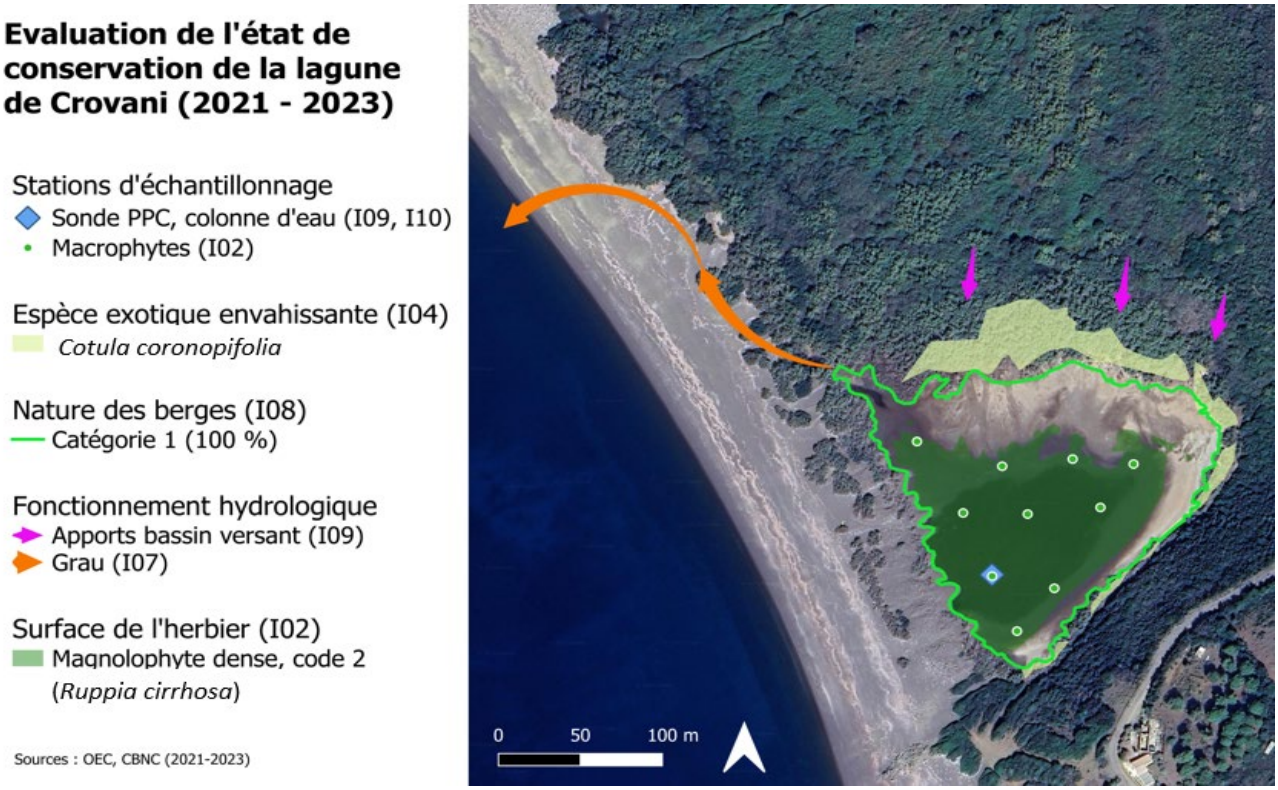


Figure16. Synthèse des principaux résultats et localisation des stations des indicateurs déployés sur la lagune de Crovani dans le cadre de l'évaluation de son état de conservation (2021 - 2023).

III.2. Lagune de Pisciu Cane

III.2.1. Localisation et contexte

La lagune de Pisciu Cane (41°27'06" N, 09°05'50" E) est située au nord du golfe de Ventilegne, sur les communes de Bonifacio et de Figari (Corse-du-Sud), au sein du site Natura 2000 FR9400592 « *Ventilegne, la Trinité de Bonifacio, Fazzio* » (Figure 17). Elle occupe une superficie, dont l'étendue diffère selon les sources, comprise entre 6.2 ha (Roux,1989) et 15.5 ha (AGENC & CRSC, 1996). Le plan d'eau est intégré au périmètre de la Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio (RNBB), créée par décret ministériel en date du 23 septembre 1999. Principalement maritime, cette réserve comprend également certaines zones terrestres situées dans le périmètre Natura 2000, parmi lesquelles les lagunes de Pisciu Cane, Ventilegne et Testarella, classées en **Zones de Protection Renforcée** (ZPR ; Chapitre IV, articles 22 à 29 du décret). Dans ces zones, la réglementation en vigueur interdit la chasse et la pêche sous-marine. La pêche de loisir y est autorisée uniquement selon des techniques spécifiques : palangrotte, traîne où lancer, pratiquées depuis une embarcation ou depuis le rivage. L'introduction d'animaux domestiques est strictement encadrée, autorisée uniquement dans le cadre d'activités agro-pastorales définies ou lorsqu'ils participent à un service public. L'introduction d'espèces animales non domestiques ou de végétaux est interdite, tout comme toute atteinte ou collecte d'espèces animales et végétales, quel que soit leur état de conservation. La circulation dans la zone est permise, mais strictement limitée aux sentiers balisés (Culioli *et al.*, 2023). Depuis 2001, le site est propriété du CdL et sa gestion est assurée par l'OEC.



Figure 17. Localisation de la lagune de Pisciu Cane et photographies en vue aérienne de la lagune (photo de droite ; ©Volto E.) et en septembre 2021 (photo de gauche, © Chokier N. TdV/PRLM).

Cette lagune, allongée perpendiculairement à la côte, constitue la terminaison d'un ruisseau côtier situé au nord (ou *ria* ; Frisoni, 1981). De type estuarien, elle est encaissée entre deux collines granitiques plus ou moins abruptes. Un cordon littoral relativement large l'isole de la mer, et un grau, ouvert de manière temporaire, permet des échanges occasionnels avec le milieu marin. La lagune est alimentée en eau douce par 2 petits cours d'eau temporaires dans sa partie occidentale, formant une petite baie interne, ainsi que par un ruisseau principal situé au nord. Les variations du niveau d'eau dépendent principalement des précipitations locales et

des tempêtes marines. Ces fluctuations saisonnières influencent fortement la salinité de l'eau ainsi que la nature du substrat (Lorenzoni *et al.*, 1993a). L'évaporation peut entraîner un assèchement partiel, voire total, de la lagune, provoquant une augmentation de la salinité, un facteur structurant majeur pour la végétation (Lorenzoni *et al.*, 1993a). Ces conditions favorisent l'installation de nombreux groupements végétaux et le développement d'une flore riche et diversifiée (Lorenzoni *et al.*, 1993a ; Piazza & Paradis, 1996 ; Lorenzoni, 1997). Dans sa partie centrale, la profondeur varie entre 1 et 2 m, et les sédiments sont constitués de sables grossiers légèrement enrichis en matière organique. Les zones influencées par les apports d'eau douce dont la baie située à l'Ouest, présentent des dépôts dominés par des argiles et des sables vaseux. Avec le temps, le cordon littoral et le grau se sont progressivement chargés en banquettes et litière de Posidonie, ce qui favorise une perte récurrente de connectivité avec le milieu marin (Figure 18 ; Roux, 1989 ; Lorenzoni *et al.*, 1993a).

Les travaux menés par Guelmami *et al.* (en rédaction) ont permis de classer cette lagune en **classe 6 « lagune semi-permanente »**, caractérisée par une période annuelle d'assèchement comprise entre 10 et 12 mois.



Figure 18. Banquettes de Posidonie le long du lido (photo de gauche, octobre 2020) et obstruant le grau de la lagune de Pisciu Cane (photo de droite, mai 2023 ; © Garrido M.).

III.2.2. Indicateur 01 « Surface de l'habitat »

La surface des lagunes a fait l'objet d'une étude interrégionale réalisée par la Tour du Valat et le Pôle-relais lagunes méditerranéennes (Oswatte- Liyanage, 2021 ; Guelmami *et al.*, en rédaction). Ces travaux ont permis d'affiner la superficie de la lagune de Pisciu Cane qui s'étend sur 11.88 ha. La cartographie correspond au t0 et ne permet pas d'appliquer la notation de l'indicateur 01 « *Surface de l'habitat* ». Cependant, un travail à partir d'images satellites disponibles sur le portail de l'IGN, Géoportail et remonter le temps, a permis de constater que peu d'évolution dans le temps ont marqué la lagune (1951, 1960, 1968, 1969, 1971, 1985, 1990, 1996, 2002, 2011 et 2021 ; Figure 19).

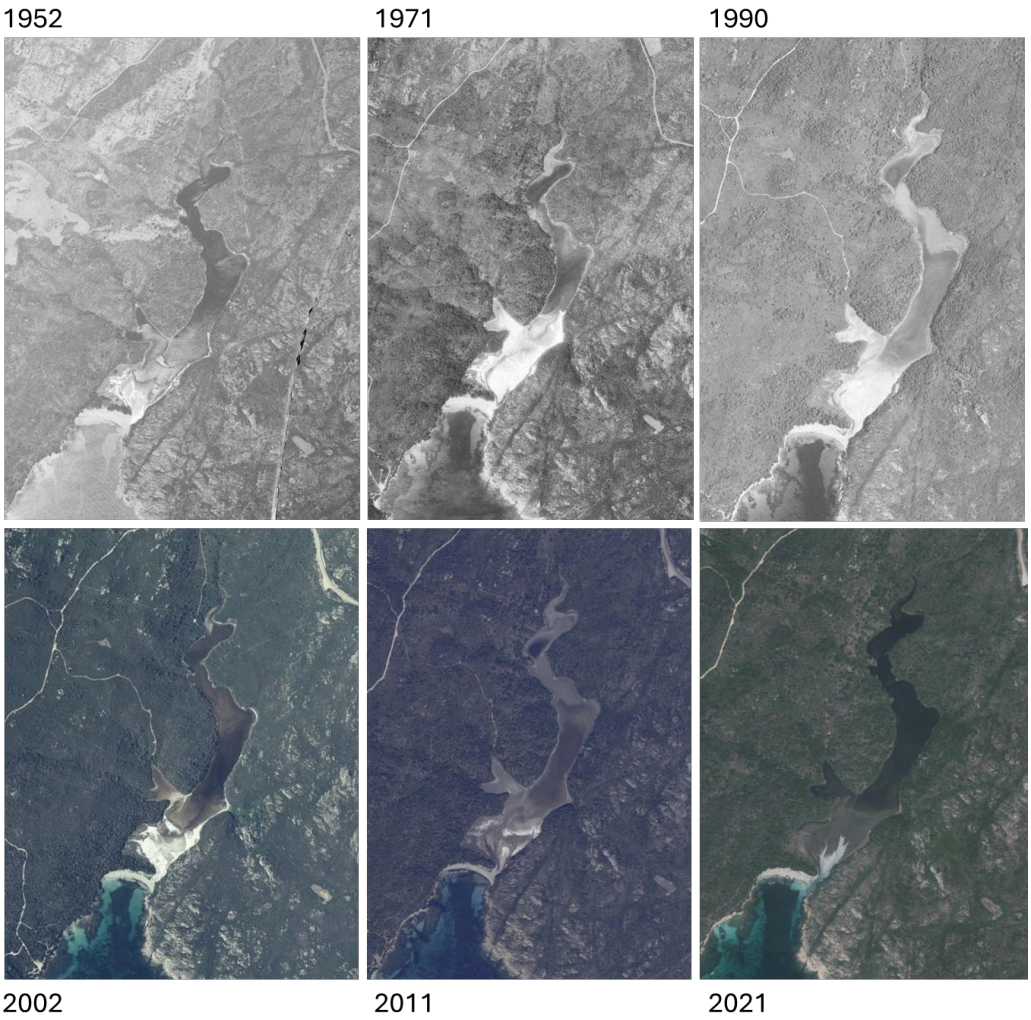


Figure 19. Images satellites illustrant l'évolution paysagère et surtout des phases d'exondation de la lagune de Pisciu Cane sur plusieurs décennies (captures © Géoportail).

III.2.3. Indicateur 02a « Macrophytes en lagunes permanentes marinisées »

Bien que la lagune de Pisciu Cane soit considérée comme semi-permanente (classe 6 ; Guelmami *et al.*, en rédaction) avec une salinité supérieure à 18 PSU, nous avons fait le choix de déployé l'indicateur 2a « *Macrophytes en lagunes permanentes marinisées* ». En effet, après 2 ans de suivis et prospections macrophytes (2021 et 2022), nous avons constaté qu'elle présentait des caractéristiques proches des lagunes permanentes.

L'indicateur 2a « *Macrophytes en lagunes permanentes marinisées* » a été mis en place par l'OEC, avec le concours de l'Ifremer. La campagne terrain a été réalisée au mois de juin 2023, période durant laquelle la couverture végétale est maximale. La quantification du recouvrement ainsi que la diversité macrophytique ont été réalisées grâce à l'utilisation conjointe de 2 méthodes (Figure 20) :

- la méthode développée dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire (RSL) puis adaptée aux besoins de la DCE, (Lauret *et al.*, 2011, Ifremer, 2012 ; Ifremer, 2013 ; Cimiterra *et al.* 2020), testée au préalable sur une lagune de petite surface en Corse (Malet *et al.*,

2023). Cette méthode a pour objectif de permettre un suivi facilité à déployer annuellement par le gestionnaire, soit 3 stations centrales (rond coloré au centre des transects 1 à 3 ; Figure 20) ;

- et une évaluation complémentaire de la couverture macrophytique réalisée à partir de transects, initialement utilisée en milieu terrestre (Corre, 1970) et déjà éprouvée en milieu lagunaire (Garrido & Pasqualini, 2011 ; Malet *et al.*, 2023). Trois transects T1 à T3 (entre la rive Est et Ouest ; Figure 19) ont été couplés à 5 stations ponctuelles (ronds gris ; Figure 20). La nature du sédiment ainsi que la hauteur d'eau ont été appréciées (données non présentées dans ce rapport).

Lors du déploiement de l'indicateur (13 juin 2023), la lagune présentait une faible hauteur d'eau, oscillant entre 0,3 et 0,9 m. La visibilité était excellente sur l'ensemble des stations étudiées. Aucune espèce indicatrice de dégradation n'a été relevé. *Ruppia cirrhosa* seule espèce observée durant la campagne, recouvrait la totalité de la surface en eau (Figure 20). Une importante litière de *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813 était présente de l'embouchure jusqu'à la moitié du bassin sud de la lagune. Une progression de la litière a été constatée entre juin 2021 et juin 2023. Des fragments de *Lamprothamnium papulosum* (K.Wallroth) J.Groves, 1916 ont été observés à plusieurs reprises au nord de la lagune, ce qui a permis d'attester la présence de cette espèce de référence.

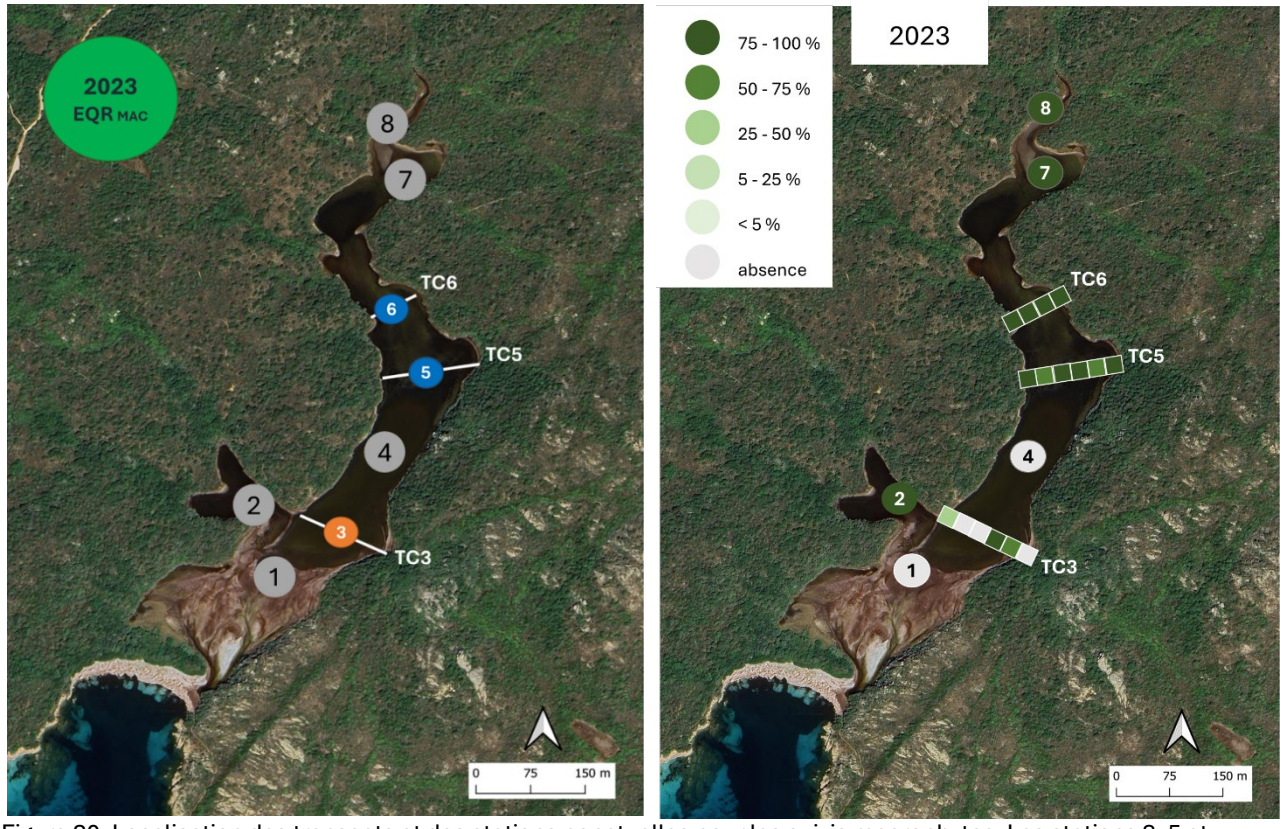


Figure 20. Localisation des transects et des stations ponctuelles pour les suivis macrophytes. Les stations 3, 5 et 6 (figure de gauche) représentent les stations de « références » à suivre annuellement (bleu = très bon ; orange=médiocre). Les stations, en gris seront à suivre tous les 3 ans si nécessaire ou tous les 6 ans dans le cadre d'une évaluation globale. La figure de droite représente la couverture macrophytique réalisée à partir des transects et sur les 5 stations ponctuelles.

Une fois les espèces et leur taux de recouvrement appréciés, le ratio de qualité écologique des macrophytes EQR $_{MAC}$ (*Ecological Quality Ratio* « *macrophytes* ») a été calculé sur les stations 3, 5 et 6 à partir des ratios de qualité écologique de composition (EQR $_C$) et d'abondance (EQR $_A$). Ce dernier est de 0.75 et correspond à classe de qualité « **bon** » (compris entre]0.8 – 0.6[; Figure 18).

L'intégration de cet indicateur 2a « *Macrophytes en lagunes permanentes marinisées* » (développé dans le cadre de la DCE) dans la méthode d'évaluation de l'état de conservation des lagunes permet d'obtenir une **note de -10** (Indice EQR $_{MAC}$ < 0.8 et ≥ 0.6 ; Barré *et al.*, 2020) sur la lagune de Pisciu Cane.

III.2.4. Indicateur 03 « Surface des herbiers »

Une cartographie de la surface occupée par l'herbier a été réalisée par l'Université de Corse (UCPP) à partir d'images acquises par drone (DJI® Mavic Pro 2). le même jour que la campagne de terrain dédiée aux macrophytes. Cette cartographie a été complétée par un relevé de terrain détaillé (Figure 21). L'objectif principal était de comparer le niveau actuel de développement des macrophytes à leur niveau de développement optimal, tel que défini par Papuga (2012).

L'herbier de *Ruppia cirrhosa* couvrait une surface de 5.19 ha. Sa densité et son recouvrement variaient en fonction de sa localisation dans la lagune : l'herbier était plus dense au nord et dans la baie occidentale, tandis qu'il apparaissait plus clairsemé au centre de la lagune ainsi que sur les périphéries Est et Ouest du bassin Sud (Figure 21). Les images drones ont permis de valider les observations de terrain et d'affiner les contours de la cartographie de cet herbier monospécifique.

La typologie utilisée pour la cartographie s'appuie sur une classification co-construite par différents acteurs dans le cadre des travaux menés par I-Sea pour la cartographie des herbiers sur 8 lagunes en Occitanie et en région Provence-Alpes-Côte d'Azur (I-Sea, 2023).

Sachant que les sédiments meubles et les fonds rocheux ne constituent pas un substrat colonisable pour *Ruppia cirrhosa*, la surface potentiellement colonisable correspond à la somme de la surface occupée par l'herbier et de celle recouverte par des « *tapis de magnoliophytes mortes* » (*Posidonia oceanica*). Ces derniers pouvant potentiellement offrir un substrat favorable à la colonisation. Le rapport entre la surface effectivement colonisée par l'herbier et la surface potentiellement colonisable est de 52 %, ce qui confère à la lagune de Pisciu Cane la **note de -20** pour l'indicateur 3 « *Surface des herbiers* », selon les critères de Barré *et al.* (2020), qui attribuent cette note aux herbiers couvrant plus de 40 % de leur surface colonisable théorique.



Figure 21. À droite, image drone de la lagune de Pisciu Cane réalisée le 13 juin 2023 © Cesari F., OEC/APMIL. Au centre, relevé terrain et à gauche cartographie de la surface de l'herbier de *Ruppia cirrhosa* à partir de l'ensemble de ces données.

Cependant, la partie Sud de la lagune est soumise à des assèchements fréquents (Figure 19). Une litière dense de *Posidonia oceanica* s'y accumule depuis plusieurs décennies. Or, les conditions hydro-climatiques récentes, moins propices à des épisodes de fortes pluies ou de « crue », ne permettent plus l'évacuation naturelle de cette litière. Ces contraintes hydrodynamiques limitent ainsi l'expansion de *Ruppia cirrhosa* dans cette zone. Il s'agit là d'un « filtre » stochastique au sens de Papuga (2012), qui réduit la surface colonisable par l'herbier. *De facto*, la pertinence de la surface potentiellement colonisable pour évaluer l'état de développement de l'herbier peut être questionnée, dans la mesure où les assèchements, en particulier dans la partie sud de la lagune, sont connus pour être structurels et historiques (Roux, 1989). Ainsi, bien que l'état de santé de l'herbier soit jugé bon par les gestionnaires et les acteurs œuvrant sur la lagune, la surface théoriquement colonisable ne peut être considérée comme réellement disponible à la colonisation en raison des contraintes hydrologiques. Une **note de 0** a donc été attribuée à l'indicateur 3 « *Surface des herbiers* » sur la lagune de Pisciu Cane.

III.2.5. Indicateur 04 « Espèces végétales exotiques envahissantes (EVEE) »

Le CNBC n'ayant relevé aucune EVEE lors d'une sortie effectuée le 24 mai 2022, la **note** pour l'indicateur 4 *« Espèces végétales exotiques envahissante* » est de **0**.

III.2.6. Indicateur 06 « Espèces animales exotiques envahissantes (EAEE) »

Le suivi régulier de la lagune a permis de constater l'absence de l'espèce *Ficopomatus enigmaticus* (Cascail), ce qui justifie l'attribution d'une **note de 0** à cet indicateur. En revanche, elle est impactée par la présence du crabe bleu, *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Marchessaux *et al.*, 2024 ; Mondoloni, 2024). Bien que la note reste inchangée, un niveau élevé de vigilance est requis concernant l'évolution de cette espèce au sein de la lagune.

III.2.7. Indicateur 07 « Connectivité à la mer »

Le suivi temporel de la connectivité entre la lagune et le milieu marin a débuté en octobre 2020 (Figure 22). À chaque campagne, une série de photographies est réalisée sous différents angles afin d'obtenir une vision la plus complète possible de l'état de la connexion à une date donnée, et ainsi mieux comprendre le fonctionnement du grau (Figure 22).

Entre juillet et mi-novembre 2022, la lagune de Pisciu Cane s'est asséchée sur plus des trois quarts de sa superficie totale. Son grau naturel est fortement influencé par les aléas climatiques (e.g. pluie, marée, submersions marines lors de fortes tempêtes), par le débit des ruisseaux temporaires situés dans une baie à l'ouest et au nord de la lagune, mais surtout par le comblement progressif dû aux dépôts naturels de banquettes de Posidonie. Ces dépôts, notamment lors des tempêtes, entraînent l'accumulation d'une grande quantité de litière de Posidonie, couvrant une superficie de plus de 1,5 ha dans la partie sud de la lagune (Figure 21). Cette accumulation résulte d'un processus naturel s'étalant sur plusieurs décennies (Figure 19).

Le grau de la lagune de Pisciu Cane étant d'origine naturelle, la **note d'état de la connectivité est de 0**. La connexion à la mer se maintient naturellement, sans intervention humaine, et ne nécessite pas de dragages récurrents. Toutefois, une diminution progressive de la capacité de la lagune à maintenir cette connectivité est observée ces dernières années. Malgré cela, la **note de fonctionnement reste à 0**. La **note globale** pour l'indicateur 7 « *Connectivité à la mer* » est donc de **0**.

Date	Etat connexion	Saison
10/10/2020	0	automne
06/06/2021	0	printemps
05/09/2021	1	été
25/01/2022	0	hiver
13/05/2022	1	printemps
02/06/2022	1	été
12/07/2022	0	été
24/08/2022	0	été
02/12/2022	1	automne
24/01/2023	0	hiver
13/02/2023	0	hiver
12/05/2023	0	printemps
13/06/2023	0	été
05/07/2023	1	été
10/07/2023	1	été
17/08/2023	0	été
13/11/2023	0	automne





Figure 22. Suivi temporel de la connectivité à la mer de la lagune de Pisciu Cane, 0 = fermé et 1 = ouvert. Chaque suivi est accompagné d'une série de photographies (e.g. © Chokier N., sept. 2021, © Garrido M., nov. 2023).

III.2.8. Indicateur 08 « Nature des berges »

L'indicateur 8 « *Nature des berges* » évalue la proportion de berges naturelles, renaturées ou artificialisées selon trois catégories : la catégorie 1 correspond à des berges naturelles ou renaturées, la catégorie 2 à des berges modifiées mais non figées, et la catégorie 3 à des berges figées par des constructions verticales ou des enrochements. La méthodologie appliquée à cet indicateur a été uniformément mise en œuvre sur l'ensemble des 5 sites d'étude. Les photographies aériennes infrarouges en couleur (IRC) des années 2013 et 2019 ont été privilégiées (voir partie II.3.3. de ce présent rapport) et la campagne BD Ortho de 2021 a été utilisé pour vérifier la délimitation de la berge (Figure 23).

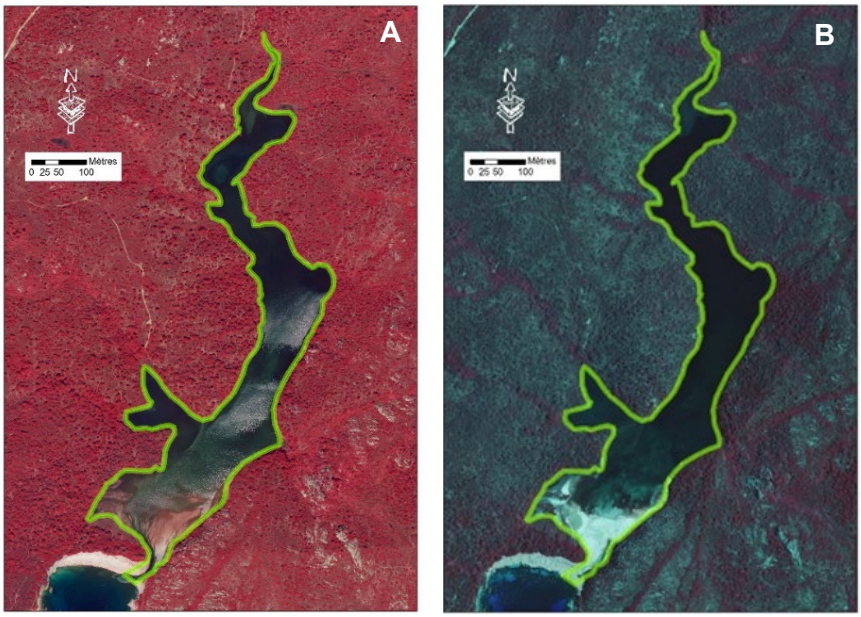


Figure 23. A : IRC 2013 de la lagune de Pisciu Cane. B : catégorisation de la nature des berges de la lagune à partir de la BD-Ortho de 2021sur la base de campagnes terrain de 2020 à 2023 (vert : catégorie 1)

Dans le cas de la lagune de Pisciu Cane, l'ensemble de la berge est entièrement naturel, relevant donc exclusivement de la catégorie 1 (Figure 23). Cette situation optimale permet d'attribuer à cet indicateur une note de **0**.

III.2.9. Indicateur 09 « Fonctionnement hydrologique »

Le fonctionnement hydrologique d'une lagune dépend des interactions dynamiques entre la mer, le bassin versant, les zones humides périphériques et la lagune elle-même, formant un hydrosystème complexe et interdépendant. Ainsi pour appréhender son fonctionnement hydrologique, il est nécessaire de disposer de données quantitatives et qualitatives couvrant l'ensemble de l'hydrosystème (voir partie II.3.4. de ce présent rapport). Ces données sont obtenues à partir de mesures *in situ*, de modélisations hydrologiques, de données environnementales et de retours d'expérience de gestionnaires. Les apports en eau (e.g. pluie, nappes souterraines) ainsi que les échanges entre la lagune, la mer et les zones humides voisines sont des données indispensables. Il est aussi essentiel de suivre des paramètres comme les niveaux d'eau, la salinité, la température ou encore les nutriments. Enfin, l'impact des aménagements anthropiques et du changement climatique doit être pris en compte pour bien comprendre les déséquilibres éventuels.

Cependant, mettre en œuvre l'ensemble de ces recommandations pour le déploiement de cet indicateur sur les 5 sites d'étude n'a pas été possible. Nous avons donc décidé d'acquérir quelques données (e.g. délimitation et superficie des bassins versants, mesure des paramètres physico-chimiques clés) pour améliorer les connaissances sur chaque site et appréhender le contexte et le fonctionnement hydrologique des lagunes étudiées.

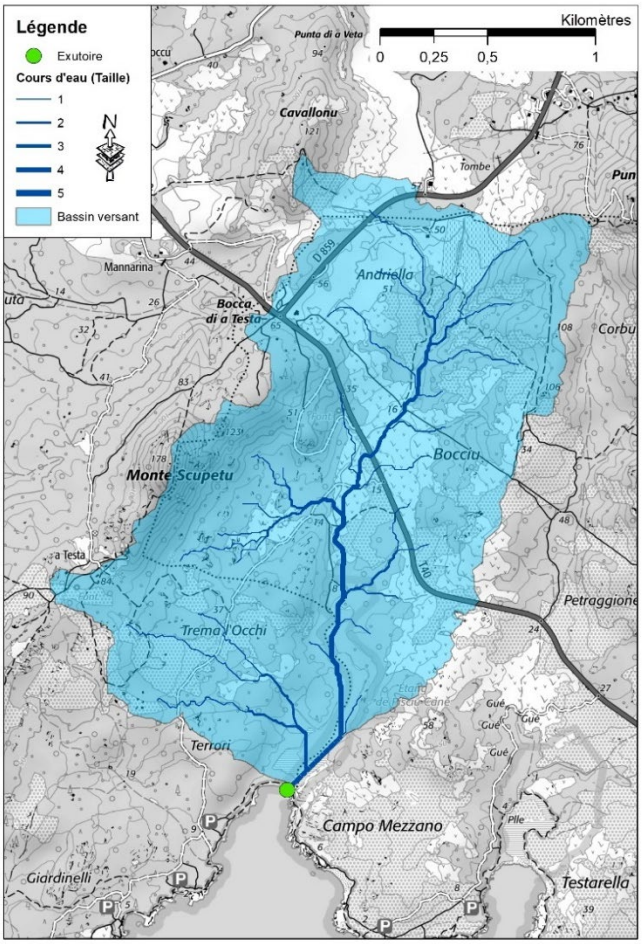


Figure 24. Délimitation du bassin versant de la lagune de Pisciu Cane via ArcGIS®(© OEC, 2023).

La délimitation du bassin versant de la lagune de Pisciu Cane a été réalisée à l'aide du logiciel ArcGIS® (Figure 24). Les données altimétriques (Modèle Numérique de Terrain à une résolution de 5 m) ont été utilisées pour identifier les lignes de crête et déterminer les limites naturelles du bassin. Le traitement a été effectué à l'aide d'outils hydrologiques disponibles dans ArcGIS®. Cette approche permet une représentation précise du bassin versant, essentielle pour l'analyse de son fonctionnement hydrologique. Le bassin versant de la lagune couvre une superficie de 3.89 km^2.

Le ratio du bassin versant sur la surface de la lagune est un indicateur intéressant qui permet de mettre en avant l'influence des apports du bassin versant. Il est de 0.42 pour la lagune de Pisciu Cane, ce qui signifie que cette dernière est influencée par ses apports (e.g. ruissellement, apports sédimentaires, nutriments). C'est un facteur important à prendre en compte dans une démarche de gestion ou de suivi écologique.

L'interprétation du fonctionnement hydrologique de la lagune de Pisciu Cane doit être mise en parallèle avec l'évolution du contexte climatique passé ainsi qu'avec les conditions météorologiques observées au cours de la période d'étude (2021 à 2023). Des conditions climatiques distinctes ont été observées entre ces trois années (Figure 25 ; note hydroclimatique en Corse, DREAL Corse). Les années 2022 et 2023 ont été marquées par des conditions extrêmes, avec des températures record et des périodes prolongées de sécheresse, en particulier dans l'extrême sud de la Corse. L'année 2021, bien que plus modérée, a également présenté un déficit notable en précipitations. Ces évolutions soulignent l'impact croissant du changement climatique sur l'île. La salinité apparaît comme un marqueur clé du fonctionnement hydrologique des lagunes de petite taille étudiées dans ce travail. En effet, elle intègre l'ensemble des apports (marins et continentaux) ainsi que les effets de l'évaporation.

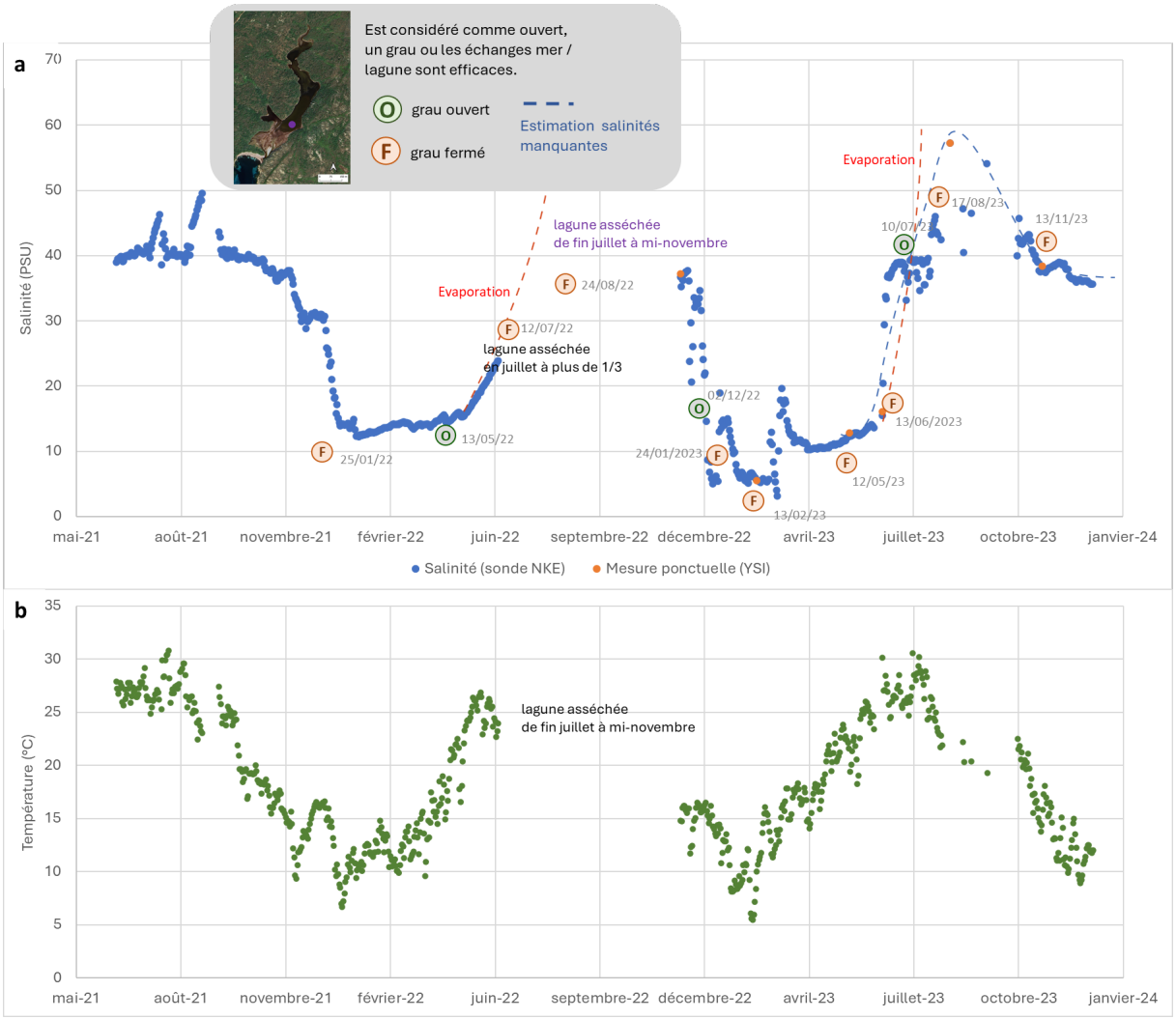


Figure 25. a. Suivi de la salinité (PSU) calculée à partir des données mesurées par une sonde ®NKE Wisens CTDs (bleu, mesure haute fréquence en continue) et une sonde YSI (orange, mesure ponctuelle) et des conditions de la connectivité du grau de la lagune de juin 2021 à décembre 2023 (F : grau fermé, O : Grau ouvert, permettant les échanges entre la mer et la lagune). b. Température (°C) mesurée à partir d'une sonde ®NKE Wisens CTDs sur la lagune de Pisciu Cane entre juin 2021 et décembre 2023.

Les salinités les plus élevées dans la lagune ont été enregistrées pendant les périodes estivales de 2022 et 2023, et durant l'automne 2023 uniquement. Ces salinités ont dépassé 50 PSU. Malheureusement, les mesures directes n'ont pas pu être réalisées durant certaines périodes critiques, pour deux raisons principales : (i) en 2022, les très fortes chaleurs prolongées ont entraîné une évaporation intense, provoquant l'assèchement quasi total de la lagune entre fin juillet et mi-novembre ; (ii) en 2023, la sonde a atteint sa limite de saturation en conductivité (voir Bernard *et al.*, 2024). L'identification des périodes d'invalidité des données s'est appuyée à la fois sur (i) les observations de terrain et (ii) des tests de validité des données. Ces observations ont été consignées dans une base de données retraçant les périodes où des dysfonctionnements ont été constatés, soit liés aux conditions de déploiement sur site (e.g. exondation des sondes, saturation), soit dus à des défaillances techniques (dérive des mesures, colmatage). Ces informations ont ensuite été croisées avec une analyse des trois variables mesurées par les sondes, température, pression et conductivité, dont dépend le

calcul de la salinité (Unesco, 1981). Toute erreur sur l'une de ces variables peut affecter la validité des valeurs de salinité (Bernard *et al.*, 2024).

Le croisement des données de précipitations (données non présentées), de connectivité (ouverture du grau) et de salinité (Figure 25a) a permis d'identifier une corrélation entre les épisodes pluvieux, l'ouverture du grau, et la diminution de la salinité. Ce fonctionnement est en accord avec les résultats obtenus sur d'autres lagunes de petite taille (Ligorini *et al.*, 2023a ; Malet *et al.*, 2023). La salinité de la lagune de Pisciu Cane a montré une forte variabilité saisonnière (coefficient de variation de 51 %), variant de 3.15 PSU (mars 2023) à 57.24 PSU (août 2023 ; Figure 25a) selon les conditions hydrologiques. En été, la combinaison de fortes températures et de la fermeture de l'embouchure a pu entraîner une hypersalinité non mesurée, voire un assèchement complet (été 2022). À l'inverse, les pluies hivernales et les ouvertures du grau ont provoqué des baisses rapides de salinité (Figure 25a). Cette dynamique témoigne de la grande sensibilité de la lagune à la connectivité marine et aux aléas climatiques, justifiant une gestion hydrique adaptative.

La lagune n'est pas soumise à un manque d'apport d'eau douce d'origine anthropique ni à une mise en eau ou un maintien en eau forcé. Son fonctionnement hydrologique est naturel ainsi la **note de 0** est attribuée pour l'indicateur 9.

III.2.10. Indicateur 10 « Colonne d'eau »

L'état de la colonne d'eau de la lagune de Pisciu Cane a été évalué à partir des concentrations de 4 paramètres selon la méthode Lepareur *et al.* (2019) : phosphate (PO_4^{3-} ou DIP : *Dissolved Inorganic Phosphorus*), azote inorganique dissous (NID ou DIN : *Dissolved Inorganic Nitrogen*), azote total (NT) et phosphore total (PT ; Figure 26). Les mesures ont été réalisées en suivant un protocole saisonnier et estival adapté aux contraintes de terrain (assèchement en 2022) et aux objectifs de suivi.

Les concentrations en azote total (NT), qui incluent toutes les formes d'azote présentes dans l'eau (qu'elles soient organiques (e.g. phytoplancton, acides aminés) ou inorganiques (formes minérales dissoutes, telles que : NH_4^+, NO_2^-, NO_3^-)), sont globalement élevées dans la colonne d'eau de la lagune. Un pic est observé en juin et juillet 2022, atteignant respectivement 111.24 µM et 106.41 µM (Figure 26). Les prélèvements d'août 2022 n'ont pas pu être réalisés en raison de l'assèchement total de la lagune. Les concentrations en NID représentent la fraction d'azote inorganique dissous restante dans la colonne d'eau après absorption par les producteurs primaires. Cette mesure donne ainsi une indication indirecte de l'activité biologique et de la consommation des nutriments disponibles.

Concernant le phosphore, une valeur maximale de 4.29 µM de PT a été enregistrée en juillet 2022 (Figure 26). Un excès de phosphore est susceptible de favoriser des proliférations phytoplanctoniques ou cyanobactériennes, entraînant une réduction de la transparence de

l'eau et perturbant la photosynthèse des macrophytes. L'analyse du rapport DIN:DIP indique une valeur supérieure à 16 en 2022, traduisant une limitation potentielle en phosphore pour les producteurs primaires (Souchu *et al.*, 2010 ; Derolez *et al.*, 2020).

Les biomasses phytoplanctoniques mesurées entre décembre 2022 et novembre 2023, exprimées en Chl *a*, varient entre 5.62 et 12.72 µg.L^{-1}. Selon la grille de qualité DCE pour l'indicateur « biomasse » (MTES, 2018 ; Herlory *et al.*, 2022), ces valeurs correspondent à un état allant de « **bon** » (5 à 10 µg.L^{-1}) à « **moyen** » (10 à 20 µg.L^{-1} ; ces données, obtenues à l'aide d'une sonde multi-paramètre YSI®, ne sont pas toutes présentées ici).
La lagune a subi des stress hydriques suivi d'un assèchement en 2022 entrainant une sursalinisation (> 60 ; Figure 25), *a contrario* elle semble peu impactée par les apports anthropiques eutrophisant.

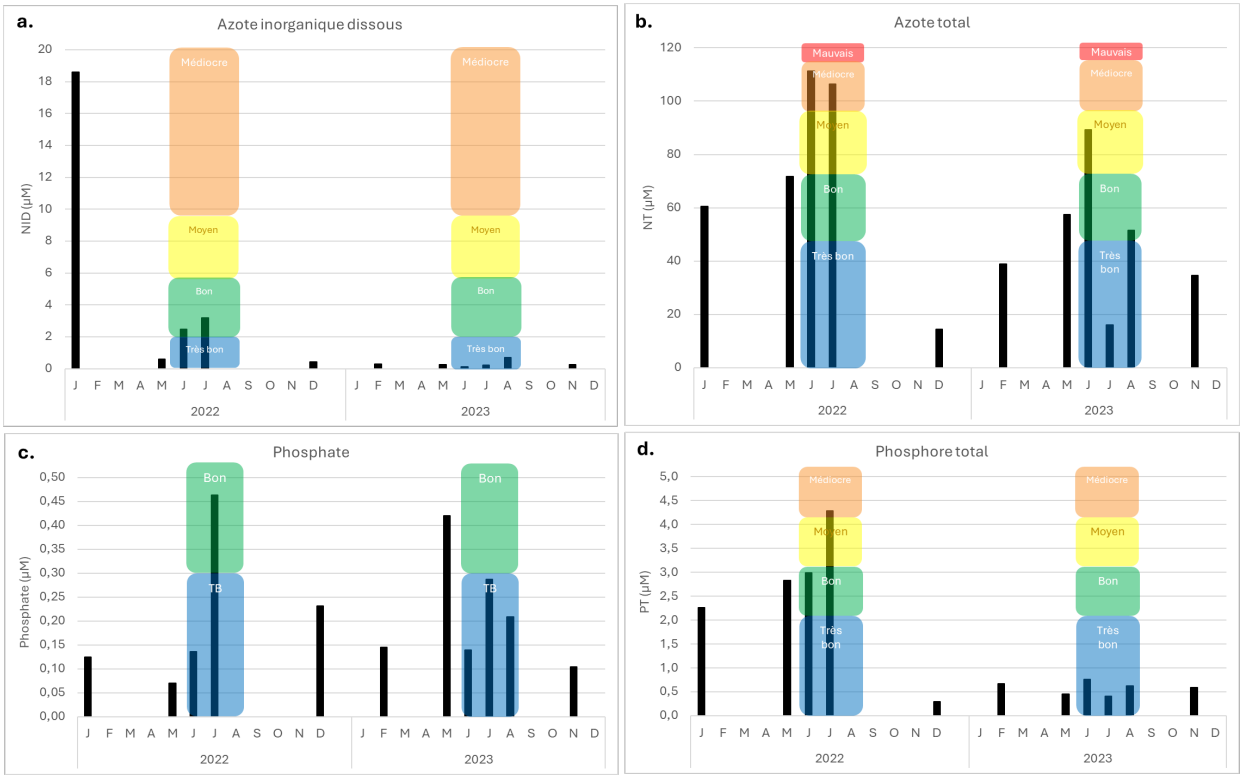


Figure 26. a. Azote inorganique dissous (NID, µM), b. Azote total (NT, µM), c. Phosphates (PO_4^{3-}, µM), d. Phosphore total (PT, µM) et classification selon la grille de diagnostic DCE de l'état physico-chimique des masses d'eau lagunaires (Très bon, Bon, Moyen, Médiocre ou Mauvais, pour les mois de juin, juillet et août) de la colonne d'eau de la lagune de Pisciu Cane.

En plus des prélèvements préconisés dans le protocole du guide méthodologique Lepareur *et al.* (2019) des échantillonnages ont été effectués à chaque saison (hiver, printemps, automne), ainsi que mensuellement en juin, juillet et août ; conformément également aux protocoles d'Ifremer pour les lagunes méditerranéennes (Derolez *et al.*, 2015 ; Witkowski *et al.*, 2017). Ces mois d'été sont critiques, car ils coïncident avec l'expression maximale des pressions naturelles et anthropiques : évaporation, stress hydrologique, potentielle eutrophisation.

Pour l'évaluation de l'indicateur 10 « *Colonne d'eau* », seuls les trois mois d'été sont pris en compte (Lepareur *et al.*, 2019). Une seule station ayant été échantillonnée, seule une agrégation temporelle des données est réalisée. Cela permet de mettre en évidence une évolution interannuelle des conditions physico-chimiques. En 2022, la colonne d'eau présente un état « **médiocre** », avec des concentrations élevées en nutriments, en lien avec une sursalinisation (> 60 PSU) due à des stress hydriques et un assèchement estival. En 2023, une baisse des concentrations en NT, PT, et DIN est observée, traduisant une amélioration vers un état « **moyen** » (Figure 27). La lagune semble donc peu impactée par des apports anthropiques directs mais reste vulnérable aux variations climatiques extrêmes.

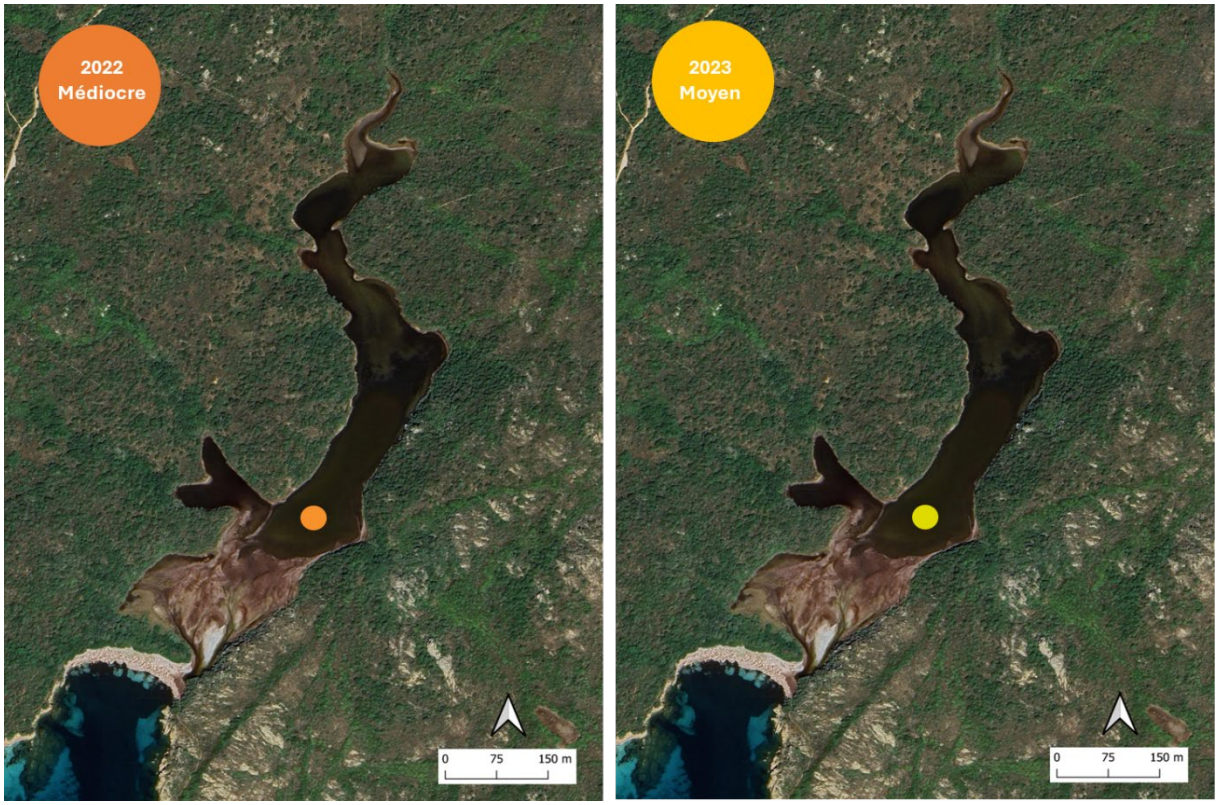


Figure 27. Représentation de l'évolution temporelle de l'état de la colonne d'eau sur la lagune de Pisciu Cane.

Les conditions en 2022 ayant été très particulières, nous retiendrons pour la notation globale de cet indicateur la **note de -15** (État moyen de la colonne d'eau). Cependant un suivi régulier de la colonne est à mettre en place afin de pouvoir surveiller l'évolution de l'état du milieu.

III.2.11. Indicateur 12 « Sédiments »

L'état des sédiments a été évalué lors de prélèvements réalisés en juin 2023 (Figure 28). L'intégrité du substrat est évaluée au regard de 3 paramètres qui reflètent de la qualité chimique de la lagune : taux de matière organique (MO en %), concentration en phosphore total (PT) et en azote total (NT).

Le taux de MO et la concentration en PT sont très élevés et classe les sédiments de la lagune en « **mauvais** » état. La concentration en NT est quant à elle classée « **médiocre** ». La note pour l'indicateur 12 est de **-30** pour la lagune de Pisciu Cane.

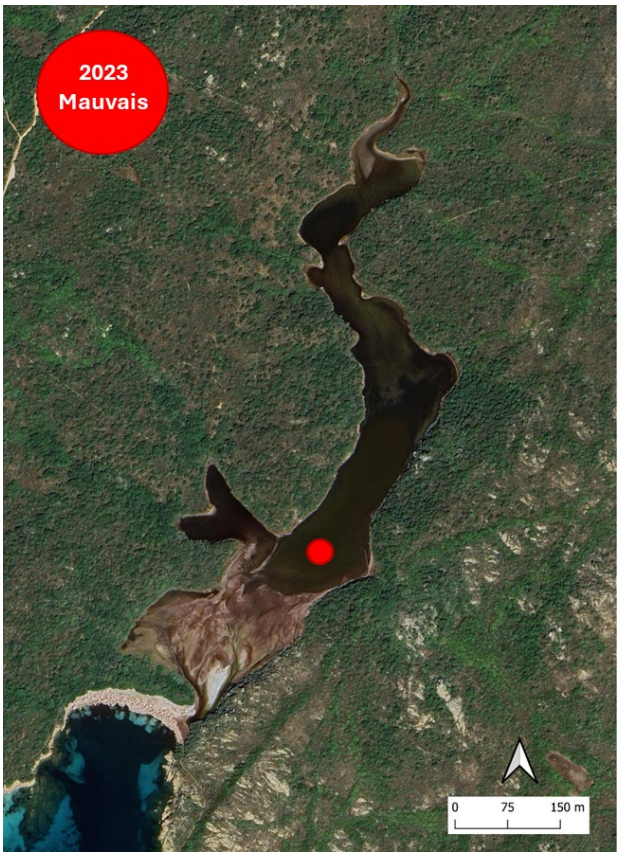


Figure 28. Etat des sédiments de la lagune de Pisciu Cane en 2023.

III.2.12. Bilan intégratif des indicateurs de l'état écologique de la lagune de Pisciu Cane

L'ensemble des indicateurs déployés sur la lagune de Pisciu Cane, ainsi que les précisions et interprétations détaillées ci-dessus, nous ont permis d'obtenir une évaluation de son état global de conservation (Tableau VI ; Figure 29).

Nous avons fait le choix d'afficher deux notes (Tableau VI), car l'indicateur 3 « Surface des herbiers » et l'indicateur 10 « Colonne d'eau » peuvent faire l'objet de diverses interprétations. La lagune de Pisciu Cane a ainsi obtenu une note comprise entre **81.03** et **72.41**, traduisant un **état de conservation favorable** (> 70 ; d'après Delavenne & de Bettignies, 2023, adapté de Maciejewski *et al.*, 2016).

Tableau VI. Synthèse des indicateurs et notation finale de l'état de conservation de la lagune de Pisciu Cane d'après la méthode Lepareur *et al.* (2019).

Indicateur	Appréciation	Note			
Ind01 - Surface de l'habitat	Surface stable	Bon		Bon	
Ind02C - Macrophytes	EQR $_{MAC}$ compris entre 0.6 et 0.8.	-10		-10	
Ind03 - Surface des herbiers	L'herbier est développé à plus de 70% de son potentiel.	0		-20	
Ind04 - EVEE	Moins de 1 % inclus du linéaire de berge ou de la surface est colonisé(e) par une espèce végétale exotique envahissante.	0		0	
Ind06 - EAEE	La présence de crabe bleu (*Callinectes sapidus*) est avérée, mais il n'est pas pris en compte par la méthode actuelle.	0		0	
Ind07 - Connectivité à la mer	Etat : le grau est naturel (Note : 0) Fonctionnement : La connectivité à la mer se maintient de manière naturelle, sans intervention anthropique (Note : 0)	0 (à surveiller)		0 (à surveiller)	
Ind08 - Nature des berges	Plus de 85 % des berges sont naturelles ou renaturées (Cat. 1) et moins de 10 % des berges sont figées par des rochers ou des constructions verticales (Cat. 3).	0		0	
Ind09 - Fonctionnement hydrologique	Fonctionnement hydrologique naturel.	0		0	
Ind10 - Colonne d'eau	État moyen de la colonne d'eau.	-15		-20	
Ind11 - Contaminant chimique	*Cet indicateur n'a pas été déployé*				
Ind12 - Sédiments	État mauvais des sédiments	-30		-30	
	TOTAL	**81.03**	BON	**72.71**	BON

Certains points de vigilance doivent néanmoins être pris en compte pour assurer une gestion optimale de la lagune et orienter les études futures. En particulier, la qualité de la colonne d'eau en matière de nutriments ainsi que celle des sédiments nécessitent une attention particulière. Une analyse approfondie de la structure et du fonctionnement des communautés phytoplanctoniques permettrait d'apporter des éléments essentiels à la compréhension globale de l'écosystème.

Par ailleurs, la qualité et la circulation de l'eau indiquent que la rupture de continuité hydrologique entre le bassin versant, la lagune et la mer compromet le bon fonctionnement du système, un phénomène particulièrement critique dans les lagunes de petite taille (plus sensibles aux perturbations ; Ligorini *et al.*, 2023a).

Enfin, l'état actuel de la surface occupée par l'herbier de *Ruppia cirrhosa* reste sujet à interprétation, notamment en ce qui concerne l'estimation de la surface potentiellement colonisable dans la lagune. Des recherches complémentaires sur les trajectoires écologiques des macrophytes seraient nécessaires pour répondre à cette question.



Figure 29. Proposition de représentation de la notation finale de l'état de conservation de la lagune de Pisciu Cane d'après Delavenne & de Bettignies, 2023.

L'ensemble des 10 indicateurs déployés sur la lagune de Pisciu Cane sur une période de 3 ans (2021–2023 ; Figure 30) contribue à enrichir les connaissances sur les lagunes de petite surface en Corse et plus particulièrement sur l'extrême sud et constitue un point de départ pour le suivi de l'évolution de cet écosystème qui sont menés dans le cadre du plan de gestion de la Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio (Culioli *et al.*, 2023) et d'une thèse de doctorat en cours (Moulin, 2024-2027) portant sur les « trajectoires écologiques des milieux lagunaires sous contraintes climatiques et anthropiques. Apports de l'intégration numérique à l'adaptabilité des sociétés ».

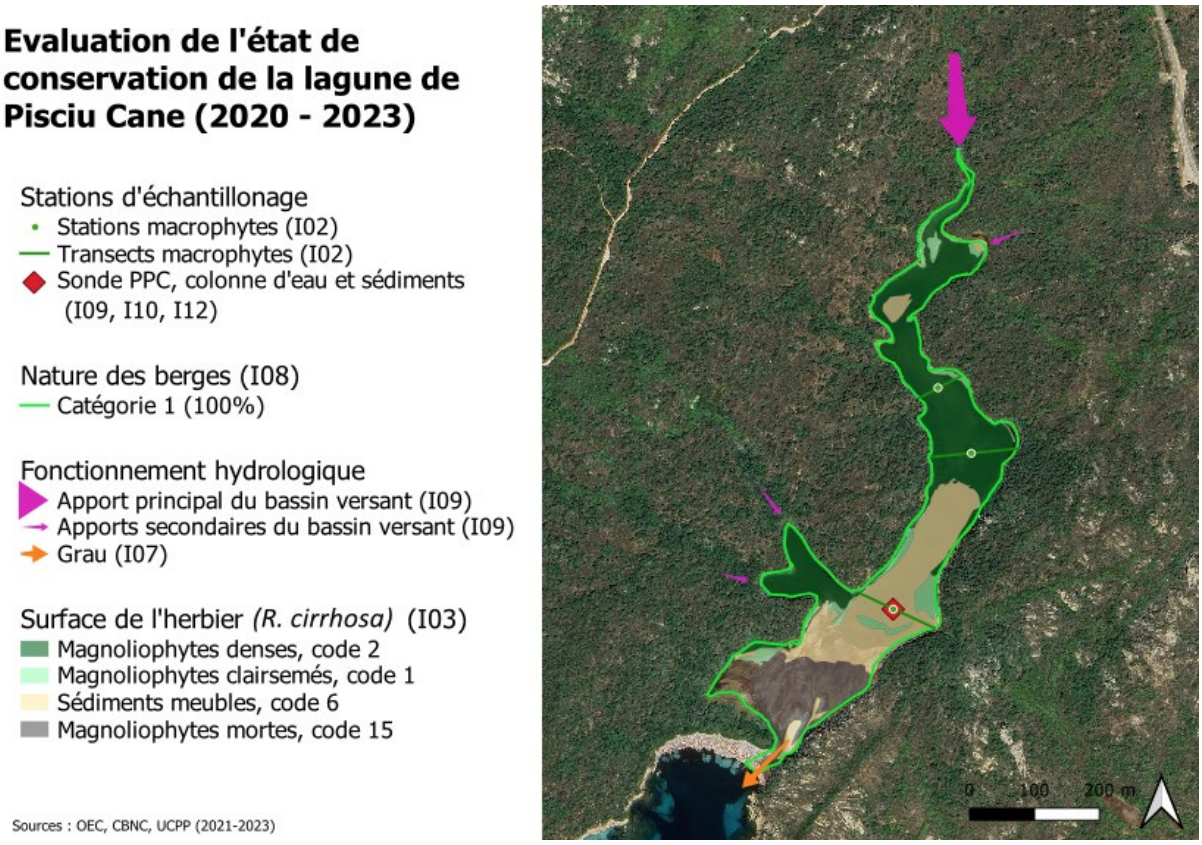


Figure 30. Synthèse des principaux résultats et localisation des stations des indicateurs déployés sur la lagune de Pisciu Cane dans le cadre de l'évaluation de son état de conservation (2021 - 2023).

III.3. Lagune de Balistra

III.3.1. Localisation et contexte

La lagune de Balistra (41°26'25" N, 09°13'11" E) est située au nord-ouest du golfe de Sant'Amanza, sur la commune de Bonifacio (Corse-du-Sud), au sein du site Natura 2000 FR9402015 « *Bouches de Bonifacio, îles des Moines* » (Figure 31). Elle occupe une superficie supérieure à 25 ha (Frisoni, 1981 ; Roux,1989). Cette lagune, allongée perpendiculairement à la côte, constitue la terminaison du ruisseau de Francolu situé à l'Ouest (ou *ria* ; Frisoni, 1981). De type estuarien, elle est encaissée entre deux collines granitiques plus ou moins abruptes. Un cordon littoral relativement large, constitué de sable fin d'origine marine (CTGREF, 1978), l'isole de la mer. La plage au Sud du lido est relativement étroite et contrainte par la falaise, avec une pente marquée. En revanche, au nord, le lido est plus large et plat, dans un contexte d'accumulation des sables entraînés par la dérive littorale (Stepanian *et al*., 2013). Le grau, situé au nord du lido, est ouvert tout au long de l'année et permet les échanges avec le milieu marin (Figure 31).



Figure 31. Localisation de la lagune de Balistra et photographies (gauche, février 2023, © Garrido M. ; en vue aérienne à droite mai 2021, © Espla J.)

La lagune est alimentée en eau douce par 2 petits cours d'eau temporaires, ainsi que par un ruisseau principal, le Francolu (Figure 31). Dans sa partie Ouest, une sansouïre s'est formé à la confluence entre la lagune et le ruisseau avec la présence très étendue de *Salicornia* spp. (Figure 32). Ce secteur est particulièrement propice à l'installation des limicoles. Cette petite mer intérieure atteint localement une profondeur de 4 m au nord, à proximité de la berge où la pente est abrupte, avec une profondeur moyenne sur le reste du plan d'eau de 1,70 m (CISM, 2020 ; Figure 32). Sur le plan faunistique, la lagune est principalement fréquentée par une faune aquatique d'affinité marine, comprenant notamment des loups, dorades, girelles et sars (CTGREF, 1978 ; CISM, 2020), ainsi que le grand cérianthe (*Cerianthus membranaceus*). L'Anguille européenne (*Anguilla anguilla*) est également présente. La lagune constitue un site de grossissement favorable pour ces espèces. Par ailleurs, son substrat sableux est colonisé par une communauté benthique de mollusques, incluant coques, clovisses et palourdes (CTGREF, 1978 ; CISM, 2020).

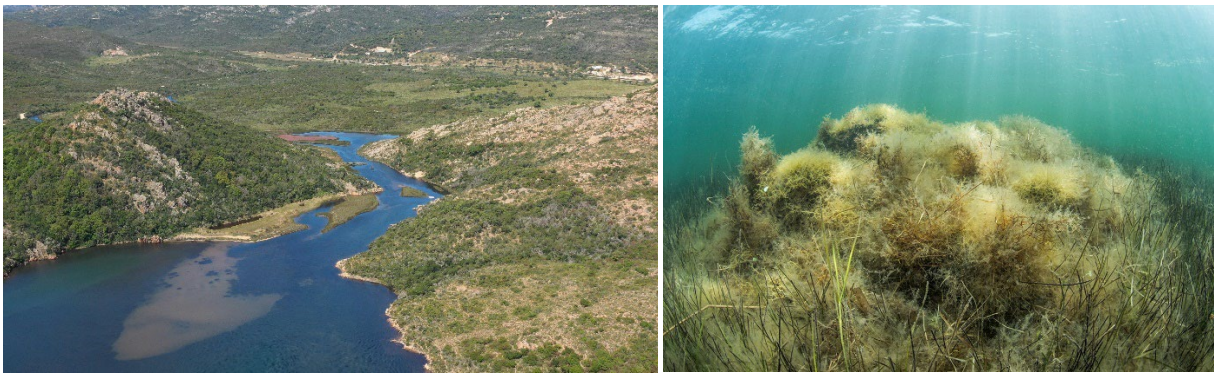


Figure 32. Photographie aérienne (gauche, mai 2021, © Espla J.) permettant de visualiser une partie de la sansouïre en arrière-plan et à droite, photographie sous-marine de la lagune (mai 2021, © Foulquié M.).

Autrefois, la plage de Balistra était très fréquentée dès le printemps (Piazza & Paradis, 1994). Aujourd'hui, son attractivité demeure liée à la beauté du site et à la richesse de ses écosystèmes. Toutefois, la piste d'accès, non carrossable sur près de 3 km, contribue à limiter en partie la fréquentation estivale. Il n'en reste pas moins que la lagune fait toujours l'objet d'un usage récréatif important, notamment par la pratique d'activités nautiques telles que le kitesurf, la baignade ou encore le paddle. Ces pratiques, non encadrées, peuvent engendrer des perturbations pour les communautés floristiques et faunistiques, en particulier en période de reproduction ou dans les secteurs sensibles. La multiplication des usages, si elle n'est pas régulée, pourrait ainsi compromettre l'équilibre écologique de la lagune. De plus, une activité de pêche professionnelle est présente sur le site, représentant un usage traditionnel qui participe à la valorisation des ressources lagunaires, mais qui nécessite également une gestion raisonnée afin de préserver les habitats et assurer le renouvellement des populations exploitées.

Malgré sa richesse écologique et la présence de nombreuses espèces bioindicatrices témoignant d'une bonne qualité du milieu (e.g. *Gongolaria barbata, Cymodocea nodosa, Pinna nobilis*), cette lagune demeure une propriété privée.

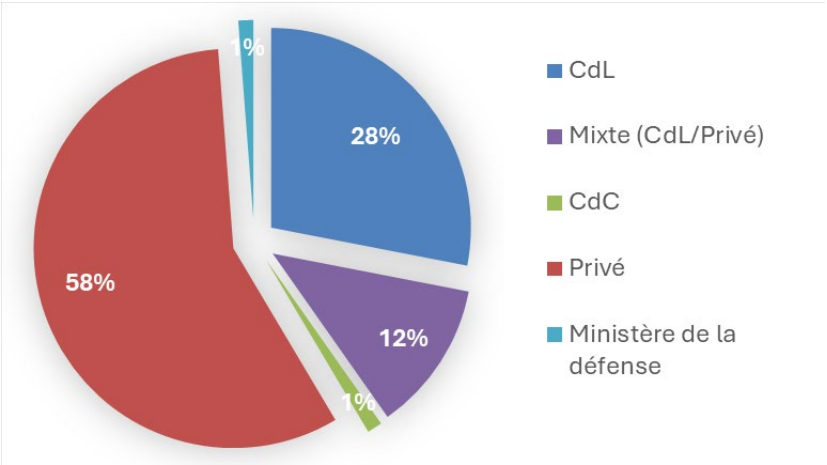


Figure 33. Statut foncier des lagunes en Corse : répartition en pourcentage (OEC/Garrido, donnée non publiée).

À ce jour, aucune mesure de gestion n'y est mise en œuvre. En Corse, la propriété privée des lagunes demeure majoritaire, couvrant plus de 58 % de la surface totale (Figure 33). Ce régime foncier se retrouve également sur le littoral du Roussillon (e.g. Canet, Salses-Leucate), dans le département de l'Hérault et en Camargue (De Wit *et al.*, 2021). Ces configurations foncières,

souvent variables et fragmentées (impliquant le CdL, le domaine public maritime, des propriétaires privés, des communes ou encore des départements) constituent un frein manifeste à une gestion intégrée des lagunes côtières (De Wit *et al.*, 2021). La lagune de Balistra fait partie des 47 lagunes en Corse, intégralement soumises à un régime de propriété privée, représentant 724 ha sur un total de plus de 3 200 ha de surfaces lagunaires (Ligorini *et al.*, 2023a ; Figure 33).

Les travaux menés par Guelmami *et al.* (en rédaction), réalisés dans le cadre du projet Life Marha et plus particulièrement de la mise en place de l'indicateur 01 « *Surface de l'habitat* », ont permis de classer cette lagune en **classe 7 « lagune permanente »**.

III.3.2. Indicateur 01 « Surface de l'habitat »

La surface des lagunes a fait l'objet d'une étude interrégionale réalisée par la Tour du Valat et le Pôle-relais lagunes méditerranéennes (Oswatte- Liyanage, 2021 ; Guelmami *et al.*, en rédaction). Ces travaux ont permis d'affiner la superficie de la lagune de Balistra qui s'étend sur 27.45 ha. La cartographie correspond au t0 et ne permet pas d'appliquer la notation de l'indicateur 01 « *Surface de l'habitat* ». Cependant, un travail à partir d'images satellites disponibles sur le portail de l'IGN, Géoportail et remonter le temps, a permis de constater que peu d'évolution dans le temps ont marqué la lagune (1951, 1960, 1968, 1969, 1971, 1985, 1990, 1996, 2002, 2011 et 2021 ; Figure 34), hormis la construction puis la destruction partielle d'une digue avec des buses permettant de rejoindre les 2 berges dans sa partie occidentale (Figure 34).

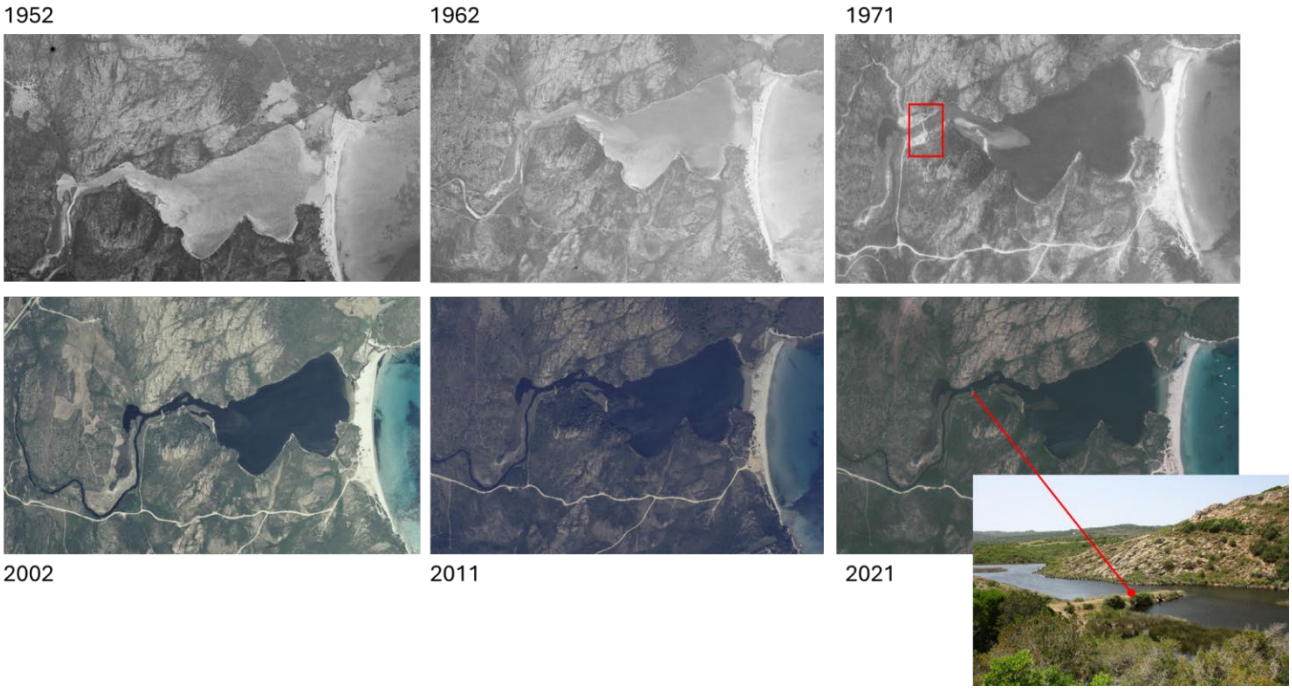


Figure 34. Images satellites illustrant l'évolution paysagère de la lagune de Balistra sur plusieurs décennies (captures © Géoportail). Construction dans les années 70 d'une digue permettant de joindre les berges nord et Sud entre elles. Cette digue comprenant une buse a été partiellement détruite dans les années 90. La photographie datant de juin 2022 (©Garrido M.) montre l'état actuel de cet aménagement.

III.3.3. Indicateur 04 « Espèces végétales exotiques envahissantes (EVEE) »

Le CNBC a déployé l'indicateur 04 « *Espèces végétales exotiques envahissantes* » le 25 mai 2022. Deux EVEE ont été observées sur le site, *Sporobolus pumilus* P.M.Peterson & Saarela, 2014. et *Cotula coronopifolia* L.. *Sporobolus pumilus*, présentant le statut « alerte » pour la plateforme INVMED-Flore et la liste des EVEE Corse 2019 du CNBC, est présente sur 1 213 m du linéaire de la berge (soit 25.6 %). *Cotula coronopifolia* est présente sur 9 m du linéaire de berge (soit 0.2% de la longueur totale du linéaire de la berge de la lagune, Figure 35).

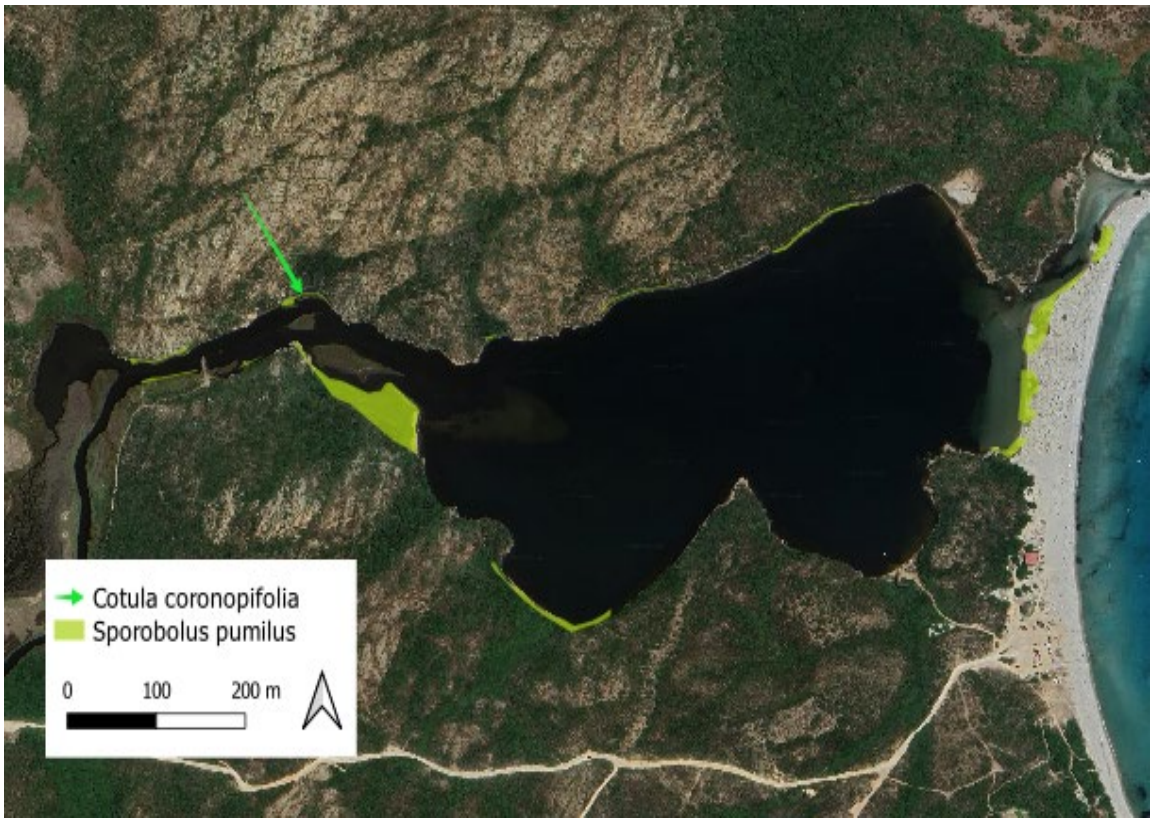


Figure 35. Cartographie des EVEE relevées sur la lagune de Balistra, *Sporobolus pumilus* (en jaune) *et Cotula coronopifolia* (flèche verte).

Plus de 10 % du linéaire de berge ou de la surface est colonisé(e) par une espèce végétale exotique envahissante, la note pour l'indicateur 4 « *Espèces végétales exotiques envahissantes* » est de **-10** sur la lagune de Balistra.

III.3.4. Indicateur 06 « Espèces animales exotiques envahissantes (EAEE) »

Le suivi régulier de la lagune a permis de constater l'absence de l'espèce *Ficopomatus enigmaticus* (Cascail), ce qui justifie l'attribution d'une **note de 0** à cet indicateur. En revanche, elle est impactée par la présence du crabe bleu, *Callinectes sapidus* (Marchessaux *et al.*, 2024). Bien que la note reste inchangée, un niveau élevé de vigilance est requis concernant l'évolution de cette espèce au sein de la lagune.

III.3.5. Indicateur 07 « Connectivité à la mer »

Le suivi temporel de la connectivité entre la lagune et le milieu marin a débuté en novembre 2020 (Figure 36). Lors de chaque campagne, une série de photographies est prise sous différents angles afin d'obtenir une vision aussi complète que possible de l'état de la connexion à une date donnée, et ainsi mieux comprendre le fonctionnement du grau (Figure 36). Au cours de notre étude, la lagune n'a jamais été déconnectée du milieu marin. Toutefois, une dynamique d'ouverture a pu être observée, caractérisée par des alternances de courants et un important déplacement sédimentaire, révélant par endroits les vestiges d'une possible chenalisation du grau (Figure 36 ; mai 2023).

Le grau de la lagune de Balistra étant d'origine naturelle, la **note d'état de la connectivité est de 0**. La connexion à la mer se maintient naturellement, sans intervention humaine, et ne nécessite pas de dragages récurrents. La **note de fonctionnement reste à 0**. La **note globale** pour l'indicateur 7 « *Connectivité à la mer* » est donc de **0**.

Date	Etat connexion	Saison
22/11/2020	1	automne
17/02/2020	1	hiver
18/05/2020	1	printemps
11/08/2020	1	été
19/11/2021	1	automne
19/02/2021	1	hiver
21/05/2021	1	printemps
18/08/2021	1	été
18/11/2021	1	automne
25/01/2022	1	hiver
13/05/2022	1	printemps
02/06/2022	1	été
12/07/2022	1	été
24/08/2022	1	été
02/12/2022	1	automne
24/01/2023	1	hiver
13/02/2023	1	hiver
12/05/2023	1	printemps
14/06/2023	1	été
10/07/2023	1	été
17/08/2023	1	été
13/11/2023	1	automne



Figure 36. Suivi temporel de la connectivité à la mer de la lagune de Balistra, 0 = fermé et 1 = ouvert. Chaque suivi est accompagné d'une série de photographies (e.g. © Ligorini V., août 2021 ; © Garrido M., mai 2023).

III.3.6. Indicateur 08 « Nature des berges »

L'indicateur 8 « *Nature des berges* » évalue la proportion de berges naturelles, renaturées ou artificialisées selon trois catégories : la catégorie 1 correspond à des berges naturelles ou renaturées, la catégorie 2 à des berges modifiées mais non figées, et la catégorie 3 à des berges figées par des constructions verticales ou des enrochements. La méthodologie appliquée à cet indicateur a été uniformément mise en œuvre sur l'ensemble des 5 sites d'étude. Les photographies aériennes infrarouges en couleur (IRC) des années 2013 et 2019 ont été privilégiées (voir partie II.3.3. de ce présent rapport) et la campagne BD Ortho de 2021 a été utilisé pour vérifier la délimitation de la berge (Figure 37).

Les berges de la lagune de Balistra sont majoritairement classées en catégorie 1, représentant 99 % du linéaire, soit 4 687 m (Figure 37). Seule une portion de 48 mètres, soit 1 %, relève de la catégorie 3, correspondant à une digue équipée d'une buse (Figures 34 et 37).

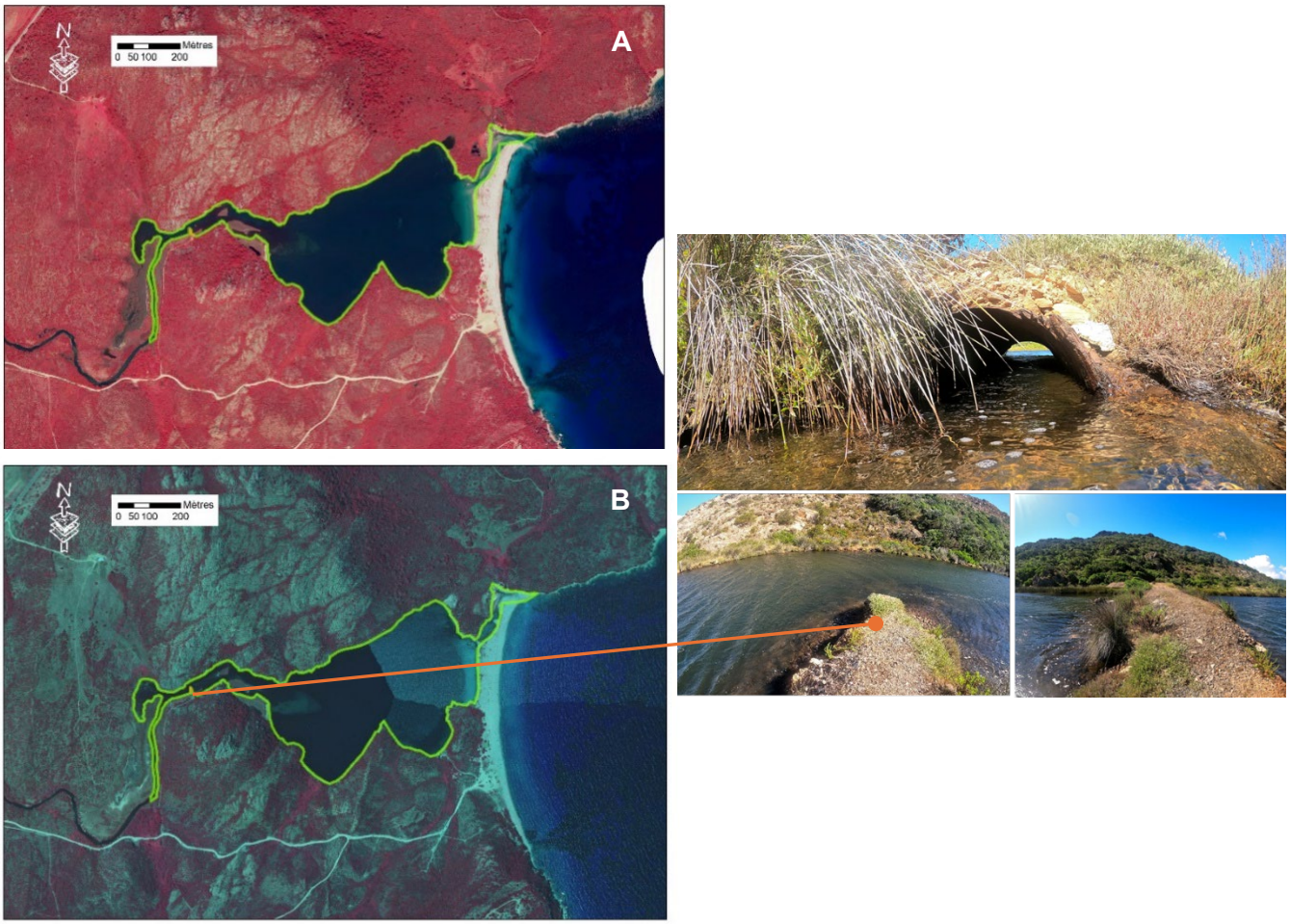


Figure 37. A : IRC 2013 de la lagune de Balistra. B : catégorisation de la nature des berges de la lagune à partir de la BD-Ortho de 2021sur la base de campagnes terrain de 2020 à 2023 (vert : catégorie 1, orange : catégorie 3). Photographies illustrant la berge en cat. 3 (©CISM, 2020).

Ainsi, plus de 85 % des berges présentent un caractère naturel ou renaturé (Cat. 1), tandis que moins de 10 % sont artificialisées par des enrochements ou des structures verticales (Cat. 3). En conséquence, l'indicateur 8 « *Nature des berges* » obtient une **note de 0**.

III.3.7. Indicateur 09 « Fonctionnement hydrologique »

Le fonctionnement hydrologique d'une lagune dépend des interactions dynamiques entre la mer, le bassin versant, les zones humides périphériques et la lagune elle-même, formant un hydrosystème complexe et interdépendant. Ainsi pour appréhender son fonctionnement hydrologique, il est nécessaire de disposer de données quantitatives et qualitatives couvrant l'ensemble de l'hydrosystème (voir partie II.3.4. de ce présent rapport). Ces données sont obtenues à partir de mesures *in situ*, de modélisations hydrologiques, de données environnementales et de retours d'expérience de gestionnaires. Les apports en eau (e.g. pluie, nappes souterraines) ainsi que les échanges entre la lagune, la mer et les zones humides voisines sont des données indispensables. Il est aussi essentiel de suivre des paramètres comme les niveaux d'eau, la salinité, la température ou encore les nutriments. Enfin, l'impact des aménagements anthropiques et du changement climatique doit être pris en compte pour bien comprendre les déséquilibres éventuels.

Cependant, mettre en œuvre l'ensemble de ces recommandations pour le déploiement de cet indicateur sur les 5 sites d'étude n'a pas été possible. Nous avons donc décidé d'acquérir quelques données (e.g. délimitation et superficie des bassins versants, mesure des paramètres physico-chimiques clés) pour améliorer les connaissances sur chaque site et appréhender le contexte et le fonctionnement hydrologique des lagunes étudiées.

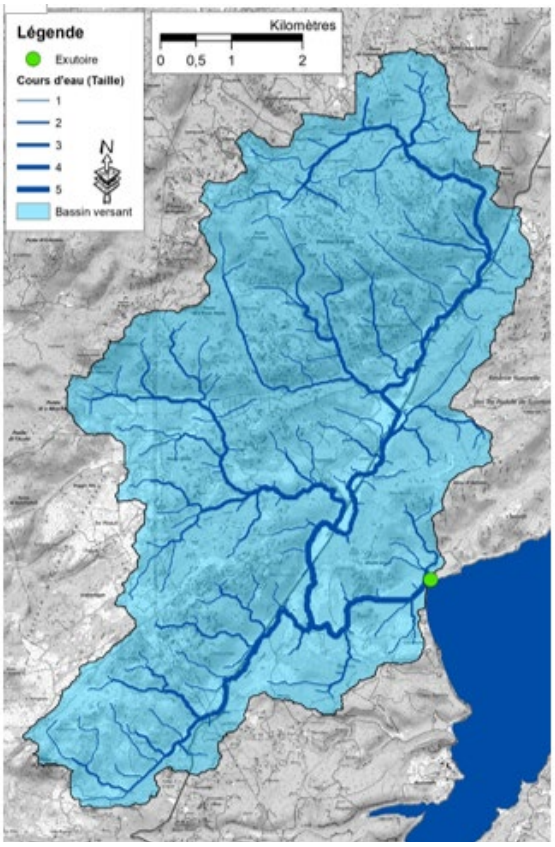


Figure 38. Délimitation du bassin versant de la lagune de Balistra via ArcGIS® (© OEC, 2023).

La délimitation du bassin versant de la lagune de Balistra a été réalisée à l'aide du logiciel ArcGIS® (Figure 38). Les données altimétriques (Modèle Numérique de Terrain à une résolution de 5 m) ont été utilisées pour identifier les lignes de crête et déterminer les limites naturelles du bassin. Le traitement a été effectué à l'aide d'outils hydrologiques disponibles dans ArcGIS®. Cette approche permet une représentation précise du bassin versant, essentielle pour l'analyse de son fonctionnement hydrologique. Le bassin versant de la lagune couvre une superficie de 41.18 km^2.

Le ratio du bassin versant sur la surface de la lagune est un indicateur intéressant qui permet de mettre en avant l'influence des apports du bassin versant. Il est de 1.59 pour la lagune de Balistra, ce qui signifie que cette dernière est influencée par ses apports (e.g. ruissellement, apports sédimentaires, nutriments). C'est un facteur important à prendre en compte dans une démarche de gestion ou de suivi écologique.

L'interprétation du fonctionnement hydrologique de la lagune de Balistra doit être mise en parallèle avec l'évolution du contexte climatique passé ainsi qu'avec les conditions météorologiques observées au cours de la période d'étude (2021 à 2023). Des conditions climatiques distinctes ont été observées entre ces trois années (Figure 39 ; note hydroclimatique en Corse, DREAL Corse). Les années 2022 et 2023 ont été marquées par des conditions extrêmes, avec des températures record et des périodes prolongées de sécheresse, en particulier dans l'extrême sud de la Corse. L'année 2021, bien que plus modérée, a également présenté un déficit notable en précipitations. Ces évolutions soulignent l'impact croissant du changement climatique sur l'île. La salinité apparaît comme un marqueur clé du fonctionnement hydrologique des lagunes de petite taille étudiées dans ce travail. En effet, elle intègre l'ensemble des apports (marins et continentaux) ainsi que les effets de l'évaporation.

Les salinités les plus élevées dans la lagune ont été mesurées au cours de la période estivale, avec des valeurs comprises entre 33,26 et 39,50 PSU. La salinité moyenne enregistrée sur la lagune de Balistra est de 29,91 PSU, traduisant l'influence notable du cours d'eau du Francolu. L'analyse croisée des données de précipitations, de connectivité (notamment l'ouverture du grau) et de salinité (Figure 39) met en évidence une corrélation entre les épisodes pluvieux et une diminution significative de la salinité, en particulier lors d'épisodes de lessivage important du bassin versant, associés à un apport conséquent en eau douce. Ce fonctionnement est cohérent avec les observations rapportées dans d'autres lagunes de petite taille (Ligorini *et al.*, 2023a), et plus particulièrement les lagunes estuariennes.

Les travaux de Ligorini (2023 ; données non publiées) ont également mis en évidence, au cours des périodes automnales (2 ans de suivi entre 2020 et 2021), l'existence d'une stratification verticale temporaire de la salinité (à titre d'exemple en octobre 2021 : 3,73 PSU en sub-surface, 19,52 PSU à 1 m de profondeur, et 34,37 PSU à 2 m).

L'étude de la dynamique de la salinité en relation avec la connectivité révèle que cette lagune, en raison de sa connexion permanente au milieu marin, ne présente pas de phénomènes marqués d'hypersalinité, même lors d'épisodes estivaux d'évaporation intense et en l'absence quasi totale d'apports en eau douce. Cette situation contraste avec les observations réalisées dans les lagunes de Pisciu Cane et de Santa Ghjulia, où de telles conditions couplées à une connectivité temporairement interrompue sur une durée plus ou moins prolongée entraînent une hypersalinité notable (supérieure à 60 PSU) pouvant se traduire également par un asséchement de la lagune.

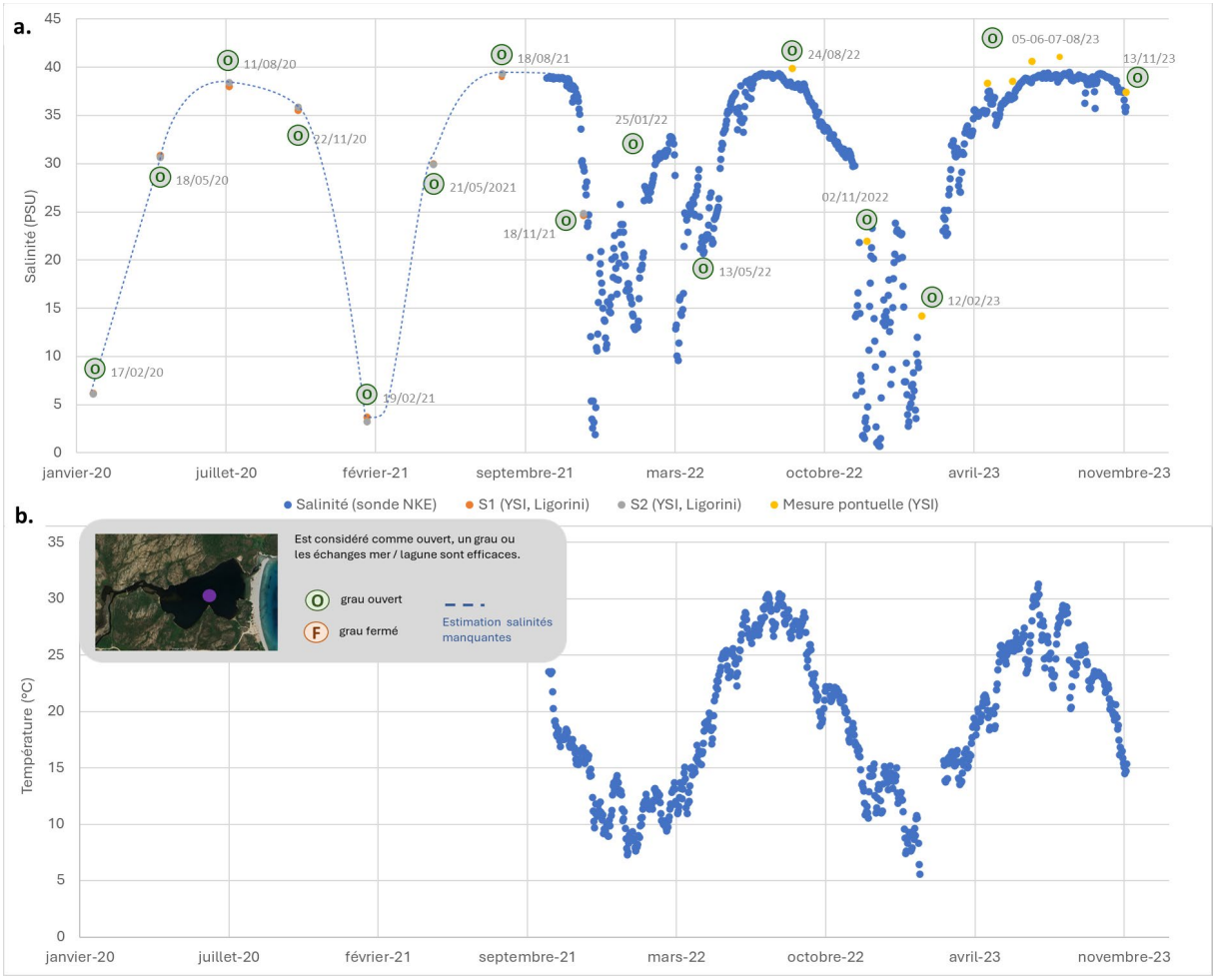


Figure 39. a. Suivi de la salinité (PSU) calculée à partir des données mesurées par une sonde ®NKE Wisens CTDs (bleu, mesure haute fréquence en continue) et une sonde YSI (orange, mesure ponctuelle) et des conditions de la connectivité du grau de la lagune de juin 2021 à décembre 2023 (F : grau fermé, O : Grau ouvert, permettant les échanges entre la mer et la lagune). b. Température (°C) mesurée à partir d'une sonde ®NKE Wisens CTDs sur la lagune de Pisciu Cane entre juin 2021 et décembre 2023.

La dynamique saisonnière observée sur ces systèmes lagunaires (e.g. chute de salinité automnale, plateau estival élevé) est un comportement typique d'une lagune estuarienne à hydrologie pluviale marquée. Les chutes des salinités pouvant être inférieures à 5 PSU (Figure 39) sont extrêmes mais pas exceptionnelles. Cependant, des stress osmotiques pour certaines espèces halotolérantes pourraient être observés si la dessalure se prolonge (Ersoy *et al.*, 2022 ; Ligorini *et al.*, 2023b ; Marchessaux *et al.*, 2024), mais elle est parfaitement naturelle dans les lagunes méditerranéennes de petite taille ou semi-fermées.

La lagune n'est pas soumise à un manque d'apport d'eau douce d'origine anthropique ni à une mise en eau ou un maintien en eau forcé. Son fonctionnement hydrologique est naturel ainsi la **note de 0** est attribuée pour l'indicateur 9.

III.3.8. Indicateur 10 « Colonne d'eau »

L'état de la colonne d'eau de la lagune de Balistra a été évalué à partir des concentrations de quatre paramètres, selon la méthode de Lepareur *et al.* (2019) : phosphate (PO_4^{3-}), azote inorganique dissous (NID ou DIN, *Dissolved Inorganic Nitrogen*), azote total (NT) et phosphore total (PT ; Figure 40). Les mesures ont été réalisées selon un protocole saisonnier (de 2020 à 2023) et un protocole estival (juin, juillet et août en 2022 et 2023). Entre 2020 et 2021, le suivi de la lagune a été réalisé dans le cadre d'un travail de thèse (Ligorini *et al.*, 2023 ; Ligorini, 2023), tandis qu'entre 2022 et 2023, il a été conduit dans le cadre de la présente évaluation.

Sur la période 2020–2023, les concentrations en azote inorganique dissous (Figure 40a) ont été enregistrées en dessous des seuils « bon » à « très bon », à l'exception de 2 pics en février 2020 (14.99 µM) et décembre 2022 (13.70 µM). Ces teneurs peuvent être expliquer par une augmentation des apports externes (probablement liées à des systèmes d'assainissement domestique peu efficaces ; Ligorini *et al.*, 2023 ; Crayol, 2024). En période estivale (juin à août), les concentrations sont restées majoritairement très faibles. Ces résultats traduisent une bonne assimilation par le phytoplancton et les macrophytes lors des périodes de forte activité photosynthétique. Les concentrations en azote total (NT ; Figure 40b) présentent une variabilité très faible oscillant de 9.38 à 18.23 µM. Un pic de NT a été enregistré en décembre 2022 (44.76 µM). Les résultats estivaux de 2022 et 2023 s'inscrivent dans des plages relevant d'un « très bon » état selon la grille de diagnostic DCE de l'état physico-chimique des masses d'eau lagunaires. Concernant les phosphates (PO_4^{3-}; Figure 40c), les concentrations restent faibles tout au long de la période étudiée, inférieures à 0.1 µM en grande majorité, ce qui correspond à un état jugé « très bon ». L'année 2023 confirme cette tendance, sans dépassement notable (0.30 µM en juillet 2023), pouvant s'expliquer par une absence d'enrichissement excessif en orthophosphates. Enfin, les concentrations en phosphore total (Figure 40d) montrent plusieurs pics, notamment en juillet et août 2022 (~1.2 µM), ce qui peut indiquer des apports ponctuels ou une remise en suspension du phosphore particulaire. En revanche, les valeurs de 2023 restent plus modérées, autour de 0.5 µM. Les concentrations en nutriments enregistrées sur la lagune de Balistra entre 2020 et 2023 sont comparables (avec des concentrations souvent inférieures) à celles des lagunes suivies dans le cadre de la DCE et plus particulièrement Diana, Urbinu ou encore Thau (Bec *et al.*, 2005 ; Derolez *et al.*, 2020 ; Ligorini *et al.*, 2022). Elles indiquent un état généralement « bon » à « très bon ».

Les biomasses phytoplanctoniques mesurées entre février 2020 et novembre 2023, exprimées en Chl *a*, varient entre 0.16 et 4.39 µg.L^{-1} (Ligorini, 2023 ; données non publiées OEC). Selon la grille de qualité DCE pour l'indicateur « biomasse » (MTES, 2018 ; Herlory *et al.*, 2022), ces valeurs correspondent à un état allant de « très bon » (0 à 5 µg.L^{-1}).

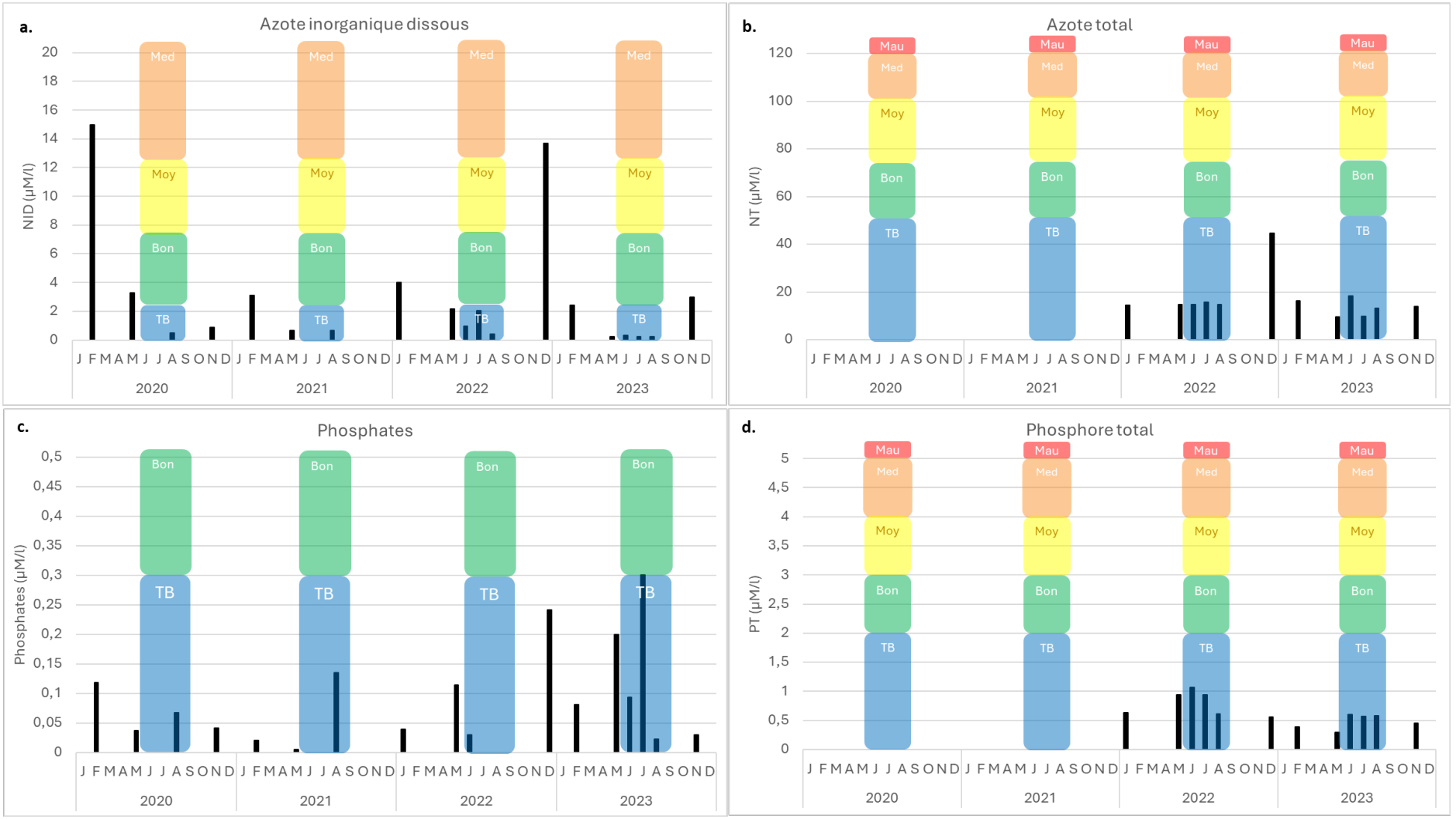


Figure 40. a. Azote inorganique dissous (NID, µM), b. Azote total (NT, µM), c. Phosphates (PO_4^{3-}, µM), d. Phosphore total (PT, µM) et classification selon la grille de diagnostic DCE de l'état physico-chimique des masses d'eau lagunaires (Très bon, Bon, Moyen, Médiocre ou Mauvais, pour les mois de juin, juillet et août) de la colonne d'eau de la lagune de Balistra.

Malgré des teneurs parfois élevées en nutriments et un pic de Chl *a* enregistré en décembre 2022 (9.01 µg.L^{-1}), le compartiment des producteurs primaires ne semble pas impacté, avec la présence d'herbiers bien développés de *Zostera noltii* et *Ruppia cirrhosa* (observations personnelle). De plus, la présence de *Gongolaria barbata* (confirmation Luisa Mangialajo) et d'autres *Cystoseira* spp. atteste le bon état physico-chimique de la lagune de Balistra (Mangialajo *et al.*, 2008). Cela pourrait s'expliquer par la connectivité constante du milieu lagunaire avec le milieu marin, favorisant ainsi les échanges hydriques. Ces échanges permettent de diluer les nutriments et matières en suspension, atténuant ainsi leur impact sur la communauté biologique (Hyman & Stephens, 2020). Ce phénomène a déjà été observé sur d'autres lagunes, où une baisse des concentrations en azote a été corrélée à des échanges avec l'environnement marin adjacent (Schallenberg *et al.*, 2010).

En plus des prélèvements préconisés dans le protocole du guide méthodologique Lepareur *et al.* (2019) des échantillonnages ont été effectués à chaque saison (hiver, printemps, automne), ainsi que mensuellement en juin, juillet et août ; conformément également aux protocoles d'Ifremer pour les lagunes méditerranéennes (Derolez *et al.*, 2015 ; Witkowski *et al.*, 2017). Ces mois d'été sont critiques, car ils coïncident avec l'expression maximale des pressions naturelles et anthropiques : évaporation, stress hydrologique, potentielle eutrophisation.

Pour l'évaluation de l'indicateur 10 « *Colonne d'eau* », seuls les trois mois d'été sont pris en compte (Lepareur *et al.*, 2019). Une seule station ayant été échantillonnée, seule une agrégation temporelle des données est réalisée. Cela permet de mettre en évidence une évolution interannuelle des conditions physico-chimiques. En 2022 et 2023, la colonne d'eau présente un état « bon » (Figure 41).

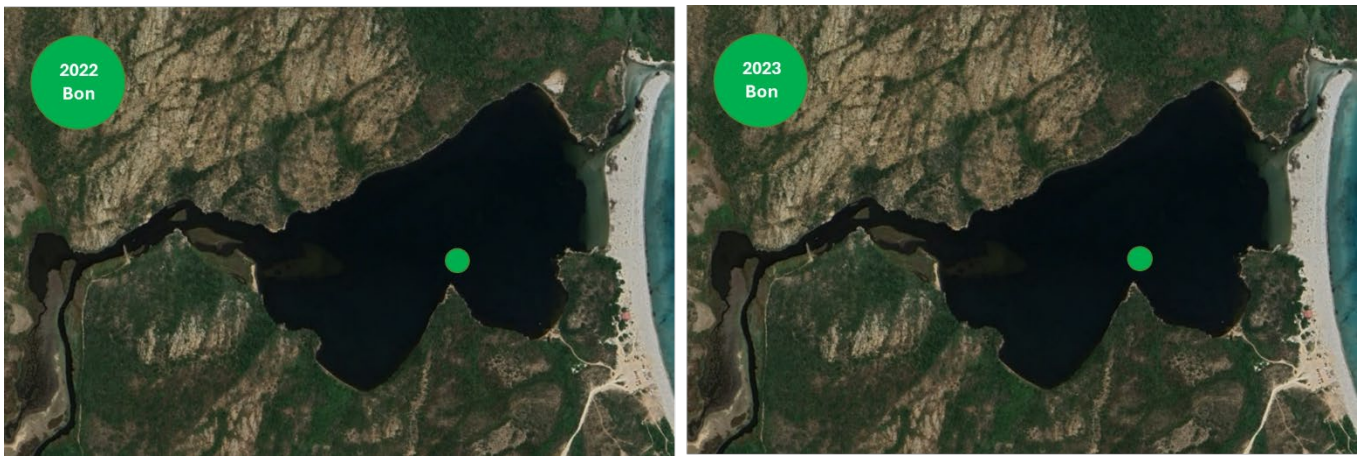


Figure 41. Représentation de l'évolution temporelle de l'état de la colonne d'eau sur la lagune de Balistra.

Nous retiendrons pour la notation globale de cet indicateur la **note de -5** (État « bon » de la colonne d'eau).

III.3.9. Indicateur 12 « Sédiments »

L'état des sédiments a été évalué lors de prélèvements réalisés en juin 2023 (Figure 42). L'intégrité du substrat est évaluée au regard de 3 paramètres qui reflètent de la qualité chimique de la lagune : taux de matière organique (MO en %), concentration en phosphore total (PT) et en azote total (NT).

Le taux de MO et la concentration en NT sont faible et classe les sédiments de la lagune en « Très bon » état. La concentration en PT est quant à elle classée « bon ». La note pour l'indicateur 12 est de **-5** pour la lagune de Balistra.



Figure 42. Etat des sédiments de la lagune de Balistra en 2023.

III.3.10. Bilan intégratif des indicateurs de l'état écologique de la lagune de Balistra

L'ensemble des indicateurs déployés sur la lagune de Balistra, ainsi que les précisions et interprétations détaillées ci-dessus, ont permis d'évaluer son état global de conservation (Tableau VII ; Figure 43). La lagune de Balistra a ainsi obtenu la note de **90.48**, traduisant un **état de conservation favorable** (> 70 ; d'après Delavenne & de Bettignies, 2023, adapté de Maciejewski *et al.*, 2016). Il convient toutefois de noter que cette note a été attribuée malgré le non-déploiement de trois indicateurs : I02 « *Macrophytes* », I03 « *Surface de l'herbier* » et I11 « *Contaminants chimiques* ».

Tableau VII. Synthèse des indicateurs et notation finale de l'état de conservation de la lagune de Balistra d'après la méthode Lepareur *et al*. (2019).

Indicateur	Appréciation	Note	
Ind01 - Surface de l'habitat	Surface stable	Bon	
Ind02C - Macrophytes	*Cet indicateur n'a pas été déployé*		
Ind03 - Surface des herbiers	*Cet indicateur n'a pas été déployé*		
Ind04 - EVEE	Plus de 10 % du linéaire de berge ou de la surface est colonisé(e) par une espèce végétale exotique envahissante.	-10	
Ind06 - EAEE	La présence de crabe bleu (*Callinectes sapidus*) est avérée, mais il n'est pas pris en compte par la méthode actuelle.	0 (à surveiller)	
Ind07 - Connectivité à la mer	Etat : le grau est naturel (Note : 0) Fonctionnement : La connectivité à la mer se maintient de manière naturelle, sans intervention anthropique (Note : 0)	0	
Ind08 - Nature des berges	Plus de 85 % des berges sont naturelles ou renaturées (Cat. 1) et moins de 10 % des berges sont figées par des rochers ou des constructions verticales (Cat. 3).	0	
Ind09 - Fonctionnement hydrologique	Fonctionnement hydrologique naturel.	0	
Ind10 - Colonne d'eau	État moyen de la colonne d'eau.	-5	
Ind11 - Contaminant chimique	*Cet indicateur n'a pas été déployé*		
Ind12 - Sédiments	État mauvais des sédiments	-5	
	TOTAL	**90.48**	BON

La lagune de Balistra présente un bon état écologique global, avec une connectivité naturelle à la mer, des berges majoritairement naturelles et une bonne qualité de l'eau. Malgré une pression anthropique croissante liée aux usages récréatifs non régulés et la présence d'espèces exotiques envahissantes, son fonctionnement hydrologique reste naturel et stable. La biodiversité est riche, notamment en espèces marines et indicatrices de qualité. Toutefois, l'absence de mesures de gestion, en raison de son statut foncier privé, constitue un enjeu majeur pour sa conservation à long terme.



Figure 43. Proposition de représentation de la notation finale de l'état de conservation de la lagune de Balistra d'après Delavenne & de Bettignies, 2023.

L’ensemble des 8 indicateurs déployés sur la lagune de Balistra sur une période de 4 ans (2020–2023 ; Figure 44) contribue à enrichir les connaissances sur les lagunes de petite surface en Corse et plus particulièrement sur l’extrême sud et constitue un point de départ pour le suivi de l’évolution de cet écosystème et d’une thèse de doctorat en cours (Moulin, 2024-2027) portant sur les « trajectoires écologiques des milieux lagunaires sous contraintes climatiques et anthropiques. Apports de l’intégration numérique à l’adaptabilité des sociétés ».

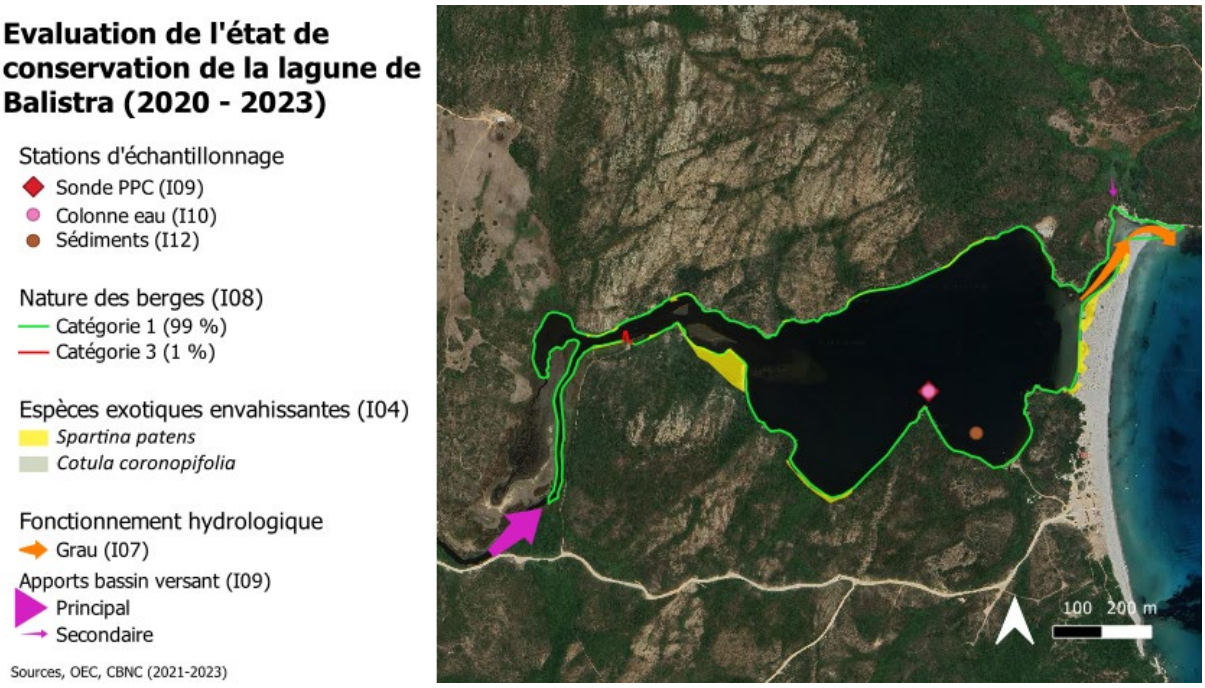


Figure 44. Synthèse des principaux résultats et localisation des stations des indicateurs déployés sur la lagune de Balistra dans le cadre de l'évaluation de son état de conservation (2020 - 2023).

III.4. Lagune de Santa Ghjulia

III.4.1. Localisation et contexte

La lagune de Santa Ghjulia (41°31'32" N, 09°16'12" E) se situe au fond du golfe éponyme, sur la commune de Porto-Vecchio (Corse-du-Sud), au sein du périmètre du site Natura 2000 FR9402015 « *Bouches de Bonifacio, îles des Moines* » (Figure 45). Elle occupe une superficie de 26 ha (Frisoni, 1980 ; Roux, 1989). De forme irrégulière, cette étendue d'eau s'étire parallèlement au littoral. D'origine sédimentaire, elle repose sur une plaine alluviale et est séparée de la mer par un cordon littoral sableux, ou lido. La connexion avec la mer s'effectue via un grau naturel situé à l'extrémité sud du lido, au pied de la colline granitique appelée « Ghiuncajola ». Depuis 1981, le site appartient au Conservatoire du Littoral (CdL), qui en a confié la gestion à l'Office de l'Environnement de la Corse en 2007. Le périmètre acquis par le CdL couvre une superficie totale de 293.49 ha à l'ouest et au sud de la zone humide, permettant une maîtrise partielle des usages et une protection renforcée de l'ensemble du complexe lagunaire.

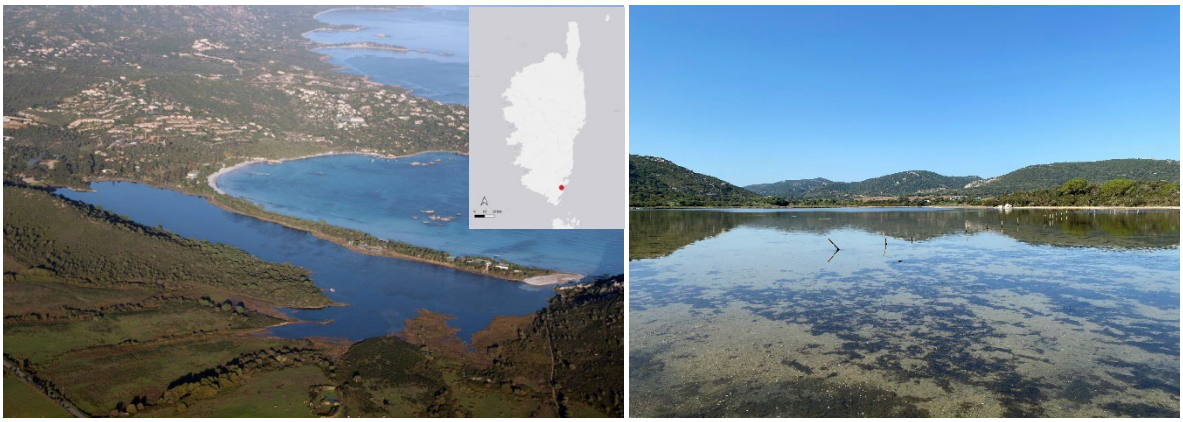


Figure 45. Localisation de la lagune de Santa Ghjulia et photographies (gauche, vue aérienne 2004, © Volto E. ; droite août 2023, © Garrido M.)

Ce milieu lagunaire a subi des transformations liées à l'intensification des activités humaines sur son bassin versant et ses abords immédiats. Plusieurs travaux en retracent l'évolution (Frisoni, 1980 ; Frisoni, 1987 ; Gauthier, 1992 ; Lorenzoni *et al.*, 1993b ; Malet *et al.*, 2023). Une description ancienne datant de 1899 (Archives SRAE Bastia, mars 1889 dans Frisoni, 1987) évoque un espace alors largement ouvert sur la baie, avec une communication permanente avec la mer et sans proliférations algales. Dans les années 1980, l'érosion du cordon littoral, attribuée à des causes anthropiques, a conduit à la mise en place d'un enrochement de protection. En 1989, la plage avait quasiment disparu, tandis que le sable déplacé obstruait le grau (Gauthier, 1992). Les apports successifs sédimentaires et organiques (notamment les banquettes de Posidonie ; Lorenzoni *et al.*, 1993b), combinés à une évolution du régime pluviométrique, ont vraisemblablement entraîné une diminution de la profondeur du grau et de la lagune dans sa partie sud ainsi qu'un rétrécissement progressif de l'embouchure : sa largeur est ainsi passée d'environ 100 m en 1899 à 80 m en 1952, avant de se stabiliser autour de 20 m à partir des années 1970 (Frisoni, 1987 ; Malet *et al.*, 2023). Entre 1979 et 1985, plusieurs

interventions ont été menées pour limiter le phénomène de confinement, caractérisé par la réduction des échanges avec la mer et l'augmentation de l'eutrophisation. Toutefois, ces actions se sont révélées insuffisantes (Anonyme, 1985).

Le grau est fréquemment obstrué, en particulier durant la période estivale. Son ouverture dépend de plusieurs facteurs naturels ou anthropique comme des entrées massives d'eau marine provoquées par les tempêtes, la montée des eaux liée à de fortes précipitations, ou encore des interventions humaines, manuelles ou mécaniques (Figure 46 ; Frisoni, 1987 ; Pergent-Martini *et al.*, 1997 ; Malet *et al.*, 2023). Un suivi spécifique de cette embouchure a été mis en place par le gestionnaire du site afin de disposer d'éléments nécessaires à une gestion raisonnée du grau (OEC, 2020). L'alimentation en eau douce repose sur un bassin versant de taille modeste (15,5 km^2), drainé principalement par trois cours d'eau temporaires : le Vignarellu, l'Alzelllu et le Lezza. La lagune, peu profonde (entre 50 et 70 cm en moyenne), se divise en deux entités : au nord, une zone plus confinée alimentée uniquement par les eaux de ruissellement direct ; au sud, un secteur plus ouvert incluant le grau et l'embouchure des principaux ruisseaux (Figure 45 ; Clanzig, 1992 ; Ligorini *et al.*, 2023).



Figure 46. Photographies d'une intervention « privée » mécanique sur le grau de la lagune pratiquée par l'hôtelier (octobre 2020, © Garrido M.)

Les travaux menés par Guelmami *et al.* (en rédaction), réalisés dans le cadre du projet Life Marha et plus particulièrement de la mise en place de l'indicateur 01 « *Surface de l'habitat* », ont permis de classer cette lagune en **classe 6 « lagune semi-permanente »**.

III.4.2. Indicateur 01 « Surface de l'habitat »

La surface des lagunes a fait l'objet d'une étude interrégionale réalisée par la Tour du Valat et le Pôle-relais lagunes méditerranéennes (Oswatte- Liyanage, 2021 ; Guelmami *et al.*, en rédaction). Ces travaux ont permis d'affiner la superficie de la lagune de Santa Ghjulia qui s'étend sur 28.61 ha. La cartographie correspond au t0 et ne permet pas d'appliquer la notation de l'indicateur 01 « *Surface de l'habitat* ». Cependant, un travail à partir d'images satellites disponibles sur le portail de l'IGN, Géoportail et remonter le temps, a permis de constater que peu d'évolution dans le temps ont marqué le plan d'eau de la lagune (1951, 1959, 1971, 1982, 1999, 2007, 2011 et 2021 ; Figure 47).

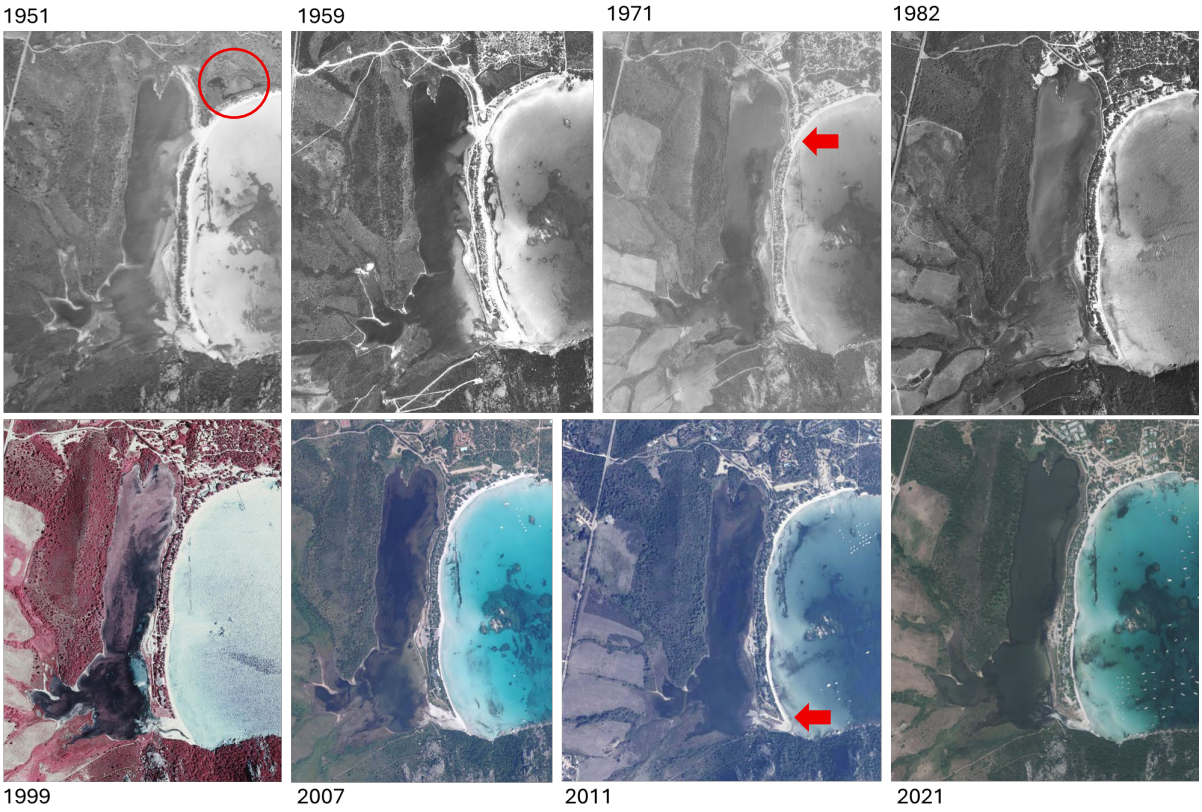


Figure 47. Évolution paysagère de la lagune de Santa Ghjulia à travers des images satellites sur plusieurs décennies (captures © Géoportail). Ces vues permettent d'observer, dans le temps, l'aménagement progressif du lido, l'urbanisation croissante au nord accompagnée du comblement de la zone humide, ainsi que la réduction de la largeur du grau au sud et la fermeture progressive d'une ouverture temporaire avec la mer au nord.

III.4.3. Indicateur 02a « Macrophytes en lagunes permanentes marinisées »

Bien que la lagune de Santa Ghjulia soit considérée comme semi-permanente (**classe 6** ; Guelmami *et al.*, en rédaction) avec une salinité supérieure à 18 PSU, nous avons fait le choix de déployé l'indicateur 2a « *Macrophytes en lagunes permanentes marinisées* ». En effet, d'après la bibliographie existante sur le site et quelques mois de suivis et prospections macrophytes, nous avons constaté qu'elle présentait des caractéristiques proches des lagunes permanentes.

L'indicateur 2a « *Macrophytes en lagunes permanentes marinisées* » a été déployé dans le cadre du diagnostic environnementale en 2019 et 2021 (Malet *et al*., 2023) et la campagne de 2022 a été portée par l'OEC avec le concours de l'Ifremer. Trois campagnes terrains ont été réalisées en juin 2019, juin 2021 et juin 2022. La campagne de 2020 n'a pas pu être réalisée du fait des conditions environnementales non favorables (vents très forts, turbidité importante et faible hauteur d'eau). La quantification du recouvrement ainsi que la diversité macrophytique ont été réalisées en juin 2019 et juin 2021 grâce à l'utilisation conjointe de 2 méthodes (Figure 48) :

- la méthode développée dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire (RSL) puis adaptée aux besoins de la DCE, (Lauret *et al*., 2011, Ifremer, 2012 ; Ifremer, 2013 ; Cimiterra *et al*. 2020), testée sur une lagune de petite surface (présente étude ; Malet *et al*., 2023). Cette méthode a pour objectif de permettre un suivi facilité à déployer annuellement par le gestionnaire, soit 4 stations centrales (rond coloré au centre des transects 1 à 4 ; Figure 48) ;
- et une évaluation complémentaire de la couverture macrophytique réalisée à partir de transects, initialement utilisée en milieu terrestre (Corre, 1970) et déjà éprouvée en milieu lagunaire (Garrido & Pasqualini, 2011). Quatre transects T1 à T4 (entre la rive Est et Ouest ; Figure 48) ont été couplés à 18 stations ponctuelles (ronds gris ; Figure 48). La nature du sédiment ainsi que la hauteur d'eau ont été appréciées (données non présentées dans ce rapport).

Lors de la campagne de juin 2022, il a été décidé de mettre en œuvre le protocole de l'indicateur 2a « *Macrophytes en lagunes permanentes marinisées* » afin de valider le choix des 4 stations principales que le gestionnaire pourra suivre dans le cadre du déploiement pérenne de cet indicateur (Figure 49).

Les relevés terrain ont permis de réaliser des représentations synthétiques de l'évolution de la couverture macrophytique sur la lagune de Santa Ghjulia (Figure 48). En 2019, les stations de bordure ont présenté les plus forts taux de recouvrement ainsi que les stations se situant dans le bassin Sud (Figure 48). Ce recouvrement était représenté essentiellement par des herbiers de *Ruppia cirrhosa* (espèce de référence, Barré *et al*., 2020 ; Figure 48). L'espèce *Lampothamnium papulosum*, espèce protégée et de référence appartenant à la famille des Characeae, a été observée à la station 6, ainsi qu'en tâches (≈ 10 % de recouvrement) au niveau du transect 2 sur la rive Est. Elle a été également fréquemment observée le long du transect 4. La couverture macrophytique représentée par l'herbier de *R. cirrhosa* en 2019 a très fortement régressée en 2021 et en particulier dans le bassin Sud. Quelques « tâches » de *L. papulosum* ont été recensées au niveau des transects 1 et 2. Cependant, cette espèce n'a pas du tout été retrouvée dans le bassin Sud de la lagune. En 2019, la lagune affichait un état « **moyen** » vis-à vis du compartiment macrophytique. En 2021, l'état de la couverture macrophytique s'est dégradé mais n'a pas engendré de déclassement (EQR_{MAC} ; « *Ecological Quality Ratio* « *Macrophytes* » **moyen** ; Figure 48).

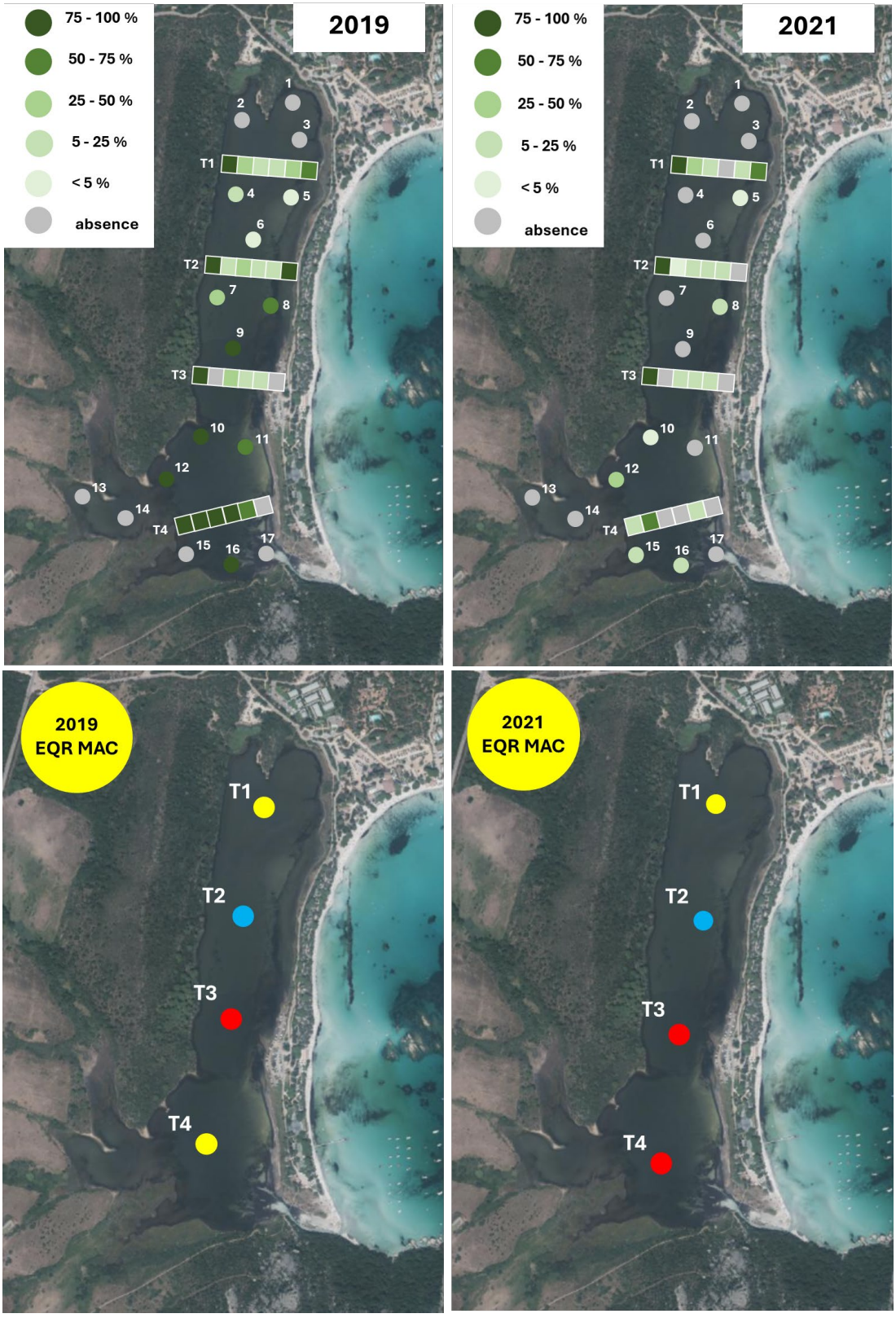


Figure 48. Localisation des transects et des stations ponctuelles pour les suivis macrophytes. Les 18 stations seront à suivre tous les 3 ans si nécessaire ou tous les 6 ans dans le cadre d'une évaluation globale. Les figures en haut représentent la couverture macrophytique réalisée à partir des transects et sur les 18 stations ponctuelles. Le point central de chaque transect représente les stations de « références » à suivre annuellement (bleu = très bon ; jaune = moyen ; rouge = mauvais).

En 2022, la lagune a affiché un EQR_{MAC} « **très bon état** » du fait de la couverture importante de l'herbier de *R. cirrhosa,* avec 100 % de recouvrement de l'espèce sur les 4 stations (Figure 49).



Figure 49. Évaluation en juin 2022 du compartiment macrophyte selon le protocole de L'indicateur 2a « *Macrophytes en lagunes permanentes marinisées* » (Barré *et al.*, 2020).

La lagune a indéniablement connu un stress halin entre 2019 et 2021, stress qui a été enregistré par le compartiment intégrateur que constituent les macrophytes. Toutefois, elle a retrouvé un « **très bon état** » dès 2022. Cette récupération rapide des herbiers témoigne d'une réactivité remarquable et, très probablement, d'une forte capacité de résilience de l'écosystème lagunaire.

Une fois les espèces et leur taux de recouvrement appréciés, le ratio de la qualité écologique des macrophytes EQR_{MAC} (*Ecological Quality Ratio* pour les macrophytes) a été calculé sur les stations de T1 à T4, en ne conservant que les données de juin 2022, à partir des ratios de qualité écologique de composition (EQR_C) et d'abondance (EQR_A). Ce dernier est de 0.98 et correspond à classe de qualité « **très bon** » (compris entre [1 – 0.8[; Figure 49).

L'intégration de cet indicateur 2a « *Macrophytes en lagunes permanentes marinisées* » (développé dans le cadre de la DCE) dans la méthode d'évaluation de l'état de conservation des lagunes permet d'obtenir une **note de 0** (Indice $EQR_{MAC} \geq 0.8$; Barré *et al.*, 2020) sur la lagune de Santa Ghjulia.

III.4.4. Indicateur 06 « Espèces animales exotiques envahissantes (EAEE) »

Le suivi régulier de la lagune a permis de constater l'absence de l'espèce *Ficopomatus enigmaticus* (Cascail), ce qui justifie l'attribution d'une **note de 0** à cet indicateur. En revanche,

elle est impactée par la présence du crabe bleu, *Callinectes sapidus* (OEC, 2023 ; Marchessaux *et al.*, 2024). Bien que la note reste inchangée, un niveau élevé de vigilance est requis concernant l'évolution de cette espèce au sein de la lagune.

III.4.5. Indicateur 07 « Connectivité à la mer »

Le suivi temporel de la connectivité entre la lagune et le milieu marin a débuté en juin 2019 (Figure 48). Lors de chaque campagne, une série de photographies est prise sous différents angles afin d'obtenir une vision aussi complète que possible de l'état de la connexion à une date donnée, et ainsi mieux comprendre le fonctionnement du grau (Figure 48).

Date	Etat connexion	Saison
20/06/2019	0	été
07/07/2019	**1**	**été**
27/08/2019	0	été
26/09/2019	0	automne
21/11/2019	0	automne
25/12/2019	1	hiver
14/02/2020	0	hiver
15/05/2020	0	printemps
17/06/2020	0	printemps
21/07/2020	0	été
05/08/2020	**1**	**été**
11/08/2020	0	été
22/08/2020	**1**	**été**
01/10/2020	0	automne
18/10/2020	**1**	**automne**
19/11/2020	1	automne
19/02/2021	1	hiver
21/05/2021	1	printemps
01/06/2021	1	printemps
01/07/2021	1	été
18/08/2021	1	été
18/11/2021	0	automne
27/01/2022	1	hiver
02/06/2022	1	printemps
09/12/2022	1	automne
26/01/2023	1	hiver
13/02/2023	0	hiver
06/06/2023	0	printemps
10/07/2023	0	été
17/08/2023	0	été
04/09/2023	0	été
14/11/2023	0	automne



Figure 48. Suivi temporel de la connectivité à la mer de la lagune de Santa Ghjulia. 0 = fermé, 1 = ouvert. Les chiffres en rouge indiquent les interventions manuelles ou mécaniques réalisées par le gestionnaire ou l'hôtelier. Chaque observation est accompagnée d'une série de photographies (© CdL, juillet 2019 ; © Garrido M., 2020, 2022).

Entre juin 2019 et octobre 2020, la connexion entre la lagune de Santa Ghjulia et le milieu marin a été considérée comme « insignifiante », voire « inexistante ». Cette situation a donné lieu à plusieurs interventions anthropiques, réalisées par le gestionnaire de site ou l'hôtelier à proximité (OEC, 2020 ; Malet *et al.*, 2023). L'une des conséquences directes a été l'assèchement de la lagune durant les étés 2019 et 2020, entraînant des niveaux de salinité exceptionnellement élevés (respectivement 90 PSU et 125.86 PSU) et une dégradation marquée par la qualité de la colonne d'eau, classée comme « **mauvaise** » (partie III.4.8. Indicateur 10 « *Colonne d'eau* »).

Le grau naturel de la lagune est fortement soumis (i) aux aléas climatiques (pluviométrie, marées, submersions marines liées aux tempêtes), (ii) aux apports hydriques issus de petits ruisseaux temporaires, (iii) ainsi qu'au comblement progressif par des dépôts exogènes de banquettes de Posidonie issus du nettoyage mécanique de la plage (Lorenzoni *et al.*, 1993b ; Malet *et al.*, 2023). Il convient de souligner que les épisodes d'assèchement estival de 2019 et 2020 ont été suivis d'une ouverture anthropique du grau par l'hôtelier, permettant une remise en eau artificielle de la lagune. En revanche, l'assèchement observé à l'automne 2019 a été naturellement résorbé à la suite des précipitations de novembre (Malet *et al.*, 2023 ; partie III.4.7. Indicateur 09 « *Fonctionnement hydrologique* »).

Le grau de la lagune de Santa Ghjulia étant d'origine naturelle, la **note d'état de la connectivité est de 0**. La connexion à la mer se maintient naturellement, sans intervention humaine, et ne nécessite pas de dragages récurrents depuis 2021. la **note de fonctionnement reste à 0**. La **note globale** pour l'indicateur 7 « *Connectivité à la mer* » est donc de **0**.

III.4.6. Indicateur 08 « Nature des berges »

L'indicateur 8 « *Nature des berges* » évalue la proportion de berges naturelles, renaturées ou artificialisées selon trois catégories : la catégorie 1 correspond à des berges naturelles ou renaturées, la catégorie 2 à des berges modifiées mais non figées, et la catégorie 3 à des berges figées par des constructions verticales ou des enrochements. La méthodologie appliquée à cet indicateur a été uniformément mise en œuvre sur l'ensemble des 5 sites d'étude. Les photographies aériennes infrarouges en couleur (IRC) des années 2013 et 2019 ont été privilégiées (voir partie II.3.3. de ce présent rapport) et la campagne BD Ortho de 2021 a été utilisé pour vérifier la délimitation de la berge (Figure 49).

Selon la méthodologie détaillée ci-dessus, les berges de la lagune de Santa Ghjulia sont majoritairement classées en catégorie 1, représentant 95 % du linéaire, soit 4 125.33 m (Figure 49). Seule une portion de 235.79 m, soit 5 %, relève de la catégorie 2, correspondant à une berge en renaturation ou peu artificialisée (Figure 49).

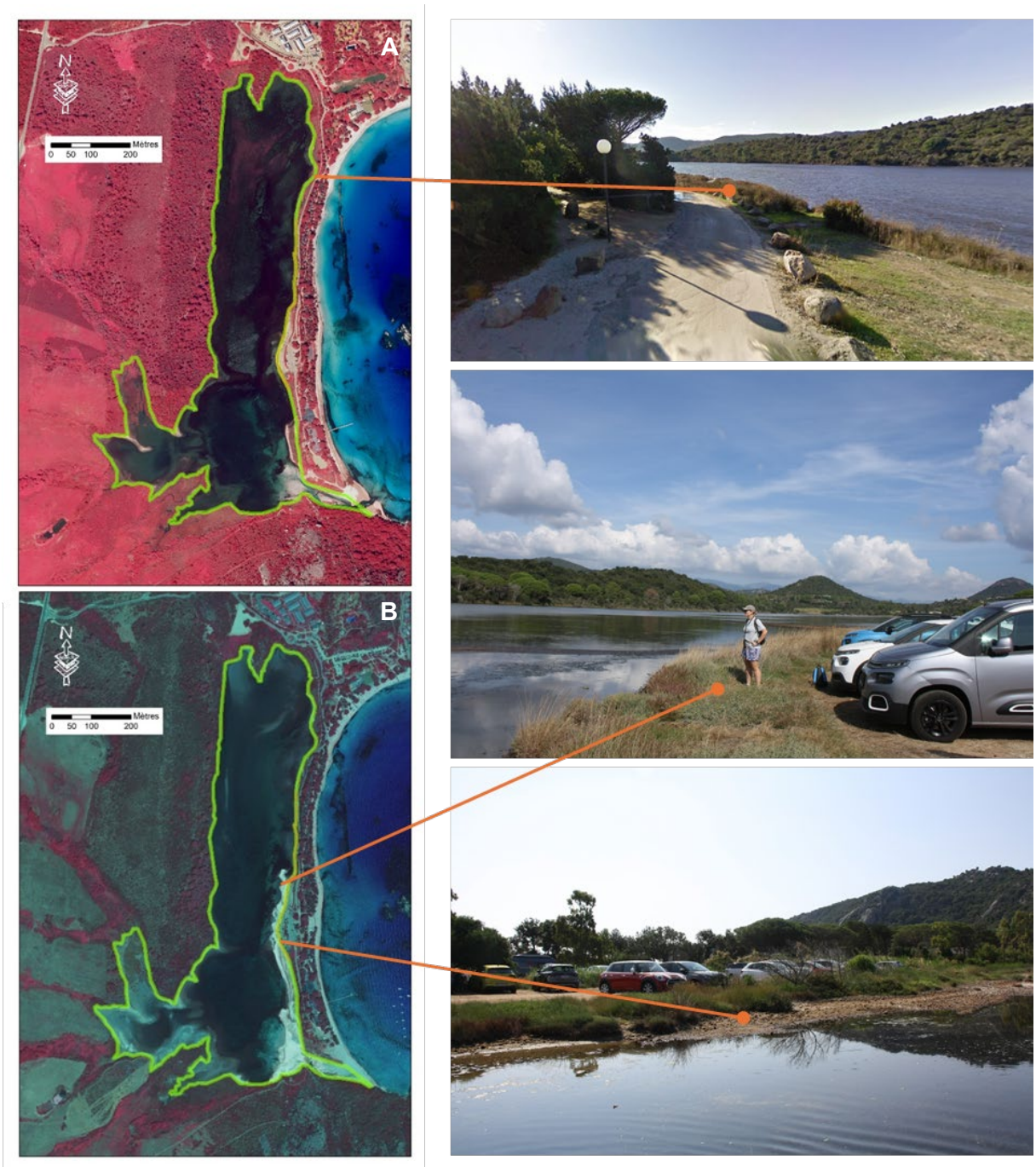


Figure 49. A : IRC 2013 de la lagune de Santa Ghjulia. B : catégorisation de la nature des berges de la lagune à partir de la BD-Ortho de 2021sur la base de campagnes terrain de 2020 à 2023 (vert : catégorie 1, orange : catégorie 2). Photographies illustrant les berges en cat. 2 (© Garrido M.).

Le gestionnaire de la lagune de Santa Ghjulia a également mis en œuvre cet indicateur en 2023 (Figure 50). Ce travail, particulièrement rigoureux, est présenté dans ce rapport afin d'illustrer la part de subjectivité ou les marges d'interprétation possibles associées à certains protocoles de la méthode d'évaluation de l'état de conservation des lagunes côtières et notamment à cet indicateur. À titre d'exemple, la catégorie 2 décrite dans le classeur technique (Barré *et al.*, 2020) mentionne : « … *ou végétation continue mais artificialisation en arrière trop proche (route, mur, …)* ». Comment interpréter le terme de « *trop proche* » ?

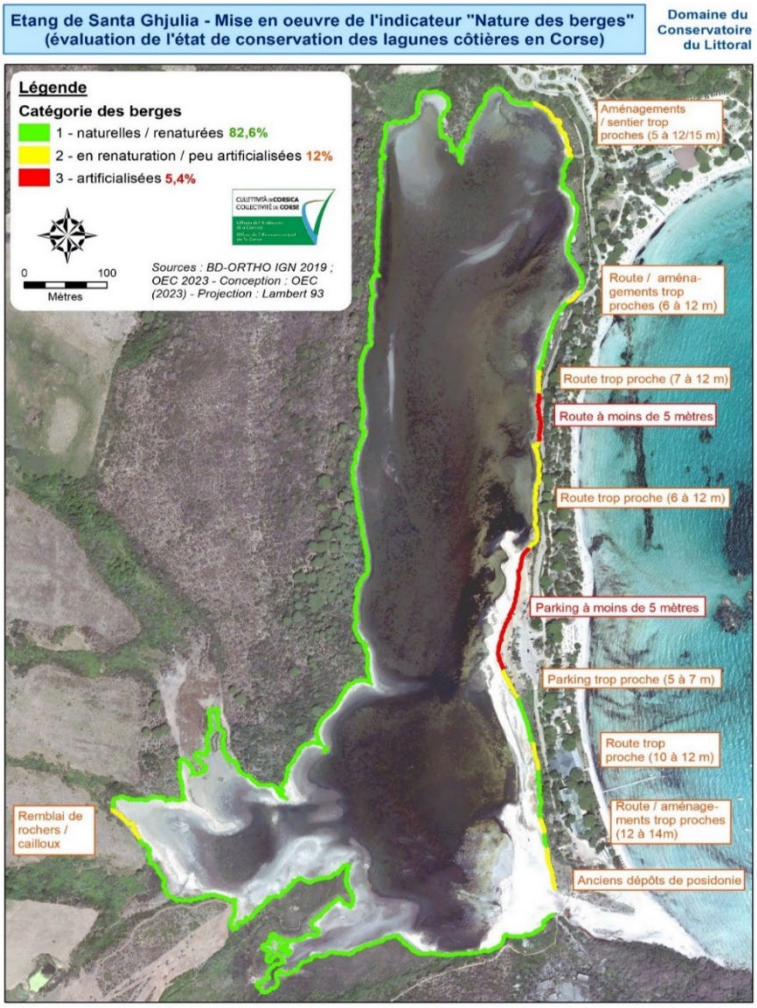


Figure 50. Cartographie détaillée de la nature des berges de la lagune de Santa Ghjulia réalisé par le gestionnaire du site en 2023 (© OEC, 2023)

Selon le travail réalisé par le gestionnaire de la lagune de Santa Ghjulia (Figure 50), les berges sont majoritairement classées en catégorie 1, représentant 82.6 % du linéaire, soit 3 602.28 m (Figure 50). 12 % sont classés en catégorie 2 (soit 523.33 m) et seule une portion de 235.50 m, soit 5.4 %, relève de la catégorie 3, correspondant à une berge artificialisée verticale (Figure 50). Ce résultat impliquerait une **note de -20** pour cet indicateur.

Selon les résultats obtenus la notation diffère. Dans un souci de cohérence, nous retiendrons la note obtenue à partir de la méthode développée sur l'ensemble des 5 lagunes évaluées. Ainsi, plus de 85 % des berges présentent un caractère naturel ou renaturé (Cat. 1), tandis que moins de 10 % sont artificialisées par des enrochements ou des structures verticales (Cat. 3). En conséquence, l'indicateur 8 « *Nature des berges* » obtient une **note de 0**.

III.4.7. Indicateur 09 « Fonctionnement hydrologique »

Le fonctionnement hydrologique d'une lagune dépend des interactions dynamiques entre la mer, le bassin versant, les zones humides périphériques et la lagune elle-même, formant un hydrosystème complexe et interdépendant. Ainsi pour appréhender son fonctionnement

hydrologique, il est nécessaire de disposer de données quantitatives et qualitatives couvrant l'ensemble de l'hydrosystème (voir partie II.3.4. de ce présent rapport). Ces données sont obtenues à partir de mesures *in situ*, de modélisations hydrologiques, de données environnementales et de retours d'expérience de gestionnaires. Les apports en eau (e.g. pluie, nappes souterraines) ainsi que les échanges entre la lagune, la mer et les zones humides voisines sont des données indispensables. Il est aussi essentiel de suivre des paramètres comme les niveaux d'eau, la salinité, la température ou encore les nutriments. Enfin, l'impact des aménagements anthropiques et du changement climatique doit être pris en compte pour bien comprendre les déséquilibres éventuels.

Cependant, mettre en œuvre l'ensemble de ces recommandations pour le déploiement de cet indicateur sur les 5 sites d'étude n'a pas été possible. Nous avons donc décidé d'acquérir quelques données (e.g. délimitation et superficie des bassins versants, mesure des paramètres physico-chimiques clés) pour améliorer les connaissances sur chaque site et appréhender le contexte et le fonctionnement hydrologique des lagunes étudiées.

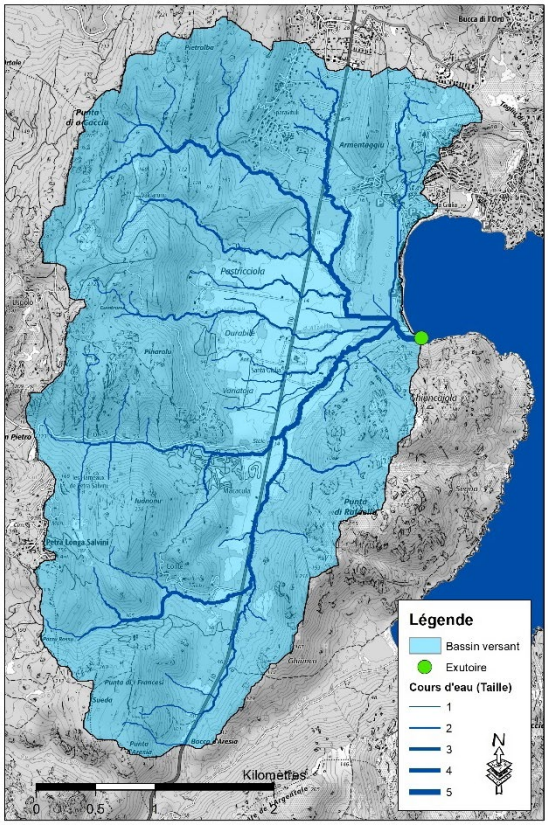


Figure 51. Délimitation du bassin versant de la lagune de Santa Ghjulia via ArcGIS® (© OEC, 2023).

La délimitation du bassin versant de la lagune de Santa Ghjulia a été réalisée à l'aide du logiciel ArcGIS® (Figure 51). Les données altimétriques (Modèle Numérique de Terrain à une résolution de 5 m) ont été utilisées pour identifier les lignes de crête et déterminer les limites naturelles du bassin. Le traitement a été effectué à l'aide d'outils hydrologiques disponibles dans ArcGIS®. Cette approche permet une représentation précise du bassin versant, essentielle pour l'analyse de son fonctionnement hydrologique. Le bassin versant de la lagune couvre une superficie de 15.45 km^2.

Le ratio du bassin versant sur la surface de la lagune est un indicateur intéressant qui permet de mettre en avant l'influence des apports du bassin versant. Il est de 0.62 pour la lagune de Santa Ghjulia, ce qui signifie que cette dernière est influencée par ses apports (e.g. ruissellement, apports sédimentaires, nutriments). C'est un facteur important à prendre en compte dans une démarche de gestion ou de suivi écologique. En effet, la préservation de la

lagune nécessite une gestion du bassin versant cohérente (e.g. maîtrise des rejets agricoles, traitement des eaux usées, limitation de l'érosion). En cas d'apports excessifs de nutriments (N, P), la lagune peut connaître une eutrophisation rapide.

L'analyse du fonctionnement hydrologique de la lagune de Santa Ghjulia doit être appréhendée en lien étroit avec l'évolution du contexte climatique passé (période de référence 1962-2022 ; Annexe 11.2 dans Malet *et al*., 2023) ainsi que les conditions météorologiques observées sur la période d'étude (2019–2023). Ce contexte hydro-climatique a été caractérisé dans le cadre du diagnostic écologique réalisé par Malet *et al*. (2023), auquel il faudra se référer pour un exposé détaillé des résultats. Les principales conclusions de ce travail, relatif aux données hydrologiques, ont permis de mettre en évidence une distinction entre les années 2019–2020 et 2021–2022 (Malet *et al*., 2023). L'année 2019 se distingue par une sécheresse exceptionnelle, avec un cumul de précipitations inférieur à 80 mm, contre environ 180 mm les années précédentes. Les années 2022 et 2023 ont été marquées par des conditions climatiques extrêmes, avec des températures records et des périodes prolongées de sécheresse, particulièrement accentuées dans l'extrême sud de la Corse.

Au cours des étés 2019 et 2020, des pics extrêmes de salinité ont été enregistrés (atteignant respectivement 90 et 125.86 PSU), en lien avec la fermeture du grau et une évaporation intense, accentuée par des températures de l'eau supérieures à 30 °C (Figure 52). En 2019, la salinité est ainsi passée d'environ 35 PSU début juin à près de 100 PSU fin août. Un phénomène similaire a été observé à l'été 2020, à la suite de la fermeture du grau à la mi-juin (Figure 52). Durant les périodes hivernales, les diminutions de salinité sont généralement liées aux épisodes pluvieux et/ou à la réouverture de l'embouchure, dans un contexte de basses températures (comprises entre ~10 °C et 5.8 °C selon les années). En 2023, la conjonction de températures élevées (atteignant un maximum de 33.4 °C le 10 juillet), d'une fermeture prolongée du grau, et d'une explosion de la salinité entre juillet et août (variation de 30.43 PSU, passant de 23.50 à 53.94 PSU), met en évidence le rôle déterminant de l'évaporation estivale dans un contexte de déconnexion de la lagune avec le milieu marin (Figure 52).

Globalement, la salinité de la lagune de Santa Ghjulia a présenté une forte variabilité saisonnière (coefficient de variation de 36 %), oscillant entre 6.77 PSU (avril 2021) et 125.86 PSU (août 2020) en fonction des conditions hydrologiques. Les périodes estivales, en présence de températures élevées et d'une embouchure fermée, induisent une hypersalinité pouvant doubler, voire tripler, les valeurs "normales" (environ 30 à 40 PSU), et conduire parfois à un assèchement total de la lagune. À l'inverse, les épisodes pluvieux hivernaux et les réouvertures du grau entraînent des baisses rapides de salinité. Cette dynamique met en évidence la forte sensibilité de la lagune à la connectivité marine et aux aléas climatiques, soulignant la nécessité d'une gestion adaptative de ses échanges hydriques

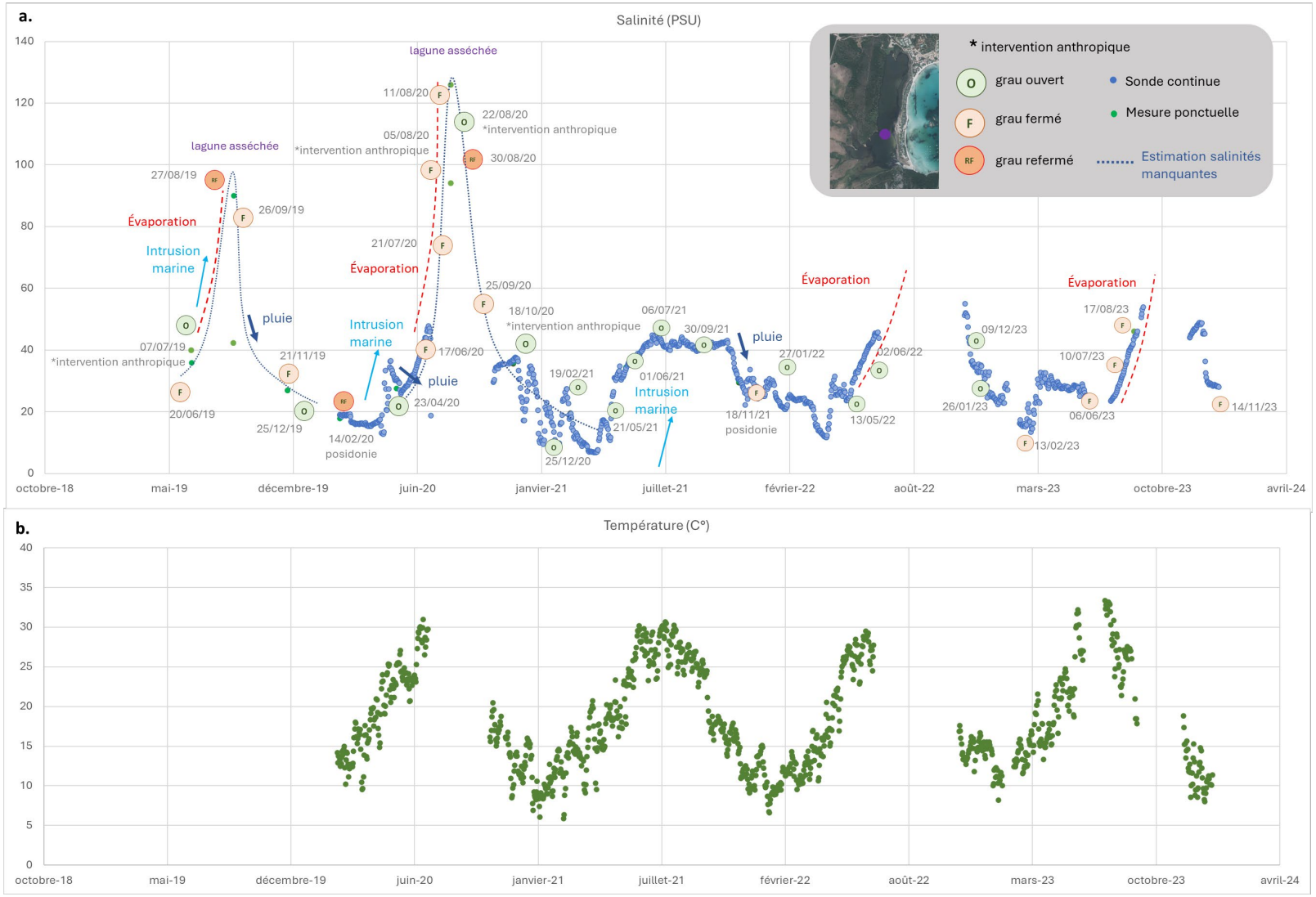


Figure 52. a. Suivi de la salinité (PSU) calculée à partir des données mesurées par une sonde ®NKE Wisens CTDs (bleu, mesure haute fréquence en continue) et une sonde YSI (vert, mesure ponctuelle) et des conditions de la connectivité du grau de la lagune de juin 2019 à décembre 2023 (F : grau fermé, O : Grau ouvert, permettant les échanges entre la mer et la lagune). b. Température (°C) mesurée à partir d'une sonde ®NKE Wisens CTDs sur la lagune de Santa Ghjulia entre février 2020 et décembre 2023.

La lagune n'est pas soumise à un manque d'apport d'eau douce d'origine anthropique ni à une mise en eau ou un maintien en eau forcé. Son fonctionnement hydrologique est naturel ainsi la **note de 0** est attribuée pour l'indicateur 9.

III.4.8. Indicateur 10 « Colonne d'eau »

L'état de la colonne d'eau de la lagune de Santa Ghjulia a été évalué à partir des concentrations de quatre paramètres, selon la méthode de Lepareur *et al.* (2019) : phosphate (PO_4^{3-}), azote inorganique dissous (NID ou DIN, *Dissolved Inorganic Nitrogen*), azote total (NT) et phosphore total (PT ; Figure 53). Les mesures ont été réalisées selon un protocole saisonnier (de 2019 à 2021). Le suivi de la lagune a été réalisé dans le cadre d'un travail de thèse (Ligorini *et al.*, 2023 ; Ligorini, 2023) et d'un diagnostic écologique (Malet *et al.*, 2023). Se référer à l'ensemble de ces publications et rapports pour un exposé détaillé des résultats.

Pour synthétiser dans le cadre de la présente évaluation, les analyses ont mis en évidence une homogénéité spatiale entre les deux stations d'échantillonnage (S1 et S2), ce qui souligne que la variabilité observée est avant tout d'ordre temporel (Figure 53). En dehors de la période estivale, des pics de concentrations en azote inorganique dissous (NID) et en phosphate (PO_4^{3-}) ont été enregistrés en novembre 2019, en corrélation avec les précipitations (Malet *et al.*, 2023). D'autres pics, observés en février 2020 pour l'azote total (NT) et le phosphore total (PT), ainsi qu'en février 2021 pour le NID, restent d'origine incertaine. Ils pourraient être attribués à des rejets anthropiques ponctuels ou à la remise en suspension de sédiments sous l'effet de la dynamique hydrologique au sein de la lagune (Figure 53).

Trois dynamiques estivales contrastées ont été identifiées au cours de la période d'étude 2019 – 2021. L'été 2019 s'est caractérisé par une forte production biologique, associée à une consommation quasi complète des nutriments disponibles et à une accumulation importante de biomasse. Cette situation se traduit par des concentrations élevées en chlorophylle *a* (jusqu'à 17.24 $\mu g \cdot L^{-1}$ en S2 ; Malet *et al.*, 2023) ainsi qu'en NT, avec des valeurs atteignant 229.8 µM en S1 en juillet 2019, puis 160.1 µM en S1 et 165.81 µM en S2 en août de la même année (Figure 53b). Durant l'été 2020, en revanche, un apport interne en nutriments a été observé, probablement issu de la reminéralisation de la matière organique, sans pour autant générer un excès de biomasse (11.50 $\mu g \cdot L^{-1}$ en S1 et 16.20 $\mu g \cdot L^{-1}$en S2 ; voir Ligorini *et al.*, 2023), certainement dû à l'assèchement progressif de la lagune (données non suffisantes du fait de l'assèchement de la lagune ; Figure 53). Enfin, l'été 2021 se distingue par de faibles concentrations en nutriments biodisponibles, la présence de NID non assimilé par le phytoplancton, et une biomasse phytoplanctonique nettement réduite (0.45 $\mu g \cdot L^{-1}$ en S1 et 0.68 $\mu g \cdot L^{-1}$en S2 ; voir Ligorini *et al.*, 2023).

L'ensemble de ces observations a permis de mettre en évidence le rôle déterminant des conditions estivales (e.g. températures élevées, anoxie, confinement, assèchement) dans le fonctionnement biogéochimique de la lagune de Santa Ghjulia.

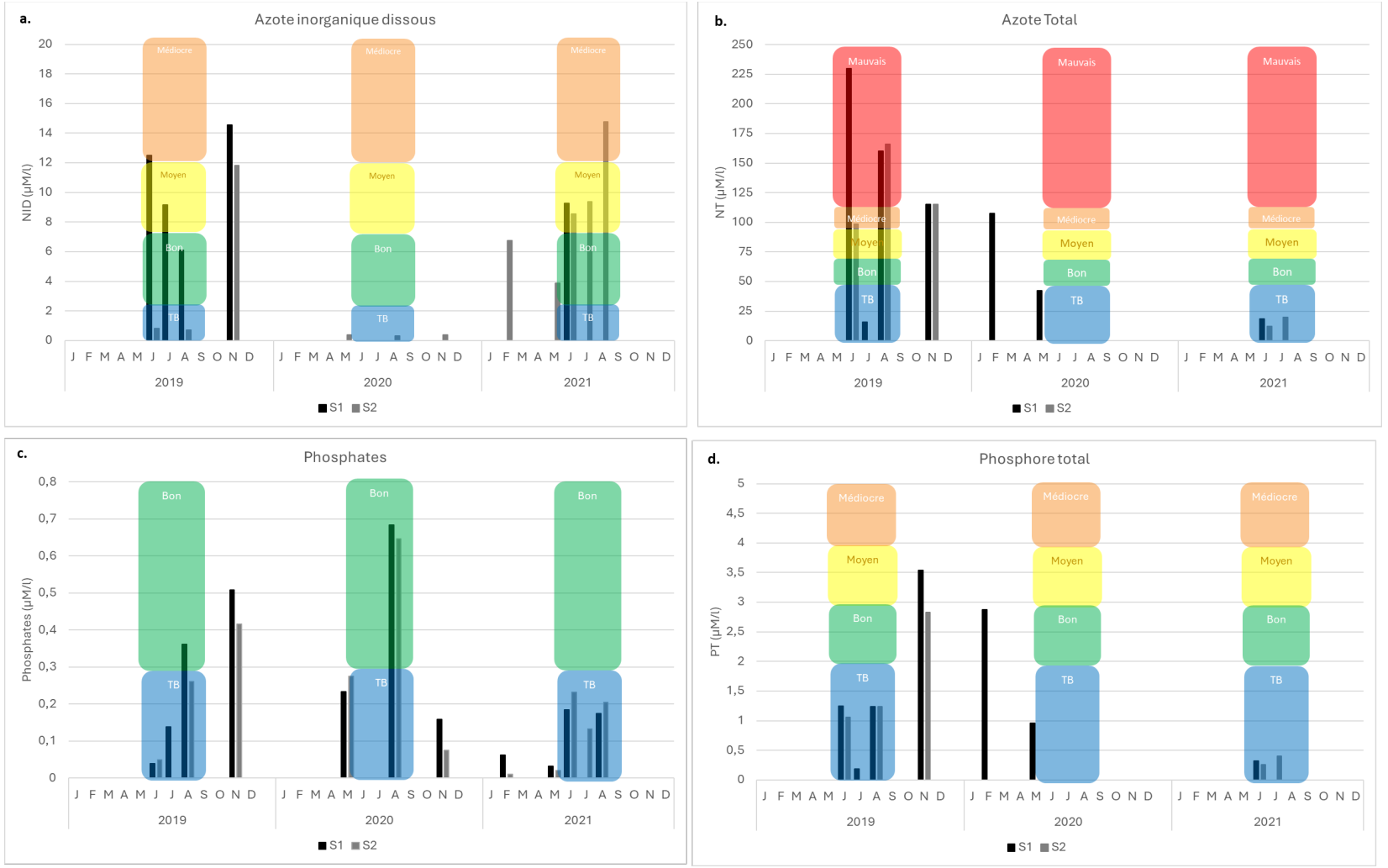


Figure 53. a. Azote inorganique dissous (NID, µM), b. Azote total (NT, µM), c. Phosphates (PO_4^{3-}, µM), d. Phosphore total (PT, µM) et classification selon la grille de diagnostic DCE de l'état physico-chimique des masses d'eau lagunaires (Très bon, Bon, Moyen, Médiocre ou Mauvais, pour les mois de juin, juillet et août) de la colonne d'eau de la lagune de Santa Ghjulia.

Dans le cadre de l'évaluation de l'état de conservation de la lagune de Santa Ghjulia et plus particulièrement de l'indicateur 10 « *Colonne d'eau* », seuls les trois mois d'été sont pris en compte (Lepareur *et al.*, 2019). Deux stations ayant été échantillonnées, une agrégation temporelle et spatiale des données a été réalisée. Il convient de noter que l'année 2019 n'a pas pu être évaluée selon les critères de cet indicateur (Figure 54), en raison de l'assèchement partiel de la lagune et de l'absence de données pour l'ensemble des trois mois estivaux. Une évolution interannuelle des conditions physico-chimiques entre 2019 et 2021 a été observée. En effet, la colonne d'eau présentait un état « **mauvais** » en 2019 et « **médiocre** » en 2021 (Figure 54).

Nous retiendrons pour la notation globale de cet indicateur la **note de -20** (État « **médiocre** » de la colonne d'eau).

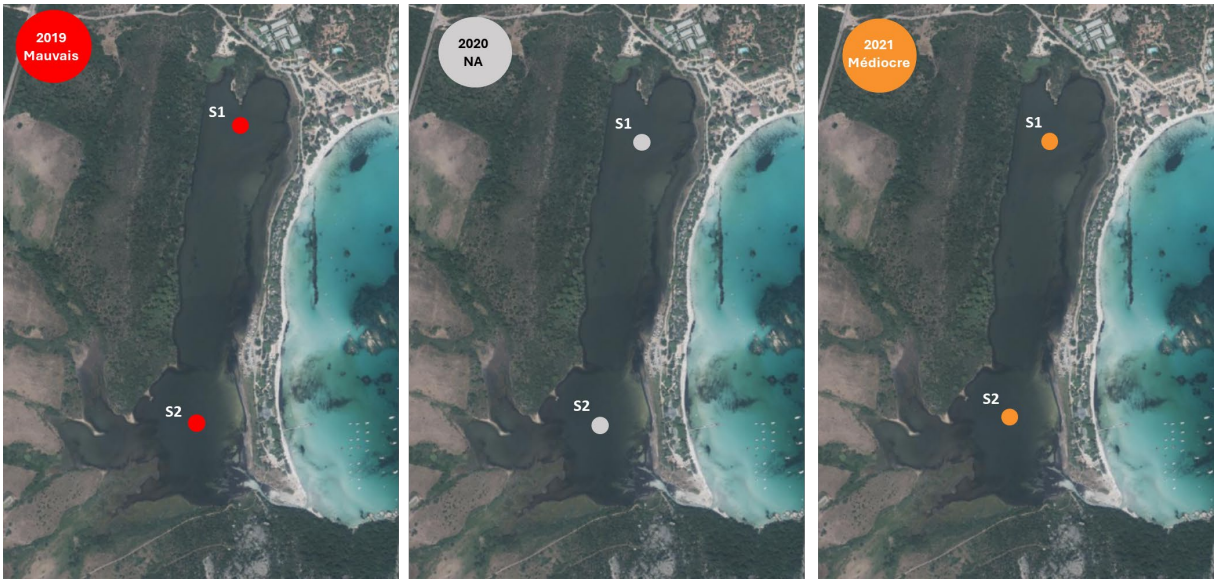


Figure 54. Représentation de l'évolution temporelle entre 2019 et 2021 de l'état de la colonne d'eau sur la lagune de Santa Ghjulia.

III.4.9. Indicateur 11 « Contaminants chimiques »

L'évaluation de la contamination chimique de la colonne d'eau (à travers la mesure de 203 substances) a été réalisée à la station la plus représentative du mélange des masses d'eau de la lagune de Santa Ghjulia, située à proximité de la sonde CTDs Wisens ®NKE, déployée dans le cadre du dispositif FOGEC. Des échantillonneurs passifs ont été installés à mi-hauteur de la colonne d'eau lors de deux campagnes : octobre 2020 (campagne automnale) et entre mars et avril 2021 (campagne printanière). La mise en place et la récupération de ces dispositifs ont été effectuées avec des durées d'immersion spécifiques à chaque type d'échantillonneur. Les POCIS (*Polar Organic Chemical Integrative Samplers*) ont été déployés en triplicat pour une durée d'environ 3 semaines. Les DGT (*Diffusive Gradients in Thin films*) ont été exposés pendant 1 semaine, également en triplicat. Enfin, des prélèvements ponctuels d'eau ont été réalisés à l'aide de la méthode SBSE (*Stir Bar Sorptive Extraction*), en duplicat (Gonzalez *et al.*, 2011).

Le POCIS est un échantillonneur passif à intégration temporelle, conçu pour la détection de 126 substances organiques, allant des composés hydrophiles à intermédiaires, incluant notamment des résidus pharmaceutiques et des pesticides (Munaron *et al*., 2020). Le DGT qui est également un échantillonneur passif intégratif, permet quant à lui la mesure des cations métalliques dissous, ciblant 9 métaux : cadmium, cobalt, chrome, plomb, manganèse, zinc nickel, cuivre et fer (Gourlay & Gonzalez, 2010 ; Millán *et al*., 2021). Enfin, la technique SBSE permet une mesure intégrative des composés organiques de polarité intermédiaire à hydrophobe, tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les PCB et certains pesticides (Gonzalez *et al*., 2011). La liste des polluants et normes de qualité environnementale (NQE) est disponible en annexe du rapport DCE ObsLag 2020-2021 (Munaron *et al*., 2022) ainsi que dans le diagnostic écologique de la lagune de Santa Ghjulia (Malet *et al*., 2023).

Les analyses réalisées lors des campagnes de suivi automnale (2020) et printanière (2021) ont révélé une contamination chimique globalement faible dans la colonne d'eau de la lagune de Santa Ghjulia. Concernant les composés organiques mesurés par les POCIS, aucune substance ne dépasse les Normes de Qualité Environnementale pour les concentrations maximales admissibles (NQE-CMA). 2 substances ont été quantifiées au-dessus de la limite de détection : l'**hydroxysimazine**, détectée à 0.09 µg/L en automne et 0.05 µg/L au printemps, est un herbicide dérivé de l'atrazine, interdit depuis 2003. Malgré sa rémanence, les concentrations mesurées demeurent très inférieures aux seuils réglementaires et ne présentent pas de risque notable pour l'écosystème lagunaire. La seconde substance, la **carbamazépine**, a été détectée au printemps à une concentration de 0.00068 µg/L. Ce composé pharmaceutique, couramment utilisé comme antiépileptique et psychotrope, est principalement lié aux rejets urbains et hospitaliers. Sa concentration extrêmement faible ne suggère aucun risque environnemental significatif. Par ailleurs, compte tenu du nombre restreint de substances détectées, l'effet cocktail des polluants peut être considéré comme négligeable. Les mesures effectuées à l'aide des dispositifs DGT ont enregistré des concentrations en métaux (chrome, cuivre, nickel) très faibles, compatibles avec le bruit de fond géologique. Ces niveaux sont inférieurs à ceux observés dans d'autres lagunes méditerranéennes telles qu'Ayrolle ou Urbinu, qui servent de références dans le cadre de la DCE, et ne traduisent aucun signal de contamination anthropique préoccupant. Enfin, les analyses menées par la technique SBSE sur 68 substances ciblées ont permis de mesurer uniquement 2 composés détectés au-delà de la limite de quantification, à des concentrations toutefois très faibles. Il s'agit du **phénanthrène**, un hydrocarbure aromatique polycyclique (HAP) probablement issu de goudrons ou de combustions incomplètes, et du **biphényle**, un composé utilisé comme conservateur antifongique, biocide ou encore caloporteur. Dans les deux cas, les concentrations relevées ne laissent pas présager d'impact significatif sur le milieu.

En conclusion, les résultats obtenus dans le cadre du déploiement de l'indicateur 11 « *Contaminants chimiques* » ont permis de classer les eaux de la lagune entre 2020 et 2021 en **bon état** [respect des NQE : zéro NQE dépassée]. Aucune contamination préoccupante ni risque environnemental avéré n'ont été détectée. La note pour l'indicateur 11 est de **0** pour la lagune de Santa Ghjulia.

III.4.10. Indicateur 12 « Sédiments »

L'état des sédiments a été évalué lors de prélèvements réalisés sur 4 stations en juin 2021 (Figure 55). L'intégrité du substrat a été évaluée au regard de 2 paramètres uniquement qui reflètent de la qualité chimique de la lagune : concentration en phosphore total (PT) et en azote total (NT).

La concentration moyenne en azote total (NT) dans les sédiments de la lagune de Santa Ghjulia est élevée (5,71 g/kg ; données non présentées ; Malet *et al.*, 2023), ce qui classe leur état de qualité en catégorie **« mauvais »**. En revanche, la concentration en phosphore total (PT) correspond à un état **« très bon »**. L'indicateur 12, relatif à la qualité des sédiments, présente ainsi une note globale de **-30** pour cette lagune. Il serait toutefois pertinent de procéder à de nouveaux prélèvements et analyses incluant les 3 paramètres requis (matière organique en %, NT et PT ; Lepareur *et al.*, 2019), afin de permettre une évaluation complète de l'indicateur. Cette démarche permettrait également de vérifier si les effets positifs récemment observés en 2022 à travers les indicateurs I02 « *Macrophytes* » et I07 « *Connectivité à la mer* » se traduisent également au niveau du compartiment sédimentaire.

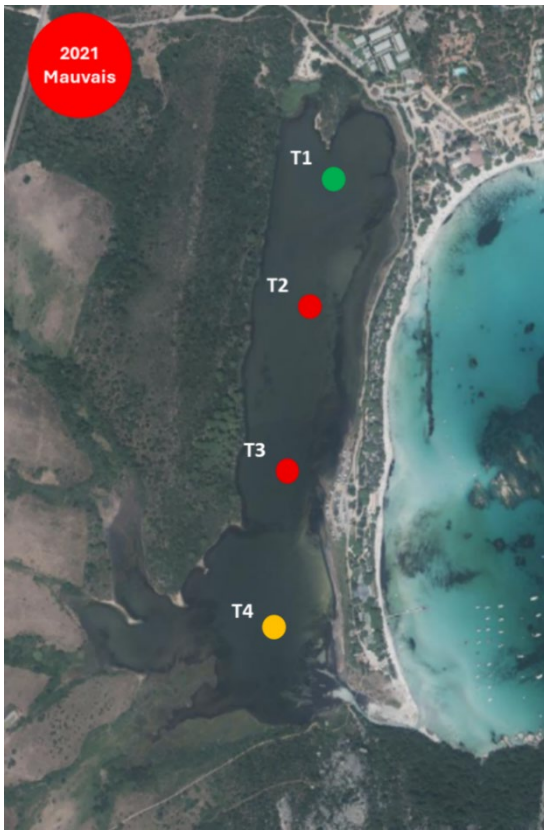


Figure 55. État des sédiments de la lagune de Santa Ghjulia en 2021.

III.3.10. Bilan intégratif des indicateurs de l'état écologique de la lagune de Santa Ghjulia

L'ensemble des indicateurs déployés sur la lagune de Santa Ghjulia, ainsi que les précisions et interprétations détaillées ci-dessus, ont permis d'évaluer son état global de conservation (Tableau VIII ; Figure 57). Nous avons fait le choix d'afficher deux notes (Tableau VIII), car l'indicateur 8 « *Nature des berges* » et l'indicateur 10 « *Colonne d'eau* » peuvent faire l'objet de diverses interprétations. La lagune de Santa Ghjulia a ainsi obtenu une note comprise entre **81.48** et **70.37**, traduisant un **état de conservation favorable** (> 70 ; d'après Delavenne & de Bettignies, 2023, adapté de Maciejewski *et al.*, 2016).

Tableau VIII. Synthèse des indicateurs et notation finale de l'état de conservation de la lagune de Santa Ghjulia d'après la méthode Lepareur *et al.* (2019).

Indicateur	Appréciation	Note			
Ind01 - Surface de l'habitat	Surface stable	Bon		Bon	
Ind02C - Macrophytes	EQR $_{MAC}$ compris entre 0.6 et 0.8.	0		0	
Ind03 - Surface des herbiers	*Cet indicateur n'a pas été déployé*				
Ind04 - EVEE	*Cet indicateur n'a pas été déployé*				
Ind06 - EAEE	La présence de crabe bleu (*Callinectes sapidus*) est avérée, mais il n'est pas pris en compte par la méthode actuelle.	0		0	
Ind07 - Connectivité à la mer	Etat : le grau est naturel (Note : 0) Fonctionnement : La connectivité à la mer se maintient de manière naturelle, sans intervention anthropique (Note : 0)	0 (à surveiller)		0 (à surveiller)	
Ind08 - Nature des berges	2 travaux différents soumis à interprétation.	0		-20	
Ind09 - Fonctionnement hydrologique	Fonctionnement hydrologique naturel.	0		0	
Ind10 - Colonne d'eau	État moyen de la colonne d'eau.	-20		-30	
Ind11 - Contaminant chimique	Bon état [respect des NQE : zéro NQE dépassé]	0		0	
Ind12 - Sédiments	État mauvais des sédiments	-30		-30	
	TOTAL	**81.48**	BON	**70.37**	BON

Les services écosystémiques associés à la lagune de Santa Ghjulia (e.g. pêche, biodiversité de la faune et de la flore, bien-être des populations riveraines, tourisme), sont de plus en plus menacés par les pressions liées aux changements globaux (e.g. aménagements passés sur le lido, urbanisme, comblement progressif par le biais d'apports de banquette de Posidonie depuis plusieurs dizaines d'années, fonctionnement hydrologique perturbé, augmentation des températures ; variabilité importante de la salinité ; Lorenzoni *et al.*, 1993b ; Ligorini *et al.*,

2023a ; Malet *et al.*, 2023). Malgré ces pressions la lagune de Santa Giulia revêt un bon état de conservation (pas de pression anthropique marquée par une eutrophisation ou une contamination chimique) et de fortes capacités de résilience. La contrainte majeure de ce milieu repose essentiellement sur les fortes variabilités de salinité cycliques et très certainement pour une part « naturelle » du fait des conditions météorologiques mais également aggravé du fait de la réduction de la connexion avec la mer (fonctionnement hydrologique perturbé par des aménagements du grau intempestifs, comblement non naturel de la partie Sud Est de la lagune). Les évolutions climatiques futures pourraient amplifier ces phénomènes cycliques.



Figure 56. Proposition de représentation de la notation finale de l'état de conservation de la lagune de Santa Ghjulia d'après Delavenne & de Bettignies, 2023.

L'ensemble des 9 indicateurs déployés sur la lagune de Santa Ghjulia sur une période de 4 ans (2019–2021 ; Figure 57) contribue à enrichir les connaissances sur les lagunes de petite surface en Corse et plus particulièrement sur l'extrême sud sociétés ».

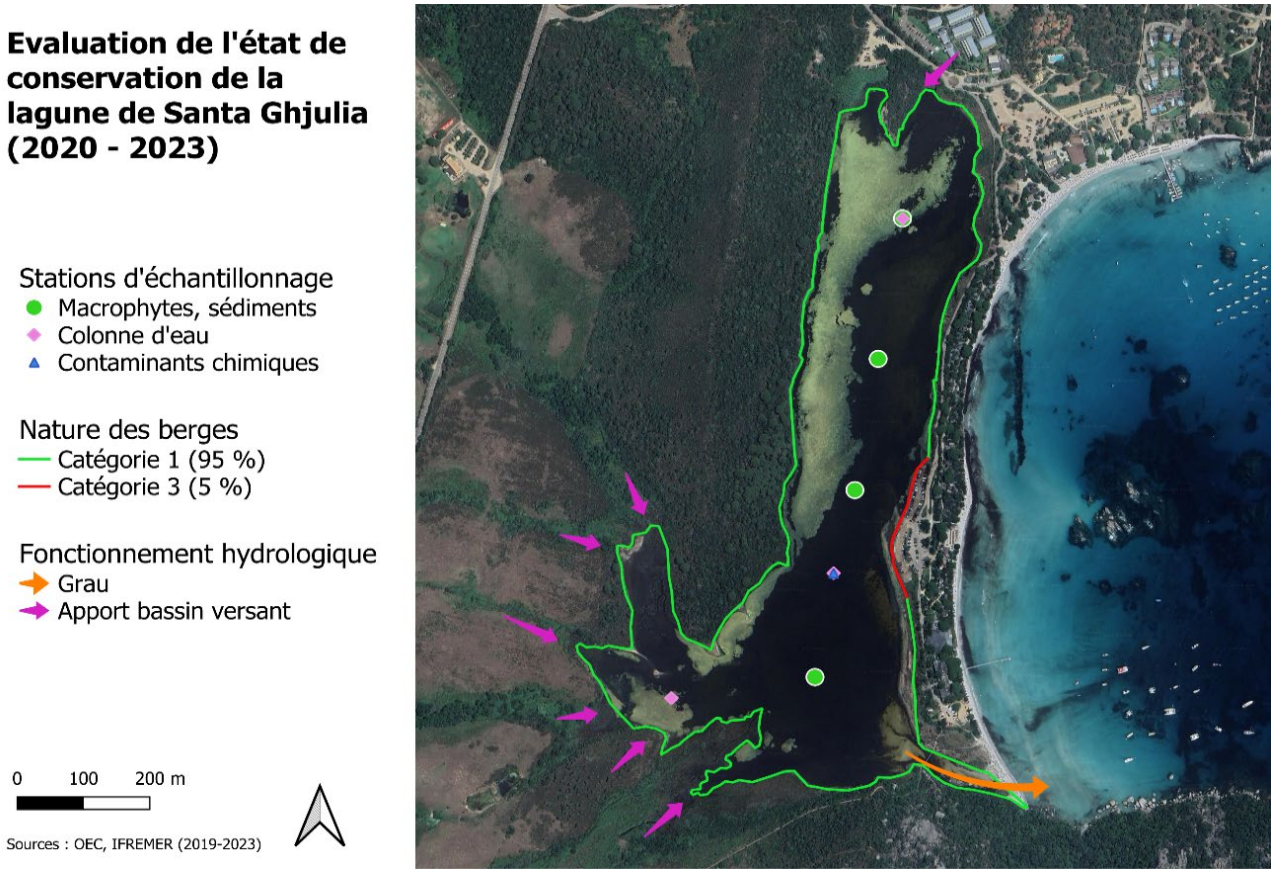


Figure 57. Synthèse des principaux résultats et localisation des stations des indicateurs déployés sur la lagune de Santa Ghjulia dans le cadre de l'évaluation de son état de conservation (2021 - 2023).

III.5. Lagune d'Arasu

III.5.1. Localisation et contexte

La lagune d'Arasu (41°38'34" N, 09°21'55" E) se situe au nord de la Baie de Saint Ciprien sur la commune de Zonza (Sainte Lucie de Porto-Vecchio ; Corse-du-Sud), au sein du périmètre du site Natura 2000 FR9400607 « *Baie de San Ciprianu : étangs d'Arasu et îles San Ciprianu et îlot Cornuta* » (Figure 58). Elle occupe une superficie comprise entre 13 ha (Roux, 1989 ; Savignac, 2017) et 25 ha (CdL, 2012) selon les sources. Un projet d'aménagement conséquent, débuté dans les années 60 et n'ayant pas abouti, a profondément transformé la lagune. Fragmentée en 3 bassins, cette étendue d'eau s'étire parallèlement au littoral (Figure 58). D'origine deltaïque (Frisoni, 1981), la lagune s'est formée par l'apport d'alluvions de l'Osu, au nord de l'ancien golfe peu profond de Porto-Vecchio, favorisant ainsi l'installation de petits étangs à l'embouchure du delta (ASTERE, 1998 dans Pelletier, 2001). Le remaniement de ces dépôts par les courants marins a engendré la formation d'autres lagunes (e.g. Stagnolu, Saint Cyprien) ou zones marécageuses à proximité, chaque fois qu'une baie ou un promontoire rocheux permettait le piégeage des sédiments (e.g. Cala Rossa, Punta d'Arasu). La lagune d'Arasu est aujourd'hui séparée de la mer par un cordon littoral sableux, ou lido. Elle communique avec la mer par l'intermédiaire d'un grau situé à l'extrémité orientale du lido, au pied de la Punta d'Arasu. Depuis 2000, le site fait l'objet d'acquisition répétée (2001, 2004, 2023) par le Conservatoire du Littoral (CdL), qui en a confié la gestion à la Collectivité de Corse en 2003. Le périmètre acquis à ce jour par le CdL s'étend sur une superficie totale de 15,51 ha. Le bassin occidental reste sous propriété privée, réparti entre une vingtaine de propriétaires, ce qui limite le contrôle des usages et complique la mise en place d'une protection cohérente du complexe lagunaire. Cette fragmentation foncière, combinée à la dispersion des acteurs de la gestion, en Corse comme en Occitanie, entrave la coordination, le partage d'informations et la mobilisation des ressources, représentant ainsi un enjeu majeur pour la conservation de ces milieux (De Wit *et al.*, 2021). En Corse, la propriété privée des lagunes demeure majoritaire, couvrant plus de 58 % de la surface totale (Figure 33).



Figure 58. Localisation de la lagune d'Arasu et photographies (gauche, vue aérienne 2021, © Luccioni M. ; droite octobre 2020, © Garrido M.)

Cette lagune a subi de profondes transformations liées à un projet de marina débutée dans les années 60 ainsi qu'à l'intensification des activités humaines et touristiques sur son bassin versant et ses abords immédiats. Quelques travaux en retracent l'évolution (Casalonga, 1983 ; Bersot, 2000 ; Pelletier, 200 ; Savignac et al., 2017 ; Crayol, 2023). Sur des images satellites datant de la fin des années 1950, on distingue une lagune de grande taille (> à 30 ha), s'étendant parallèlement à la côte. Sa connexion au milieu marin y apparaît comme intermittente (Casalonga, 1983). Peu profonde, cette lagune était soumise à un régime hydrologique saisonnier ; les pluies printanières et d'automnales entraînaient une dessalure temporaire, tandis que l'évaporation estivale, couplée à l'absence d'apports en eau douce, provoquait un assèchement quasi total. Ce phénomène ne survenait toutefois qu'environ une fois tous les trois ans (Casalonga, 1983 ; Bersot, 2000). À partir des années 70, un réseau de cheminements devient visible sur les images. Ce réseau s'est densifié au fil du temps, en lien notamment avec une urbanisation diffuse et croissante (Pelletier, 2001 ; Crayol, 2023). La partie centrale de la lagune a été remblayée à l'aide de matériaux issus du dragage du fond de l'étang. Cette intervention a eu pour double effet d'approfondir certaines zones (pouvant atteindre 4 m de profondeur dans le bassin central ; Bersot, 2000 ; Pelletier, 2001) et de diviser le bassin initial en trois étendues principales et deux plus petites, séparées par des digues constituées de ces mêmes matériaux (Figure 59). Une bande sableuse est alors apparue dans la partie orientale du plan d'eau. Depuis, la végétation implantée sur les zones remblayées, notamment à l'arrière du lido, s'est suffisamment développée pour stabiliser ces surfaces artificielles. La communication avec la mer reste intermittente et se fait toujours à l'est de la lagune, au bout d'un long et étroit chenal recréé après les travaux. Le grau est fréquemment obstrué, en particulier durant la période estivale (Figure 59). Son ouverture dépend de plusieurs facteurs naturels ou anthropique comme des entrées massives d'eau marine provoquées par les tempêtes, la montée des eaux liée à de fortes précipitations, ou encore des interventions humaines manuelles.



Figure 59. Photographies de l'aménagement rocheux devant l'embouchure (gauche ; juillet 2025, © Garrido M) et de la digue à l'est séparant 2 bassins (droite ; octobre 2020, © Garrido M.)

L'alimentation en eau douce repose sur un bassin versant de taille modeste (5.3 km^2), drainé principalement par 3 cours d'eau temporaires : Ortale (le principal spécifié également sur le

plan Terrier, 1820-1866), Pozzone et Avale qui sont parfois comblés, canalisés ou recouvert par l'urbanisation (DMLC, 2022). Dans la partie sud et aval du bassin versant de la lagune d'Arasu, la géologie est caractérisée par des dépôts argilo-sableux, favorables à la présence d'un aquifère alluvial restreint, formé par des dépôts sédimentaires quaternaires et hydrauliquement connecté à la lagune dans cette zone (Ligorini *et al.*, 2023 ; Crayol, 2023).

Les travaux menés par Guelmami *et al.* (en rédaction), réalisés dans le cadre du projet Life Marha et plus particulièrement de la mise en place de l'indicateur 01 « *Surface de l'habitat* », ont permis de classer cette lagune en **classe 7 « lagune permanente ».** Toutefois, les ouvertures récurrentes du grau par les riverains, notamment en période estivale, empêchent l'observation d'une dynamique naturelle de la surface en eau. En effet, dès que la lagune commence à s'assécher, une intervention rapide des riverains entraîne son remplissage complet en moins de dix jours.

III.5.2. Indicateur 01 « Surface de l'habitat »

La surface des lagunes a fait l'objet d'une étude interrégionale réalisée par la Tour du Valat et le Pôle-relais lagunes méditerranéennes (Oswatte-Liyanage, 2021 ; Guelmami *et al.*, en rédaction). Ces travaux ont permis d'affiner la superficie de la lagune d'Arasu qui s'étend sur 27.33 ha. La cartographie correspond au t0 et ne permet pas d'appliquer la notation de l'indicateur 01 « *Surface de l'habitat* ». Cependant, un travail à partir d'images satellites disponibles sur le portail de l'IGN, Géoportail et remonter le temps, a permis de constater une transformation importante dans le temps qui a marqué la lagune (1958, 1968, 1985, 2002, 2011 et 2024 ; Figure 60).

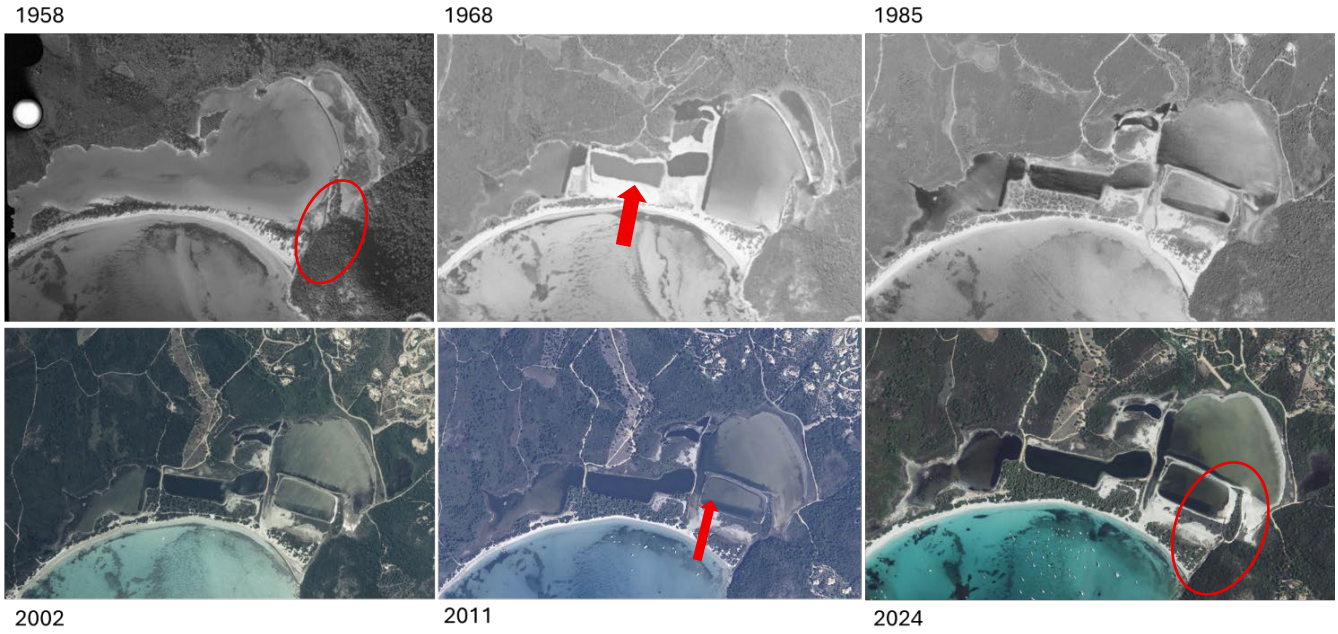


Figure 60. Transformation de la lagune d'Arasu à travers des images satellites sur plusieurs décennies (captures © Géoportail). Ces vues permettent d'observer, dans le temps, l'évolution du projet d'aménagement, l'urbanisation croissante, accompagnée d'un comblement progressif (végétation au sud et réduction conséquente de la largeur de la lagune dans sa partie centrale).

III.5.3. Indicateur 06 « Espèces animales exotiques envahissantes (EAEE) »

Le suivi régulier de la lagune a permis de constater l'absence de l'espèce *Ficopomatus enigmaticus* (Cascail), ce qui justifie l'attribution d'une **note de 0** à cet indicateur. En revanche, elle est impactée par la présence du crabe bleu, *Callinectes sapidus* (Marchessaux *et al.*, 2024). Bien que la note reste inchangée, un niveau élevé de vigilance est requis concernant l'évolution de cette espèce au sein de la lagune.

III.5.4. Indicateur 07 « Connectivité à la mer »

Le suivi temporel de la connectivité entre la lagune et le milieu marin a débuté en janvier 2020 (Figure 61). Lors de chaque campagne, une série de photographies est prise sous différents angles afin d'obtenir une vision aussi complète que possible de l'état de la connexion à une date donnée, et ainsi mieux comprendre le fonctionnement du grau (Figure 61).

Date	Etat connexion	Saison
24/01/2020	0	hiver
02/02/2020	1	hiver
13/02/2020	0	hiver
14/05/2020	0	printemps
10/08/2020	1	été
25/09/2020	0	automne
01/10/2020	0	automne
18/11/2021	0	automne
25/02/2021	0	hiver
20/05/2021	0	printemps
19/07/2021	**1**	**été**
17/08/2021	1	été
15/10/2021	0	automne
17/11/2021	0	automne
21/01/2022	0	hiver
15/06/2022	1	été
08/08/2022	**1**	**été**
02/12/2022	0	automne
16/08/2023	**1**	**été**
17/08/2023	1	été
13/11/2023	0	automne



Figure 61. Suivi temporel de la connectivité à la mer de la lagune d'Arasu. 0 = fermé, 1 = ouvert. Les chiffres en rouge indiquent les interventions manuelles réalisées par les riverains. Chaque observation est accompagnée d'une série de photographies (© CdC/Coli P.D., octobre 2021, août 2022 ; © Garrido M., octobre 2020).

Le grau « artificiel » (recréé après les travaux sur la lagune et se situant à l'extrémité d'un long chenal (180 m) très étroit (± 4 m) dans son ancien emplacement) de la lagune est fortement soumis (i) aux aléas climatiques (pluviométrie, marées, submersions marines liées aux tempêtes), (ii) aux apports hydriques issus de petits cours d'eau temporaires, (iii) ainsi qu'au comblement progressif par des dépôts naturels de banquettes de Posidonie et aux ouvertures effectuées par les riverains (Figures 60, 61).

Le grau de la lagune d'Arasu étant d'origine semi-naturelle, la **note d'état de la connectivité est de 0**. La connectivité à la mer est insignifiante. Le rythme des ouvertures/fermetures est contraint par les riverains qui ne tiennent pas compte du fonctionnement naturel de la lagune. La connectivité aux zones périphériques de la lagune nécessite des interventions fréquentes ou a été rompue. la **note de fonctionnement** est de **-15**. La **note globale** pour l'indicateur 7 « *Connectivité à la mer* » est donc de **-15**.

III.5.5. Indicateur 08 « Nature des berges »

L'indicateur 8 « *Nature des berges* » évalue la proportion de berges naturelles, renaturées ou artificialisées selon trois catégories : la catégorie 1 correspond à des berges naturelles ou renaturées, la catégorie 2 à des berges modifiées mais non figées, et la catégorie 3 à des berges figées par des constructions verticales ou des enrochements. La méthodologie appliquée à cet indicateur a été uniformément mise en œuvre sur l'ensemble des 5 sites d'étude. Les photographies aériennes infrarouges en couleur (IRC) des années 2013 et 2019 ont été privilégiées (voir partie II.3.3. de ce présent rapport) et la campagne BD Ortho de 2021 a été utilisé pour vérifier la délimitation de la berge (Figure 62).

Selon la méthodologie décrite ci-dessus, les berges de la lagune d'Arasu sont majoritairement classées en catégorie 1, représentant 95 % du linéaire, soit 6 440.8 m (Figure 62). Seule une portion de 364 m, soit 5 %, relève de la catégorie 3, correspondant à une berge artificialisée (Figure 62).

Bien que la surface de la lagune ait été profondément modifiée par les travaux réalisés dans les années 1960, les berges situées en dehors des 2 digues, responsables de la segmentation du plan d'eau en 3 bassins distincts, n'ont pas été fortement artificialisées. Une certaine naturalité a même pu être retrouvée au fil des décennies, en particulier sur les berges de la façade sud (Figure 62 ; voir les différentes photographies illustrant la nature des berges).

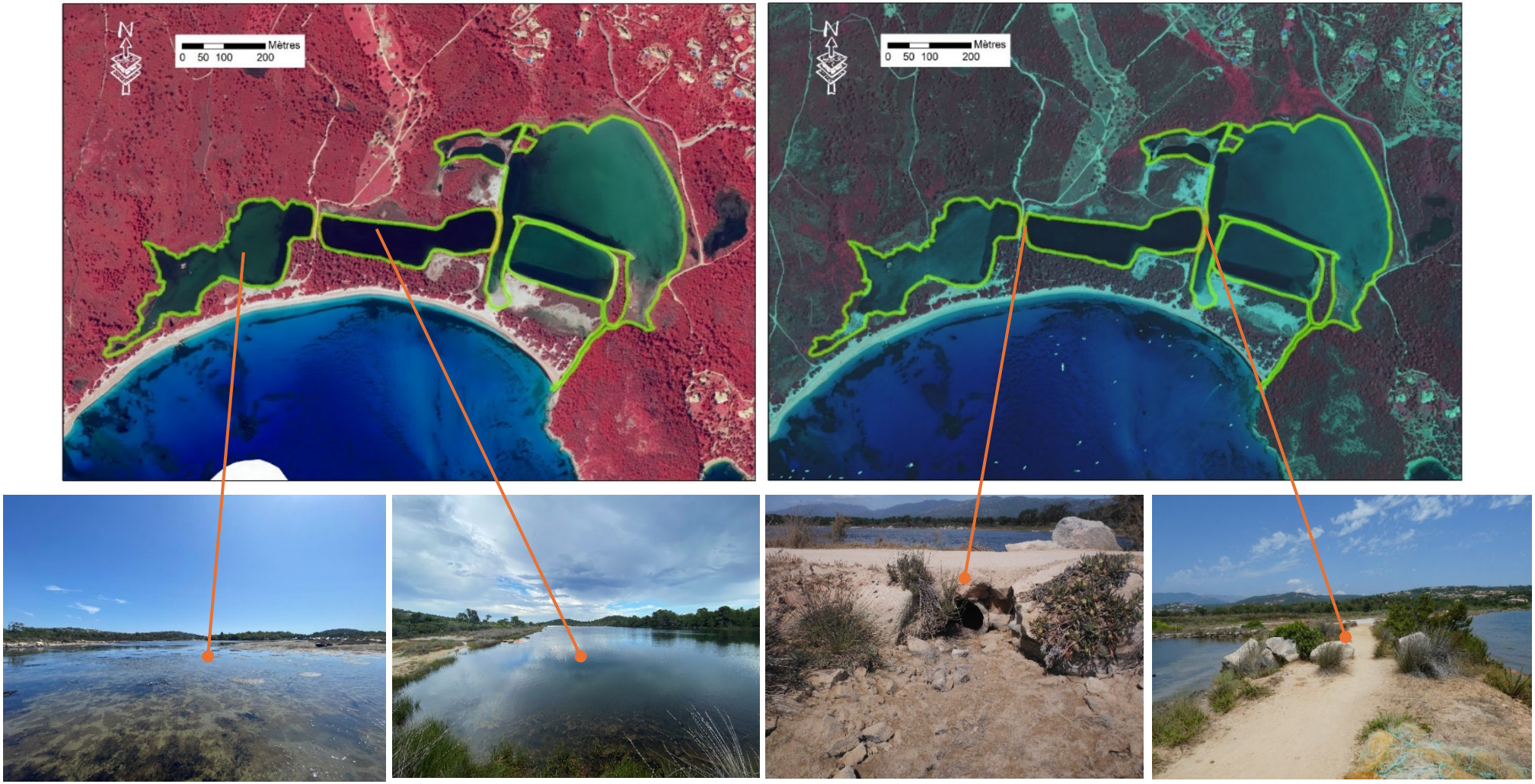


Figure 62. A : IRC 2013 de la lagune d'Arasu. B : catégorisation de la nature des berges de la lagune à partir de la BD-Ortho de 2021sur la base de campagnes terrain de 2020 à 2023 (vert : catégorie 1, orange : catégorie 2). Photographies illustrant les berges en cat. 2 (© Garrido M., © Coli P.D.).

Ainsi, plus de 85 % des berges présentent un caractère naturel ou renaturé (Cat. 1), tandis que moins de 10 % sont artificialisées par des enrochements ou des structures verticales (Cat. 3). En conséquence, l'indicateur 8 « *Nature des berges* » déployé sur la lagune d'Arasu obtient une **note de 0**.

III.5.6. Indicateur 09 « Fonctionnement hydrologique »

Le fonctionnement hydrologique d'une lagune dépend des interactions dynamiques entre la mer, le bassin versant, les zones humides périphériques et la lagune elle-même, formant un hydrosystème complexe et interdépendant. Ainsi pour appréhender son fonctionnement hydrologique, il est nécessaire de disposer de données quantitatives et qualitatives couvrant l'ensemble de l'hydrosystème (voir partie II.3.4. de ce présent rapport). Ces données sont obtenues à partir de mesures *in situ*, de modélisations hydrologiques, de données environnementales et de retours d'expérience de gestionnaires. Les apports en eau (e.g. pluie, nappes souterraines) ainsi que les échanges entre la lagune, la mer et les zones humides voisines sont des données indispensables. Il est aussi essentiel de suivre des paramètres comme les niveaux d'eau, la salinité, la température ou encore les nutriments. Enfin, l'impact des aménagements anthropiques et du changement climatique doit être pris en compte pour bien comprendre les déséquilibres éventuels. Cependant, mettre en œuvre l'ensemble de ces recommandations pour le déploiement de cet indicateur sur les 5 sites d'étude n'a pas été possible. Nous avons donc décidé d'acquérir quelques données (e.g. délimitation et superficie des bassins versants, mesure des paramètres physico-chimiques clés) pour améliorer les connaissances sur chaque site et appréhender le contexte et le fonctionnement hydrologique des lagunes étudiées.

La délimitation du bassin versant de la lagune d'Arasu a été réalisée à l'aide du logiciel ArcGIS® (Figure 63). Les données altimétriques (Modèle Numérique de Terrain à une résolution de 5 m) ont été utilisées pour identifier les lignes de crête et déterminer les limites naturelles du bassin. Le traitement a été effectué à l'aide d'outils hydrologiques disponibles dans ArcGIS®. Cette approche permet une représentation précise du bassin versant, essentielle pour l'analyse de son fonctionnement hydrologique. Le bassin versant de la lagune couvre une superficie de 5 km^2.

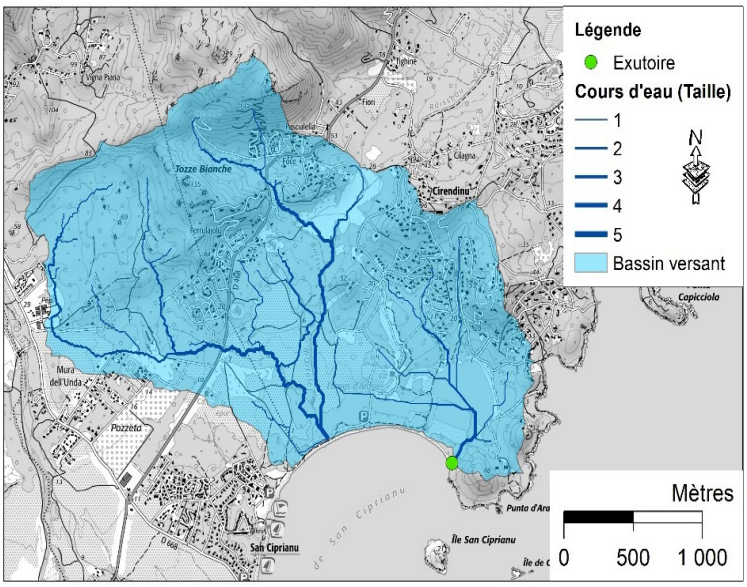


Figure 63. Délimitation du bassin versant de la lagune d'Arasu via ArcGIS® (© OEC, 2023).

Le ratio du bassin versant sur la surface de la lagune est un indicateur intéressant qui permet de mettre en avant l'influence des apports du bassin versant. Il est de 0.18 pour la lagune d'Arasu, ce qui signifie que cette dernière est relativement peu influencée par les apports continentaux. La faible surface du bassin versant limite en effet les apports en nutriments, en matières en suspension et en polluants, réduisant ainsi l'impact potentiel sur le fonctionnement écologique de la lagune.

L'analyse du fonctionnement hydrologique de la lagune d'Arasu doit être appréhendée en lien étroit avec l'évolution du contexte climatique passé (période de référence 1962-2022 ; Annexe 11.2 dans Malet *et al*., 2023) ainsi que les conditions météorologiques observées sur la période d'étude (2020-2023). Ce contexte hydro-climatique a été caractérisé dans le cadre du diagnostic écologique réalisé par Malet *et al*. (2023), auquel il faudra se référer pour un exposé détaillé des résultats. Les principales conclusions de ce travail, relatif aux données hydrologiques, ont permis de mettre en évidence une distinction entre les années 2019–2020 et 2021-2022 (Malet *et al*., 2023). L'année 2019 se distingue par une sécheresse exceptionnelle, avec un cumul de précipitations inférieur à 80 mm, contre environ 180 mm les années précédentes. Les années 2022 et 2023 ont été marquées par des conditions climatiques extrêmes, avec des températures records et des périodes prolongées de sécheresse, particulièrement accentuées dans l'extrême sud de la Corse.

Contrairement à la lagune de Santa Ghjulia, aucun pic extrême de salinité n'a été enregistré entre 2020 et 2023 dans la lagune d'Arasu, malgré les fermetures régulières et prolongées du grau et des évaporations intenses accentuées par des températures de l'eau dépassant les 30 °C (Figure 64b). Les interventions manuelles répétées sur le grau par les riverains ont favorisé des intrusions d'eau marine, empêchant ainsi l'apparition de sursalures marquées ou alors en salant des eaux dessalées par les pluies (juin 2022 ; Figure 64a). La salinité a néanmoins présenté une forte variabilité saisonnière, avec un coefficient de variation de 23 % dans le bassin est et de 41 % dans le bassin ouest. Des pics notables, atteignant 50.46 PSU à l'est et 62.11 PSU à l'ouest, ont été enregistrés en novembre 2022, après le repositionnement des sondes, rendu possible par une hauteur d'eau suffisante. Durant cette même année en période hivernale et début printemps, les baisses de salinité ont été liées aux précipitations des mois de mars et avril (respectivement 23 mm et 51 mm). En 2023, la combinaison de températures estivales élevées (jusqu'à 33.1 °C le 18 juillet) et d'une fermeture prolongée du grau a mis en évidence le rôle déterminant des précipitations automnales et hivernales, ainsi que de l'évaporation estivale, dans un contexte de déconnexion marine (Figure 64). Aucune sursalure n'a toutefois été observée cette année-là, en raison d'une salinité initialement faible (± 10 PSU) avant l'épisode d'évaporation intense, et d'une ouverture du grau par le biais d'une intervention manuelle par les riverains en août 2022. Cette dynamique souligne la forte sensibilité de la lagune à la connectivité marine, aux aléas climatiques, ainsi qu'à la gestion non concertée du grau, appelant à une approche de gestion hydrique plus coordonnée et adaptative.

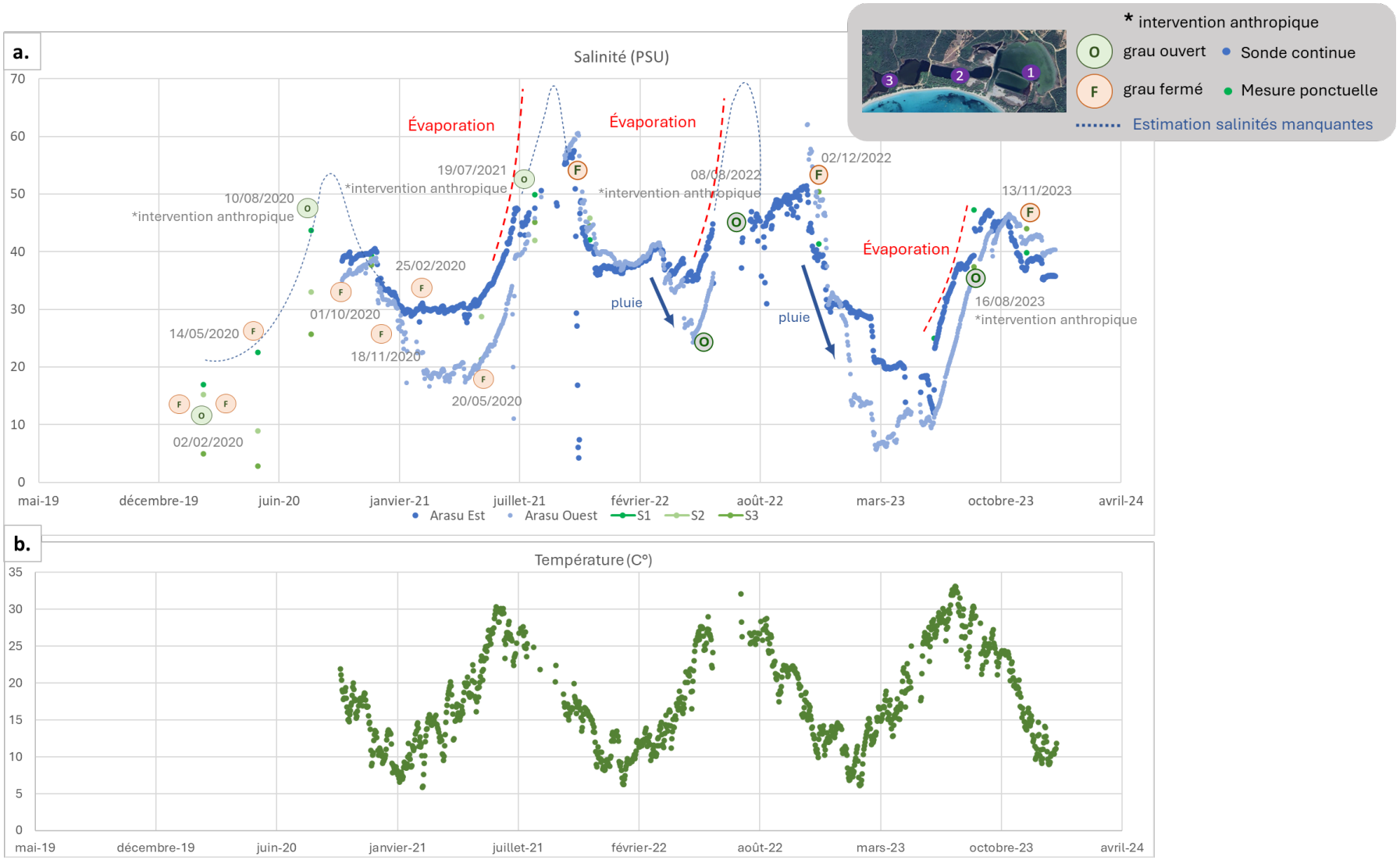


Figure 64. a. Suivi de la salinité (PSU) calculée à partir des données mesurées par une sonde ®NKE Wisens CTDs (bleu, mesure haute fréquence en continue) et une sonde YSI (vert, mesure ponctuelle) et des conditions de la connectivité du grau de la lagune de janvier 2020 à novembre 2023 (F : grau fermé, O : Grau ouvert, permettant les échanges entre la mer et la lagune). b. Température (°C) mesurée à partir d'une sonde ®NKE Wisens CTDs sur la lagune d'Arasu entre octobre 2020 et décembre 2023.

Les aménagements passés, ayant profondément modifié la lagune d'Arasu, tant sur le plan paysager que sur son fonctionnement hydrique, ainsi que les interventions manuelles des riverains réalisées à des périodes inappropriées, témoignent d'un fonctionnement hydrologique non naturel, voire partiellement altéré. La **note de -60** est ainsi attribuée pour l'indicateur 9.

III.5.7. Indicateur 10 « Colonne d'eau »

L'état de la colonne d'eau de la lagune d'Arasu n'a pas pu être évalué, car les mesures de nutriments n'ont pas été effectuées selon le protocole de la méthode d'évaluation de l'état de conservation (Lepareur *et al.*, 2019 ; Barré *et al.*, 2020). En effet, l'azote total (NT) et phosphore total (PT) n'ont pas été mesurés et les prélèvements ont été réalisés selon un protocole saisonnier (de 2020 à 2021). Le suivi de la lagune a été réalisé dans le cadre d'un travail de thèse (Ligorini *et al.*, 2023 ; Ligorini, 2023). Se référer à l'ensemble de ces travaux pour un exposé détaillé des résultats.

Pour synthétiser, tout de même, les résultats obtenus dans le cadre de la présente évaluation, il est présenté l'évolution saisonnière des concentrations en phosphates (PO_4^{3-}) et en azote inorganique dissous (NID) mesurées sur deux stations (S1, bassin est en noir, S3 bassin ouest en gris) pour les années 2020 et 2021. Ces données sont confrontées à la classification selon la grille de diagnostic DCE de l'état physico-chimique des masses d'eau lagunaires (Très bon à Mauvais).

Les concentrations en phosphates restent globalement faibles tout au long des deux années, avec des valeurs mensuelles majoritairement inférieures à 0.1 µM (Figure 65a). Quelques pics ponctuels apparaissent en 2020 dans le bassin ouest, mais sans dépasser les seuils de la classe « **bon** » (0.3 µM ; Figure 65a). Ainsi, la qualité de l'eau vis-à-vis des phosphates a pu être classé en **bon état** sur l'ensemble des périodes considérées pour les deux stations.

Les concentrations en NID présentent une variabilité plus marquée, avec des pics hivernaux importants, notamment en février 2020 et janvier 2021, atteignant voire dépassant le seuil de la classe « **mauvais** » (>20 µM ; Figure 65b) dans le bassin ouest. Le reste de l'année, les concentrations tendent à diminuer, se maintenant généralement en dessous de 5 µM, correspondant à une qualité **très bonne** à **bonne** en période estivale (Figure 65b). Ce profil suggère une influence saisonnière probable, possiblement liée aux apports terrigènes hivernaux.

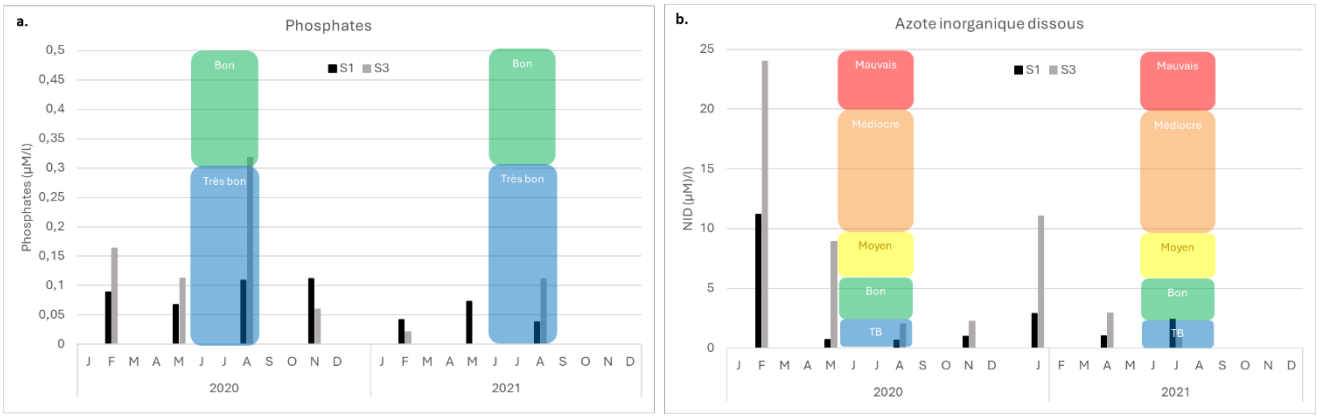


Figure 65.a. Phosphates (PO_4^{3-}, µM), b. Azote inorganique dissous (NID, µM) et classification selon la grille de diagnostic DCE de l'état physico-chimique des masses d'eau lagunaires (Très bon, Bon, Moyen, Médiocre ou Mauvais, pour les mois de juin, juillet et août) de la colonne d'eau de la lagune d'Arasu.

III.5.8. Indicateur 11 « Contaminants chimiques »

L'évaluation de la contamination chimique de la colonne d'eau (à travers la mesure de 203 substances) a été réalisée aux 2 stations d'échantillonnage sur les bassins est et ouest de la lagune d'Arasu, situées à proximité de la sonde CTDs Wisens ®NKE, déployée dans le cadre du dispositif FOGEC. Des échantillonneurs passifs ont été installés à mi-hauteur de la colonne d'eau lors de deux campagnes : mars 2022 (campagne printanière) et octobre 2022 (campagne automnale). La mise en place et la récupération de ces dispositifs ont été effectuées avec des durées d'immersion spécifiques à chaque type d'échantillonneur. Les POCIS (*Polar Organic Chemical Integrative Samplers*) ont été déployés en triplicat pour une durée d'environ 3 semaines. Les DGT (*Diffusive Gradients in Thin films*) ont été exposés pendant 1 semaine, également en triplicat. Enfin, des prélèvements ponctuels d'eau ont été réalisés à l'aide de la méthode SBSE (*Stir Bar Sorptive Extraction*), en duplicat (Gonzalez *et al.*, 2011).

Le POCIS est un échantillonneur passif à intégration temporelle, conçu pour la détection de 126 substances organiques, allant des composés hydrophiles à intermédiaires, incluant notamment des résidus pharmaceutiques et des pesticides (Munaron *et al.*, 2020). Le DGT qui est également un échantillonneur passif intégratif, permet quant à lui la mesure des cations métalliques dissous, ciblant 9 métaux : cadmium, cobalt, chrome, plomb, manganèse, zinc nickel, cuivre et fer (Gourlay & Gonzalez, 2010 ; Millán *et al.*, 2021). Enfin, la technique SBSE permet une mesure intégrative des composés organiques de polarité intermédiaire à hydrophobe, tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les PCB et certains pesticides (Gonzalez *et al.*, 2011). La liste des polluants et normes de qualité environnementale (NQE) est disponible en annexe du rapport DCE ObsLag 2020-2021 (Munaron *et al.*, 2022) ainsi que dans les annexes du rapport relatif à l'état vis-à-vis de la contamination chimique de la colonne d'eau de la lagune d'Arasu de Brodu *et al.* (2023).

Les analyses réalisées lors des campagnes de suivi automnale et printanière en 2022 ont révélé une contamination chimique globalement faible dans la colonne d'eau de la lagune d'Arasu. Concernant les composés organiques mesurés par les POCIS, aucune substance ne dépasse les Normes de Qualité Environnementale pour les concentrations maximales admissibles (NQE-CMA). Une substance a été quantifiée au-dessus de la limite de détection : la **caféine**, détectée à une concentration de 43.6 (S1) et 34.9 $ng.g^{-1}$ (S3) au printemps 2022 (Brodu *et al.*, 2023).

Les mesures effectuées à l'aide des dispositifs DGT ont enregistré des concentrations en métaux très faibles, compatibles avec le bruit de fond géologique. Ces niveaux sont inférieurs à ceux observés dans d'autres lagunes méditerranéennes telles qu'Ayrolle ou Urbinu, qui servent de références dans le cadre de la DCE, et ne traduisent aucun signal de contamination anthropique préoccupant.

Enfin, les analyses menées par la technique SBSE sur 68 substances ciblées ont permis de mesurer uniquement 2 composés détectés au-delà de la limite de quantification, à des concentrations toutefois très faibles. Il s'agit du **1- methylnaphtalene** et le **2-methylnaphtalene**, avec respectivement une concentration de 9.79 et 15.60 $ng.L^{-1}$ (pour une Limitation de Quantification, LQ, de 5.00 $ng.L^{-1}$). Ce sont tous 2 des dérivés du naphtalène qui est un composé organique toxique largement répandu, un hydrocarbure aromatique polycyclique (HAP) probablement issu de goudrons ou de combustions incomplètes. Ce sont des traceurs de l'activité d'urbanisation par la mise en place de voierie. Les concentrations relevées ne laissent pas présager d'impact significatif sur le milieu.

En conclusion, les résultats obtenus dans le cadre du déploiement de l'indicateur 11 « *Contaminants chimiques* » ont permis de classer les eaux de la lagune en 2022 en **bon état** [respect des NQE : zéro NQE dépassée]. Aucune contamination préoccupante ni risque environnemental avéré n'ont été détectée. La **note de 0** a été attribuée à la lagune d'Arasu

III.5.9. Indicateur 12 « Sédiments »

L'état des sédiments de la lagune d'Arasu a été évalué lors de prélèvements réalisés sur 2 stations (S1, bassin est, S3 bassin ouest) en juin 2022 (Figure 66). L'intégrité du substrat est évaluée au regard de 3 paramètres qui reflètent de la qualité chimique de la lagune : taux de matière organique (MO en %), concentration en phosphore total (PT) et en azote total (NT).

Concernant la station S1, le taux de MO a été très élevé durant la campagne de mesure et classe les sédiments de la lagune en « **mauvais** » état. Alors que les concentrations en NT et PT ont quant à elles été classées en « **très bon** ». Concernant la station S2, le taux de MO et les concentrations en NT et PT ont été faibles et ont permis de classer les sédiments de la lagune en « **bon** » état.

La note pour l'indicateur 12 « Sédiments » est de **-30**, malgré un bassin ouest en meilleur état vis-à-vis de l'eutrophisation du compartiment sédimentaire.



Figure 66. Etat des sédiments de la lagune d'Arasu en 2022.

III.5.10. Bilan intégratif des indicateurs de l'état écologique de la lagune d'Arasu

Dans cette lagune fortement anthropisée, la présence d'une diversité de copropriétaires, tant publics que privés, ainsi que la réalisation d'interventions non concertées, compliquent considérablement la gestion du site. Celle-ci requiert en effet une coordination étroite entre de nombreux acteurs, un consensus difficile à atteindre, et la conciliation d'exigences politiques et écologiques parfois contradictoires, ce qui limite la possibilité de fonder les décisions sur l'expertise des gestionnaires (Ligorini *et al.*, 2023).

L'ensemble des indicateurs déployés sur la lagune d'Arasu, ainsi que les précisions et interprétations détaillées ci-dessus, ont permis d'évaluer son état global de conservation (Tableau IX ; Figure 67). La lagune d'Arasu a obtenu une note de **47.50**, traduisant un **état de conservation altéré** (compris entre 40 et 70 ; d'après Delavenne & de Bettignies, 2023, adapté de Maciejewski *et al.*, 2016).



Figure 67. Proposition de représentation de la notation finale de l'état de conservation de la lagune d'Arasu d'après Delavenne & de Bettignies, 2023.

Tableau IX. Synthèse des indicateurs et notation finale de l'état de conservation de la lagune d'Arasu d'après la méthode Lepareur *et al*. (2019).

Indicateur	Appréciation	Note	
Ind01 - Surface de l'habitat	Surface stable	Bon	
Ind02C - Macrophytes	*Cet indicateur n'a pas été déployé*		
Ind03 – Surface des herbiers	*Cet indicateur n'a pas été déployé*		
Ind04 - EVEE	*Cet indicateur n'a pas été déployé*		
Ind06 - EAEE	La présence de crabe bleu (*Callinectes sapidus*) est avérée, mais il n'est pas pris en compte par la méthode actuelle	0	
Ind07 - Connectivité à la mer	Etat : le grau est naturel (Note : 0) Fonctionnement : La connectivité à la mer est insignifiante ou n'existe plus (Note : -15)	-15	
Ind08 - Nature des berges	Plus de 85 % des berges sont naturelles ou renaturées (Cat. 1) et moins de 10 % des berges sont figées par des rochers ou des constructions verticales (Cat. 3)	0	
Ind09 - Fonctionnement hydrologique	Fonctionnement hydrologique non naturel	-60	
Ind10 - Colonne d'eau	*Cet indicateur n'a pas été déployé*		
Ind11 - Contaminant chimique	Bon état [respect des NQE : zéro NQE dépassé]	0	
Ind12 - Sédiments	État mauvais des sédiments	-30	
	TOTAL	**47.50**	ALTÉRÉ

La colonne d'eau de la lagune d'Arasu présente une inertie variable, accentuée dans les zones les plus profondes, tandis que le niveau reste globalement stable. Toutefois, les échanges avec la mer demeurent limités, limitant ainsi le renouvellement hydrologique (Ligorini *et al*., 2023).

Depuis 1992, la création d'un grau « artificiel » par les propriétaires (Savignac, 2017) assure une connexion avec le milieu marin, stabilisée par des blocs granitiques qui permettraient de prévenir l'assèchement complet du plan d'eau, comme observé dans les années 1990 (Pelletier, 2001). Si ces blocs freineraient partiellement la sédimentation sableuse, ils ne compensent pas l'effet de la morphologie côtière qui favorise l'accumulation de débris végétaux, en particulier de banquettes de Posidonie (Pelletier, 2001). Par ailleurs, la morphologie étroite du chenal du grau limite la circulation de l'eau et favorise la formation d'un bouchon, réduisant l'efficacité de la connectivité. Ainsi, bien que le grau assure une ouverture qui est espérée permanente, son impact sur la dynamique hydrologique reste modeste (Ligorini *et al*., 2023). L'accumulation de litière de Posidonie en décomposition dans le sud-est de la

lagune constitue une problématique écologique majeure, sa dégradation entraînant une forte consommation d'oxygène susceptible de provoquer des conditions d'anoxie. Dans ce contexte, la gestion du plan d'eau doit reposer sur un contrôle raisonné des échanges avec la mer.

L'absence de sources de pollution significatives sur le bassin versant (DMLC, 2022 ; Brodu *et al.*, 2023) prévient l'eutrophisation excessive, tout en assurant une production primaire suffisante pour maintenir la biodiversité (Pelletier, 2001 ; Ligorini *et al.*, 2023).

Les interventions non réglementées doivent être proscrites, car elles peuvent perturber les dynamiques naturelles et compromettre les programmes de gestion ou de suivi scientifique. De tels effets ont été observés dans la région (Malet *et al.*, 2023 ; Ligorini *et al.*, 2023), mais également à l'international, comme dans la lagune de Koggala au Sri Lanka (Gunaratne *et al.*, 2011). Néanmoins, l'intervention humaine, lorsqu'elle s'appuie sur une expertise scientifique et sur l'action des gestionnaires, peut jouer un rôle central dans la restauration écologique. Des travaux ont montré que la mise en œuvre d'actions de restauration active et d'infrastructures adaptées permet de réduire le confinement, de restaurer les caractéristiques hydrogéomorphologiques et de réguler le fonctionnement lagunaire (Gunaratne *et al.*, 2011 ; Camacho *et al.*, 2012). À ce titre, la lagune d'Arasu peut être une candidate pertinente à ce type d'approche.

Dans l'optique d'une intervention visant à (i) améliorer la circulation de l'eau et des espèces, et (ii) augmenter la surface des habitats fragmentés (Savignac *et al.*, 2017), le recours à une modélisation multifactorielle pourrait s'avérer stratégique. Des outils comme le modèle GAMELag (Pete *et al.*, 2020) permettent de concevoir des scénarios prospectifs et d'anticiper les réponses écosystémiques.

Les travaux menés dans le cadre de cette évaluation, ainsi que les recherches doctorales récentes (Ligorini, 2023 ; Crayol, 2023), apportent une contribution précieuse à la mise en œuvre de tels modèles, qui nécessitent une compréhension fine du fonctionnement écologique des lagunes et de leur sensibilité aux pressions locales et globales (Gunaratne *et al.*, 2011 ; Jones et al., 2018 ; Doughty et al., 2019 ; Pérez-Ruzafa et al., 2019 ; Teixeira & Solari, 2020 ; Ligorini et al., 2023). Ces modèles représentent un levier essentiel pour favoriser le dialogue entre les parties prenantes et élaborer des stratégies de gestion concertées, adaptées et durables.

L’ensemble des 7 indicateurs déployés sur la lagune d’Arasu sur une période de 4 ans (2020–2023 ; Figure 68) contribue à enrichir les connaissances sur les lagunes de petite surface en Corse et plus particulièrement sur l’extrême sud sociétés ».

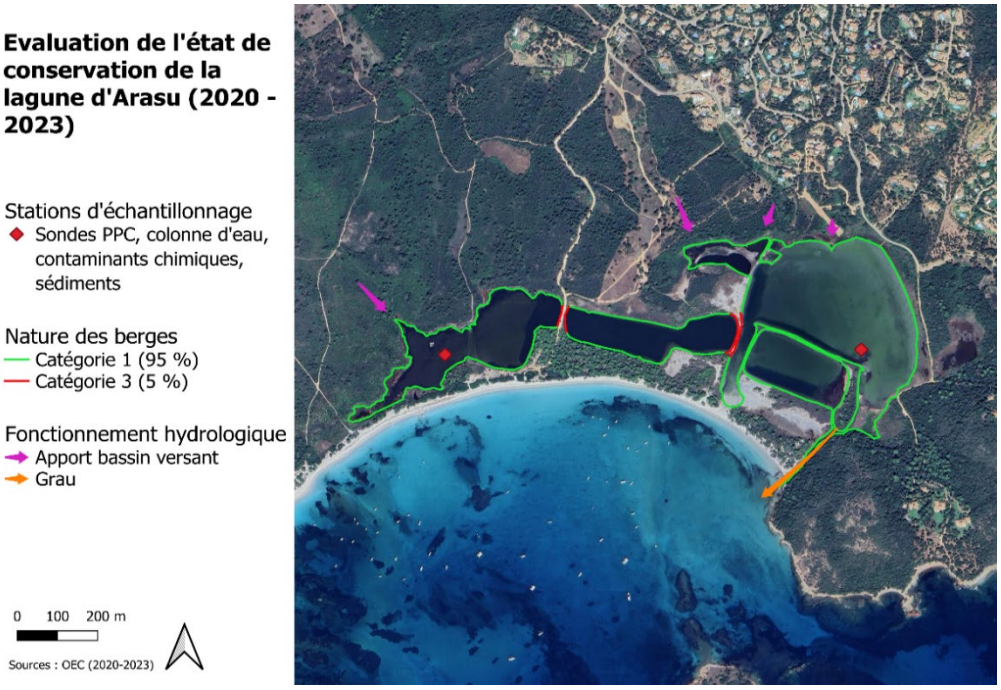


Figure 68. Synthèse des principaux résultats et localisation des stations des indicateurs déployés sur la lagune d’Arasu dans le cadre de l'évaluation de son état de conservation (2020 - 2023).

IV. Conclusion

La préservation des lagunes côtières constitue un enjeu majeur et une priorité face à aux pressions exercées sur les écosystèmes côtiers (e.g. eutrophisation, urbanisation, changement climatique, espèces exotiques envahissantes). Pour y répondre, l'Union Européenne a instauré divers cadres réglementaires visant à préserver ces milieux sensibles. Cependant, plus de vingt ans après la mise en œuvre de la DCE, la grande majorité des lagunes méditerranées n'ont toujours pas atteint le « bon état » exigé (Erostate *et al.*, 2022). Même constat concernant la DHFF et plus particulièrement l'état de conservation de l'habitat « lagunes côtières méditerranéennes ». Entre 2006 et 2012, l'habitat 1150* était évalué dans un « *état de conservation défavorable/mauvais* » et en 2018 il a été évalué dans un « *état de conservation défavorable-inadéquat (pour un paramètre, ou globalement)* ». La mise en cohérence des différentes directives européennes relatives aux lagunes, apparaît aujourd'hui essentielle pour en assurer une gestion efficace et intégrée. Leur gestion ne peut se réduire à des mesures simples et ne peut privilégier qu'un seul paramètre (Ghiotti, 2019).

La recherche de résultats rapides, voire immédiats, occulte souvent le fait que ces systèmes complexes doivent être compris et gérés dans leur globalité et sur un temps long (Erostate *et al.*, 2021). Des décennies de perturbations ne peuvent être gommées en quelques années.

Les petites lagunes sont actuellement confrontées à un enjeu majeur : leur importance écologique est reconnue, mais leur gestion demeure lacunaire et soulève de nombreuses interrogations. Ce travail d'évaluation de l'état de conservation de ces 5 lagunes, couplé aux travaux complémentaires réalisés concomitamment constituent une étape fondamentale pour la compréhension de leur fonctionnement hydro-écologique et de leur état de conservation. Il met, également, en évidence la complexité, la diversité et la réactivité de ces petites lagunes, en faisant à la fois d'excellentes sentinelles du changement global et des systèmes particulièrement vulnérables et difficiles à évaluer du fait de leur diversité et de leur gestion (Ligorini *et al.*, 2023).

Enfin, pour terminer, nous parlerons de l'utilisation de ces plans d'eau à des fins touristiques. Pour l'instant, aucun plan d'eau ne supporte d'activité nautique en Corse, les lagunes restent des zones peu touchées par le tourisme mais très convoitées, ne serait que pour la plus-value paysagère qu'elles engendrent. L'urbanisation des rives et à proximité des berges (e.g. Santa Ghjulia, Arasu) reste, de même que la fréquentation exagérée des lidos (restaurant, villages de vacances, hôtels), un problème préoccupant par les impacts engendrés (disparition du couvert végétal, aménagements urbains nécessaires, potentiels rejets d'eaux usées). Ces diverses activités posent bien entendu un problème de comptabilité, entre elles d'une part, vis-à-vis du milieu naturel, d'autre part, la sauvegarde comme la mise en valeur de ces lagunes ne peut se faire qu'à partir d'une connaissance précise de cet habitat et de son fonctionnement hydro-écologique et des activités et usages pouvant s'y pratiquer, tant en ce qui concerne leur mise en place que les impacts que l'on peut en attendre.

Le déploiement de la méthode d'évaluation de l'état de conservation des lagunes méditerranéennes en région Corse représente une avancée importante dans la gestion de ces milieux, parfois peu documentés et dont le fonctionnement hydro-écologique est peu ou pas connu. Cette première application systématique constitue un point de départ pour la mise en place d'un suivi pérenne et homogénéisé des lagunes insulaires. Parmi les apports notables, plusieurs indicateurs se sont révélés particulièrement pertinents dans le contexte régional.

L'indicateur 02 « *Macrophytes* » a démontré une réelle capacité à détecter des gradients de qualité écologique au sein même des lagunes, comme cela a été observé à Santa Ghjulia (Malet *et al*., 2023). L'utilisation de méthodes déployées et éprouvées par Garrido & Pasqualini (2011) préconisant la prospection de plusieurs stations et de transects a été effectuée notamment à Santa Ghjulia et Pisciu Cane. Elle s'est avérée efficace pour identifier les zones les plus représentatives. Cela ouvre la voie à la mise en place de suivis à long terme, plus adaptés à la diversité de ces systèmes. Le protocole de la méthode Lepareur *et al*. (2018) recommande quant à lui pour les lagunes de moins de 50 ha de faire une mesure centrale et d'y ajouter une ou plusieurs mesure(s) périphérique(s) pour plus de représentativité (hors protocole DCE).

Bien que la méthode ne prévoie pas toutes les réalisations effectuées en région Corse, l'indicateur 09 « *Fonctionnement hydrologique* » s'est révélé primordial pour appréhender les dynamiques spatio-temporelles propres à chaque lagune. En allant au-delà de la recherche des perturbations évoquées dans la méthode, notamment en intégrant l'étude du bassin versant, de l'alimentation en eau douce et des échanges avec la mer et certains paramètres physico-chimiques, particulièrement sur les lagunes d'Arasu et Santa Ghjulia dans le cadre des suivis scientifiques, il a permis de mieux appréhender le fonctionnement hydro-écologique de sites différents. Les suivis mis en place dans le cadre de cet indicateur sur les lagunes corses constituent un point de départ dans la connaissance du fonctionnement des lagunes et apportera des éléments essentiels à la gestion.

Les résultats de l'évaluation de l'état de conservation feront l'objet d'une cartographie adaptée à la nature des données disponibles pour chaque indicateur (e.g. zonage d'herbiers, stations de prélèvement). Ces représentations seront accompagnées de métadonnées détaillées permettant d'en préciser le contexte, les méthodes de collecte et les limites d'interprétation. L'ensemble de ces éléments sera ensuite transmis à l'OFB en vue de leur bancarisation dans le cadre du projet LIFE Marha, afin d'alimenter les bases de données nationales et interne à l'OEC et de favoriser le partage et la valorisation des connaissances à l'échelle de la façade méditerranéenne française.

La méthode présente également l'intérêt d'une complémentarité inter directive forte entre la DCE et la DHFF sur des sites où les indicateurs DCE ne sont pas appliqués, étendant ainsi l'acquisition de connaissances et les suivis à un plus grand nombre de lagunes (Ligorini *et al*., 2023). Malgré ses apports conséquents et robustes, le déploiement régulier de certains indicateurs de la méthode d'évaluation de l'état de conservation des lagunes côtières (Lepareur *et al*., 2019) permet de disposer dans le temps de données utiles pour observer des évolutions

et/ou impacts. Toutefois, la mise en œuvre opérationnelle a révélé plusieurs limites qui ont été détaillées tout au long de ce présent rapport comme (i) les difficultés de déploiement de certains indicateurs, (ii) l'imprécisions méthodologiques laissant place à des interprétations subjectives, ou encore (iii) la pertinence variable selon les contextes locaux, ont fait l'objet d'une note technique (Penelle *et al*., 2025). Une enquête conduite par le Pôle-relais lagunes méditerranéennes, auprès des gestionnaires d'espaces naturels ayant appliqué la méthode ces dernières années à l'échelle de la façade méditerranéenne française, a permis d'identifier ces contraintes, tout en soulignant les bénéfices d'un tel outil pour la gestion et la communication autour des lagunes méditerranéennes. Cette note technique formalise les retours d'expérience issus des déploiements menés sur les lagunes méditerranéennes françaises et propose des recommandations pour in fine améliorer la méthodologie et l'opérationnalité.

V. Bibliographie

Adloff F., Somot S., Sevault F., Jordà G., Aznar R., Déqué M., Herrmann M., Marcos M., Dubois C., Padorno E., Alvarez-Fanjul E., Gomis D., 2015. Mediterranean Sea response to climate change in an ensemble of twenty first century scenarios. Clim. Dyn., 45, 2775–2802.

AGENC, 2000, Programme interreg iii protection et valorisation de l'étang de Santa Ghjulia.

AGENC, CRSC, 1996. Les sites d'habitats et d'espèces végétales d'intérêt communautaire prioritaire en Corse : Etude foncière, propositions d'actions foncières et réglementaires. Programme Life "Conservation des habitats et des espèces végétales d'intérêt communautaire prioritaire de la Corse", OEC & Ministère de la Transition Ecologique,111p.

Alary S., 2023. Élaboration de protocoles de suivis des lagunes temporaires méditerranéennes concernant leurs fonctionnements hydrologiques et trophiques, et leurs liens avec le développement de macrophytes. Mémoire de fin d'étude, diplôme d'ingénieur agronome, option Biodiversité Eau Sol Climat Évaluation Environnementale, L'Institut Agro Montpellier, 62 p.

Anonyme, 1985. Situation actuelle de l'écosystème « Étang de Santa Giulia » et perspective d'avenir en vue de sa gestion. Rapp. Déc. 1985. Conservatoire de l'Espace Littoral et des Rivages Lacustres, 62 p.

Anonyme, 2008. Article R414-11 du Code de l'environnement, modifié par le décret n°2008-457 du 15 mai 2008, art. 18, [en ligne]. http://www.legifrance.gouv.fr

Aurelle D., Thomas S., Albert C., Bally M., Bondeau A., Boudouresque C.F., Cahill A.E., Carlotti F., Chenuil A., Cramer W., Davi H., De Jode A., Ereskovsky A., Farnet A.M., Fernandez C., Gauquelin T., Mirleau P., Monnet A.C., Prévosto B., Rossi V., Sartoretto S., Van Wambeke F., Fady B., 2022. Biodiversity, climate change, and adaptation in the Mediterranean. Ecosphere 13 (4), e3915.

Barbier E.B., Hacker S.D., Kennedy C., Koch E.W., Stier A.C., Silliman B.R., 2011. The Value Of Estuarine And Coastal Ecosystem Services. Ecological Monographs 81: 169-193.

Barré N., Garrido M., Reira L., Lombardini K., Mauklert V., Lepareur F., 2020. État de conservation des « Lagunes côtières » d'intérêt communautaire (UE 1150*) : Méthode d'évaluation à l'échelle du site Natura 2000. Annexe façade méditerranéenne - Classeur technique. Rapport UMS PatriNat - Muséum national d'Histoire naturelle. Pôle-relais lagunes méditerranéennes, 70 p.

Bastian C., 2002. Plan de gestion de la baie de Crovani (Haute-Corse). Mémoire de fin d'étude de l'Ecole Nationale Supérieure de l'Horticulture et d'Aménagement du Paysage, 97 p.

Bec B., Husseini-Ratrema J., Collos Y., Souchu P., Vaquer A., 2005. Phytoplankton seasonal dynamics in a Mediterranean coastal lagoon: emphasis on the picoeukaryote community. Journal of Plankton Research, 27, 881–894.

Bensettiti F., Puissauve R., 2015. Résultats de l'évaluation de l'état de conservation des habitats et des espèces dans le cadre de la directive "Habitats-Faune-Flore" en France. Rapportage "Article 17" - Période 2007-2012

Bernard I., Garrido M., Boutron O., 2024. Guide pratique pour la mesure des salinités hors-normes à destination des gestionnaires d'espaces naturels. Le cas des lagunes corses. Rapport d'étude Eurêka Mer / Office de l'Environnement de la Corse, 30 p.

Bird E.C.F., 1982. Changes on barriers and spits enclosing coastal lagoons. Coastal lagoons process. Oceanologica Acta: 45-53.

Bird E.C.F., 1994. Physical setting and geomorphology of coastal lagoons. In Kjerfve B.(Ed) Coastal Lagoon Processes. Oceanography Series: 9-36.

Bowen J.L., Valiela I., 2001. The ecological effects of urbanization of coastal watersheds: historical increases in nitrogen loads and eutrophication of Waquoit Bay estuaries. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 58, 1489-1500.

Brodu N., Connes C., Munaron D., Gonzalez J.L., Malet N., 2023. Projet étude de la lagune d'Arasu. État vis-à-vis de la contamination chimique de la colonne d'eau. ode/ul/ler/pac/23. 15 p.

Camacho A., Peinado R., Santamans A.C., Picazo A., 2012. Functional ecological patterns and the effect of anthropogenic disturbances on a recently restored Mediterranean coastal lagoon. Needs for sustainable restoration. Estuarine, Coastal and Shelf Science 114, 105- 117.

Cardoso P.G., Pardal M.A., Lillebø A.I., Ferreira S.M., Raffaelli D., Marques J.C., 2004. Dynamic changes in seagrass assemblages under eutrophication and implications for recovery. Journal Of Experimental Marine Biology And Ecology 302,233-248.

Carnino N., 2009. État de conservation des habitats d'intérêt communautaire à l'échelle du site - Guide d'application de la méthode d'évaluation des habitats forestiers. Muséum national d'histoire naturelle / Office national des forêts, 23 p. + annexes

Carriere A., Reynaud N., Argillier C., Gay A., Baudoin J.M., 2022. Méthode d'évaluation de l'hydromorphologie lacustre et de son altération. INRAE.

Chacón Abarca S., Chávez V., Silva R., Martínez M.L., Anfuso G., 2021. Understanding the Dynamics of a Coastal Lagoon: Drivers, Exchanges, State of the Environment, Consequences and Responses. Geosciences 11, 301.

Cimiterra N., Massinelli L., Dijoux L., Oheix J., Derolez V., 2020. Diagnostic du compartiment macrophyte dans 17 masses d'eau de transition lagunaires en 2016, 2017 et 2018. ODE/UL/LER-LR/20-15.

Clanzig S., 1992. Le Benthos De La Lagune De Santa Ghjulia, Evolution Récente. Documents Du C.I.E.L., N°17, 11p.

Cloern J.E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. Marine Ecology Progress Series, 210, 222–253.

Conservatoire Botanique National de Corse, 2019. Listes hiérarchisées des espèces végétales exotiques envahissantes et potentiellement envahissantes en Corse. Cadre méthodologique. Stratégie territoriale relative aux invasions biologiques végétales. Tome 1. Rapp. OEC/CBNC, 33 p.

Conservatoire du Littoral, 2012. Document D'objectifs Du Site Natura 2000 « San Ciprianu : étang d'Arasu, îlots Cornuta et San Ciprianu et Punta Capicciola » (Fr9400607),165 p.

Conservatoire du littoral, 2012. Document d'objectifs du site Natura 2000 « San Ciprianu : étang d'Arasu, îlots Cornuta et San Ciprianu et Punta Capicciola » (FR9400607),165 p.

Conservatoire du Littoral, 2017. Aménagement du site naturel protégé de Crovani. Restauration écologique et paysagère du site et organisation de l'accueil du public (Commune de Calenzana, Haute-Corse). 8 p.

Corre J., 1970. La méthode des transects dans l'étude de la végétation littorale. Bull. Acad. Soc., lorr. Sci., 9(1), 59-79.

Costanza R., D'arge R., De Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., Oneill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P., Van Den Belt M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature 387, 253-260.

Crayol E., 2023. Anthropisation des flux d'eau souterraine et trajectoire environnementale des hydrosystèmes littoraux lagunaires méditerranéens, approche géochimique, isotopique et socio-hydrogéologique sur des sites corses et italiens. Thèse de doctorat de l'Université de Corse, 272 p.

CTGREF, 1978. Inventaire des zones humides du littoral oriental corse. Etude N°7, 222 p.

Culioli J.M., Oberti P., Santoni M.C., 2023. Plan de gestion de la Riserva Naturale di i Bucchi di Bunifaziu 2023-2032. Uffiziu di l'Ambiente di a Corsica, 296 p. 3 annexes, 168 fiches actions.

Daniel A., 2020. Elément De Qualité Nutriments DCE Dans Les Eaux Littorales De Métropole : Elaboration De Métriques Et De Seuils, Comparaison Avec Les Autres Pays Européens.

De Bettignies T., La Riviere M., Delavenne J., Dupre S., Gaudillat V., Janson A.-L., Lepareur F., Michez N., Paquignon G., Schmitt A., De Roton G. & Toison V., 2021. Interprétation française des Habitats D'intérêt Communautaire marins. Patrinat (Ofb-Cnrs-Mnhn), Paris, 58 Pp.

De Wit R., Chaubron-Couturier P., Galletti F., 2021. Diversity of property regimes of Mediterranean coastal lagoons in S. France; implications for coastal zone management. Ocean & Coastal Management 207, 105579.

Delavenne J., de Bettignies T., 2023. Evaluation de l'état de conservation des habitats naturels marins à l'échelle d'un site Natura 2000 : Guide méthodologique. PatriNat (OFB-MNHN-CNRS-IRD); UMR 5245, 41 p.

Derolez V., Oheix J., Ouisse V., Munaron D., Fiandrino A., Messiaen G., Hubert C., Lamoureux A., Malet N., Fortune M., Berard L., Mortreux S., Guillou J.L., 2015. Suivi estival des lagunes méditerranéennes françaises - Bilan des résultats 2014, 86 p.

Derolez V., Soudant D., Malet N., Chiantella C., Richard M., Abadie E., Aliaume C., Bec B., 2020. Two decades of oligotrophication: Evidence for a phytoplankton community shift in the coastal lagoon of Thau (Mediterranean Sea, France). Estuarine, Coastal and Shelf Science, 241, 106810.

Derolez V., Navarro F., Malet N., Bec B., Simier M., Baragatti M., Bernard I., 2025. Hydrologie et phytoplancton des lagunes méditerranéennes sous pression du changement climatique (2001-2022). Projet HYPHEAT'Lag, 91 pp.

Di Rita F., Ghilardi M., Fagel N., Vacchi M., Warichet F., Delanghe D., Sicurani J, Martinet L., Robresco S., 2022. Natural and anthropogenic dynamics of the coastal environment in northwestern Corsica (western Mediterranean) over the past six millennia. Quaternary Science Reviews, 278,107372

Doughty C.L., Cavanaugh K.C., Ambrose R.F., Stein E.D., 2019. Evaluating regional resiliency of coastal wetlands to sea level rise through hypsometry-based modeling. Global Change Biology 25, 78–92.

Dronkers J., Zimmerman J.T.F., 1982. Some Principles Of Mixing In Tidal Lagoon. In : Lasserre P., Postma H. Eds. Proc. Int. Symp. On Coastal Lagoons. Scor/Iabo/Unesco, Bordeaux, France. Oceanologica Acta N°Sp: 107-117.

Durack P.J., Wijffels S.E., 2010. Fifty-Year Trends in Global Ocean Salinities and Their Relationship to Broad-Scale Warming. Journal of climate, vol. 23, 4342.

Durack P.J., Wijffels S.E., Matear R.J., 2012. Ocean salinities reveal strong global water cycle intensification during 1950 to 2000. Science 336, 455.

Erostate M., Ghiotti S., Huneau F., Jouffroy D., Garel E., Garrido M., Pasqualini V., 2022. The challenge of assessing the proper functioning conditions of coastal lagoons to improve their future management. Science of The Total Environment 803, 150052.

Ersoy Z., Abril M., Cañedo-Argüelles M., Espinosa C., Vendrell-Puigmitja L., Proia L., 2022. Experimental Assessment of Salinization Effects on Freshwater Zooplankton Communities and Their Trophic Interactions under Eutrophic Conditions. Environ. Pollut., 313, 120127.

Ferrarin C., Bajo M., Bellafiore D., Cucco A., De Pascalis F., Ghezzo M., Umgiesser G., 2014. Toward homogenization of Mediterranean lagoons and their loss of hydrodiversity. Geophys. Res. Lett., 41, 5935–5941.

Frisoni G.F., 1980. Zones humides région de Porto-Vecchio. Rapp. DRAE, 33 p.

Frisoni G.F., 1981. Les Etangs Corses. Revue Information Somivac, 97, 15-25.

Frisoni G.F., 1987. L'influence du bassin versant sur le fonctionnement des lagunes méditerranéennes concepts d'eutrophisation et de confinement. Exemple d'application : l'étang de Santa Giulia (Corse). Bulletin d'Ecologie, 18, 169-175.

Garrido M., Pasqualini V., 2011. Analyse biologique spatiale des étangs d'Urbino et de Palo : rapport final. Contrat Conseil général de la Haute-Corse et Université de Corse / UMR CNRS 6134 SPE, 51 p.

Gauthier A., 1992. Erosion du littoral : quelques exemples en Corse. Causes, Conséquences Enseignements. Bull Soc Sci Hist Nat Corse, 662, 39-56.

Ghilardi M., 2020. Lagunes et marais littoraux de corse. De la préhistoire à nos jours.

Ghiotti S., 2019. Les lagunes et les territoires littoraux d'Occitanie, entre inondation, pollution, biodiversité et métropolisation. Sud-Ouest Européen 107.

Giesen W.B.J.T., Katwijk Van M.M., Hartog Den C., 1990. Eelgrass condition and turbidity in the dutch wadden sea. Aquatic Botany, 37, 71-85.

Giraud A., Stroffek S., 2016a. Connaissance Des Lagunes Bilan Et Stratégie Dans Le Cadre De La Mise En Œuvre Du SDAGE 2016-2021. Rapport AE RMC, 31pp.

Goffé L., 2011. Etat de conservation des habitats d'intérêt communautaire des dunes non boisées du littoral atlantique - Méthode d'évaluation à l'échelle du site Natura 2000 – V1. Rapport SPN 2011-18, Muséum National d'Histoire Naturelle / Office National des Forêts / Conservatoire Botanique National de Brest, 67 p.

Gonzalez J.L., Munaron D., Andral B., Sargian P., Tomasino C., Guyomarch J., Van Ganse S., 2011. Campagne DCE 2009 : Utilisation des échantillonneurs passifs (DGT, POCIS, SBSE) pour l'évaluation au titre de la DCE de l'état chimique des eaux côtières méditerranéennes. RST.ODE/LER-PAC/11-04.

Gourlay C., Gonzalez J.L., 2010. Utilisation des échantillonneurs passifs. Une nouvelle méthode pour évaluer la contamination chimique des masses d'eau. TSM, Techniques Sciences Méthodes, (3), 24-35.

Grillas P.,Hilaire S., Fontès H., Bec B., 2018. Campagne de surveillance 2017 de l'état DCE des lagunes méditerranéennes oligo-et mésohalines françaises pour la physico-chimie, lephytoplancton et les macrophytes. Consolidation de l'indicateur macrophytes. Bilan des résultats 2017. Institut de recherche de la Tour du Valat, Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, 79 p.

Gunaratne G.L., Tanaka N., Amarasekara G.P., Priyadarshana T., Manatunge J., 2011. Impact of rubble mound groyne structural interventions in restoration of Koggala lagoon, Sri Lanka; numerical modelling approach. Journal of Coastal Conservation 15, 113–121

Henson S.A., Beaulieu C., Ilyina T., John J. G., Long M., Séférian R., Tjiputra J., Sarmiento J.L., 2017. Rapid emergence of climate change in environmental drivers of marine ecosystems. Nature Communications, 8, n°14682.

Herlory O., Briand J.M., Bouchoucha M., Derolez V., Munaron D., Cimiterra N., Tomasino C., Gonzalez J.L., Giraud A., Boissery P., 2022. Directive Cadre sur l'Eau. Bassin Rhône Méditerranée Corse - Année 2021. RST.ODE/UL/LERPAC/22-11, 89p.

Howarth R.W., Billen G., Swaney D., Townsend A., Jaworski N., Lajtha K., Downing J.A., Elmgren R., Caraco N., Jordan T., Berendse F., Freney J., Kudeyarov V., Murdoch P., Zhao-Liang Z., 1996. Regional nitrogen budgets and riverine n and p fluxes for the drainages to the north atlantic ocean: natural and human influences. Biogeochemistry 35: 75-139.

Hyman A.C., Stephens D.B., 2020. Effects of seawater exchange on water chemistry among coastal lakes with intermittent connections to the sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 244, 106934.

Ifremer, 2012. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon. Bilan des résultats 2011. RST/LER/LR12.03.

Ifremer, 2013. Bilan méthodologique de l'outil de diagnostic de l'eutrophisation du RSL. Quatorze années de résultats en Région Languedoc-Roussillon. RST/LER/LR/13.08.

IPCC, 2019. Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)]: 874 p.

I-Sea, 2023. Méthode d'évaluation de l'état de conservation des « Lagunes côtières » d'intérêt communautaire (UE 1150*). Etude cartographique mutualisée « Surface des herbiers » (indicateur n°3), Rapport d'étude, Office Français de la Biodiversité, Pôle-relais lagunes méditerranéennes, 72p.

Jones H.F.E., Özkundakci D., McBride C.G., Pilditch C.A., Allan M.G., Hamilton D.P., 2018. Modelling interactive effects of multiple disturbances on a coastal lake eco-system: Implications for management. Journal of Environmental Management 207, 444-455.

Justic D., Rabalais N.N., Turner R.E., 1995. Stoichiometric Nutrient Balance And Origin Of Coastal Eutrophication. Marine Pollution Bulletin 30: 41-46

Kjerfve B., 1994. Coastal lagoon processes. Amsterdam, The Netherlands: Elsevier.

Kjerfve, B. And Magill, K.E., 1989. Geographic And Hydrodynamic Characteristics Of Shallow Coastal Lagoons. In: L.G. Ward And G.M. Ashley (Editors), Physical Processes And Sedimentology Of Siliciclastic-Dominated Lagoonal Systems. Mar. Geol., 88: 187-199.

Lafabrie C., Garrido M., Leboulanger C., Cecchi P., Grégori G., Pasqualini V., Pringault O., 2013. Impact of contaminated-sediment resuspension on phytoplankton in the Biguglia lagoon (Corsica, Mediterranean Sea). Estuarine, Coastal and Shelf Science 130, 70–80.

Latron M., Allies A., Argagnon O., Bosc N., Faure K., Fontes H., Grillas P., Molina J., De Wit R., Papuga G., 2022. Mediterranean temporary lagoon: proposal for a definition of this endangered habitat to improve its conservation. Journal For Nature Conservation, 68, 26193.

Lauret M., Oheix J., Derolez V., Laugier T., 2011. Guide de reconnaissance et de suivi des macrophytes des lagunes du Languedoc-Roussillon . Réseau de Suivi Lagunaire (Ifremer, Cépralmar, Agence de l'Eau RMC, Région Languedoc-Roussillon). https://archimer.ifremer.fr/doc/00043/15416/

Le Fur I., De Wit R., Plus M., Oheix J., Simier M., Ouisse V., 2018. Submerged Benthic Macrophytes in Mediterranean Lagoons: Distribution Patterns in Relation to Water Chemistry and Depth. Hydrobiologia, 808 (1), 175-200.

Lefebvre G., Davranche A., Willm L., Campagna J., Redmond L., Merle C., Guelmami A., Poulin B., 2019. Introducing WIW for detecting the presence of water in wetlands with Landsat and Sentinel satellites. Remote Sensing 11, 2210.

Lepareur F., 2011. Evaluation de l'état de conservation des habitats naturels marins à l'échelle d'un site Natura 2000 - Guide méthodologique - V1. Rapport SPN 2011-3, Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle, Paris, 55 p.

Lepareur F., Bertrand S., Morin E., Le Floc'h M., Barré N., Garrido M., Riera L., Mauclert V., 2019. État de conservation des "Lagunes côtières" d'intérêt communautaire (UE 1150*). Méthode d'évaluation à l'échelle du site - Guide d'application (Version 2). Rapport UMS PatriNat - Muséum national d'Histoire naturelle, Pôle-relais lagunes méditerranéennes, 81p.

Ligorini V., 2023. Trajectoires d'évolution des communautés phytoplanctoniques et des lagunes côtières du littoral corse et applications. Thèse de doctorat de l'Université de Corse, 332 p.

Ligorini V., Crayol E., Huneau F., Garel E., Malet N., Garrido M., Simon L., Cecchi P., Pasqualini V., 2023a. Small Mediterranean coastal lagoons under threats: hydro-ecological disturbances and local anthropogenic pressures (size matters). Estuaries and Coasts

Ligorini V., Garrido M., Male, N., Simon L., Alonso L., Bastien R., Aiello A., Cecchi P., Pasqualini V., 2023b. Response of Phytoplankton Communities to variation in Salinity in a Small Mediterranean Coastal Lagoon: Future Management and Foreseen Climate Change Consequences. Water 2023, 15, 3214.

Ligorini V., Malet N., Garrido M., Four B., Etourneau S., Leoncini A.S., Dufresne C., Cecchi P., Pasqualini V., 2022. Long-term ecological trajectories of a disturbed Mediterranean coastal lagoon (Biguglia lagoon): Ecosystem based approach and considering its resilience for conservation? Frontiers in Marine Science 9, 937795.

Lorenzoni C., Paradis G., Piazza C., 1993a. Un exemple de typologie d'habitats littoraux basée sur la phytosociologie : les pourtours de la baie de Figari et du cap de la Testa Ventilegne (Corse-du-Sud). Tableaux 1 à 90. Coll. Phyt., Syntaxonomie typologique des habitats, Bailleul 1993, Vol. XXII : 213-296.

Lorenzoni C., Géhu J.M., Lahondère C., Paradis G., 1993b. Description phytosociologique et cartographique de la végétation de l'étang de Santa Giulia (Corse du Sud). Bulletin de la Société Bontanique du Centre-Ouest, N.S., t. 24, 121-150.

Maciejewski L., 2012. Etat de conservation des habitats agropastoraux d'intérêt communautaire, Méthode d'évaluation à l'échelle du site. Rapport d'étude. V1. Rapport SPN 2012-21, Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle, Paris, 119 p.

Maciejewski L., Lepareur F., Viry D., Bensettiti F., Puissauve R., Touroult J., 2016. État de conservation des habitats : propositions de définitions et de concepts pour l'évaluation à l'échelle d'un site Natura 2000. Revue d'Ecologie (Terre et Vie), 71(1), 3–20.

Malcuit G., 1931. Contributions à l'étude phytosiociologique de la Corse. Le littoral occidental, environ de Calvi, Galeria, Girolata, Pointe de la Parata et Propriano. Extrait des archives de Botanique. Tome IV, 38 p.

Malet N., Garrido M., Pasqualini V., Ligorini V., Connes C., Munaron D., Gonzalez J.L., 2023. Diagnostic écologique de la lagune de Santa Ghjulia - Etat vis-à-vis de l'eutrophisation et de la contamination de la colonne d'eau. Ode/Ul/Ler/Pac/23, 62 p.

Mangialajo L., Chiantore M., Cattaneo-Vietti R., Cinelli F., 2008. *Cystoseira* spp. as indicators of environmental quality in Mediterranean coastal waters. Marine Pollution Bulletin, 56(12), 1985–1996.

Marchessaux G., Barré N., Mauclert V., Lombardini K., Durieux E.D.H., Veyssiere D., Filippi J.J., Bracconi J., Aiello A., Sarà G.L., Garrido M., 2024. Salinity tolerance of the invasive blue crab *Callinectes sapidus*: from global to local, a new tool for implementing a management plan. Science of the Total Environment, Vol. 954, 176291.

Martin L., Landin Dominguez J.M., 1994. Geological history of coastal lagoon. In « Coastal Lagoon Processes », Kjerfve B. ed., Elsevier Sciences Publishers, Elsevier Oceanography Series, 60, 41-68

Mattei L., 2021. Synthèse exhaustive des connaissances sur les zones humides littorales dans une optique de préservation et de conservation. Rapp. alternance, UCPP/OEC, 48 p.

MedECC, 2020. Climate and Environmental Change in the Mediterranean Basin – Current Situation and Risks for the Future. First Mediterranean Assessment Report [Cramer, W., Guiot, J., Marini, K. (eds.)] Union for the Mediterranean, Plan Bleu, UNEP/MAP, Marseille, France, 632 p.

Menció A., Casamitjana X., Mas-Pla J., Coll N., Compte J., Martinoy M., Quintana, X. D., 2017. Groundwater Dependence Of Coastal Lagoons: The Case Of La Pletera Salt Marshes (Ne Catalonia). Journal Of Hydrology, 552, 793-806.

Menció A., Madaula E., Meredith W., Casamitjana X., Quintana X.D., 2023. Nitrogen in surface aquifer - Coastal lagoons systems: Analyzing the origin of eutrophication processes. Science of The Total, Volume 871, 1, 161947.

Merheb M., Moussa R., Abdallah C., 2016. Hydrological response characteristics of Mediterranean catchments at different time scales: A meta-analysis. Hydrol. Sci. J. 61, 2520–2539.

Millán V., Rodrigo M., Amouroux I., Belzunce M.J., Bersuder P., Bolam T., Caetano M., Correia dos Santos M.M., Fones G.R., Gonzalez J.L., Guesdon S., Larreta J., Marras B., McHugh B., Menchaca I., Menet-Nédélec F., Montero N., Regan F., Robinson C.D., Germán Rodríguez J., Schintu M., White B., Zhang H., 2021. A good practice guide for the use of dgts. sampling of metals in transitional and coastal waters by diffusive gradient in thin films (DGT) technique. Instituto Tecnológico de Canarias. 44p.

MTES, 2018. Guide relatif aux règles d'évaluation de l'état des eaux littorales (eaux côtières et eaux de transition) dans le cadre de la DCE. 277 p.

Munaron D., Gianaroli C., Cimiterra N., Derolez V., Ouisse V., Giraud A., 2022. OBSLAG - Pesticides. Bilan 2020-2021 du suivi des lagunes méditerranéennes. Rapport de la Convention AERMC-Ifremer 2020, n° ODE/UL/LER-LR/22.12, aout2022. 90 p.

MWO, 2018. Mediterranean Wetlands Outlook 2: solutions for sustainable Mediterranean wetlands. Mediterranean Wetlands Observatory, Arles.

Newton A., Icely J., Cristina S., Brito A., Cardoso A.C., Colijn F., Riva S.D., Gertz F., Hansen J.W., Holmer M., Ivanova K., Leppäkoski E., Canu D.M., Mocenni C., Mudge S., Murray N., Pejrup M., Razinkovas A., Reizopoulou S., Pérez-Ruzafa A., Schernewski G., Schubert H., Carr L., Solidoro C., Viaroli P., Zaldívar J.M., 2014. An overview of ecological status, vulnerability and futures perspectives of European large shallow, semi-enclosed coastal systems, lagoons and transitional waters. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 140, 95–122.

Newton A., Mudge S.M., 2005. Lagoon-Sea, Nutrient Dynamics And Water Quality Management Of The Ria Formosa (Portugal). Estuarine Coastal And Shelf Science 62: 405- 414.

Nixon S.W., 1982. Nutrients Dynamics, Primary Production And Fisheries Yields Of Lagoons. Proc. Int. Symp. On Coastal Lagoons. Scor/Iabo/Unesco, Bordeaux, France. Oceanologica Acta (N°Sp), 357-371.

Office de l'Environnement de la Corse, 2019. Document d'Objectifs des sites Natura 2000 du secteur « Calvi - Carghjese » (ZSC FR9400574, ZSC FR9402018, ZPS FR9410023 et ZPS FR9412010) : Tome 2 - Plan d'actions, 163 pages + Annexes.

Office de l'Environnement de la Corse, 2020. Fonctionnement du grau de l'étang de Santa Ghjulia : observations et propositions. Note technique Nov. 2020 à l'intention du Conservatoire du Littoral. 16 p.

Office de l'Environnement de la Corse, 2023. Présence de *Callinectes sapidus* dans la lagune de Santa Ghjulia : situation en 2023 et première opération de lutte.

Oswatte-Liyanage P., 2021. Suivi spatiotemporel des eaux de surface dans les lagunes côtières méditerranéennes (France). rapp. stage, Université de Paris, 36p. + annexes.

Papuga G., 2012. Mise au point d'un indicateur de l'état de conservation des lagunes côtières base sur les herbiers. rapp. stage, Université de Montpellier 2, 27p. + annexes.

Paradis G., Piazza C., 1995. Étude phytosociologique et cartographique des cordons de galets de Crovani et du nord-est de Galéria (Corse Occidentale). Bulletin de Société Botanique Centre ouest, 26, 45-98.

Pasqualini V., Derolez V., Garrido M., Orsoni V., Baldi Y., Etourneau S., Leoni V., Rebillout P., Laugier T., Souchu P., Malet N., 2017. Spatiotemporal Dynamics Of Submerged Macrophyte Status And Watershed Exploitation In A Mediterranean Coastal Lagoon: Understanding Critical Factors In Ecosystem Degradation And Restoration. Ecological Engineering, 102, 1-14.

Perennou C., Beltrame C., Guelmami A., Tomas Vives P., Caessteker P., 2012. Existing areas and past changes of wetland extent in the Mediterranean region: an overview. Ecologia Mediterranea, Vol. 38 (2).

Perennou C., Gaget E., Galewski T., Geijzendorffer I., Guelmami A., 2020. Chapter 11- Evolution of wetlands in Mediterranean region. Water Resources in the Mediterranean Region, 297-320.

Pérez-Ruzafa A., De Pascalis F., Ghezzo M., Quispe-Becerra J.I., Hernández-García R., Muñoz I., Vergara C., Pérez-Ruzafa I.M., Umgiesser G., Marcos C., 2019. Connectivity between coastal lagoons and sea: Asymmetrical effects on assemblages' and populations' structure. Estuarine, Coastal and Shelf Science 216, 171-186.

Pergent-Martini C., Fernandez C., Agostini S., Pergent G., 1997, Les Etangs De Corse : Bibliographie – Synthèse 1997, Contrat Equipe Ecosystèmes Littoraux, UCPP, OEC, Ifremer, 254 p.

Pete R., Guyondet T., Bec B., Derolez V., Cesmat L., Lagarde F., Pouvreau S., Fiandrino A., Richard M., 2020. A box-model of carrying capacity of the Thau lagoon in the context of ecological status regulations and sustainable shellfish cultures. Ecological Modelling 426, 109049.

Piazza C., Paradis G., 1994. Etude phytosociologique et cartographique d'un site littoral sableux en voie de dégradation anthropique : le cordon de Balistra (Sud de la Corse). Bulletin de Société Botanique Centre-Ouest, tome 25, 59-98.

Pôle-relais lagunes méditerranéennes, 2014. Méthode d'évaluation de l'état de conservation de l'habitat d'intérêt communautaire prioritaire 1150-2* Lagunes côtières méditerranéennes à l'échelle du site Natura 2000. Test en vue de la mise en application de la méthode par les structures opératrices/animatrices des sites Natura 2000. Rapp. CEN LR, 43 p.

Roux D., 1989. Les zones humides de corse du sud – Protection, Gestion. ONCFS, Ouvrage réalisé pour le compte de la fédération départementale des chasseurs de Corse du Sud, 266 p.

Savignac A., 2017. La restauration de la lagune d'Arasu. Biodiversité dans l'aménagement des villes et des territoires. Rapp. stage, Aix Marseille Université, 51 p.

Schallenberg M., Larned S.T., Hayward S., Arbuckle C., 2010. Contrasting effects of managed opening regimes on water quality in two intermittently closed and open coastal lakes. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 86, 587–597.

Smith N.P., 1994. Water, salt and heat balance of coastal lagoons. In: Kjerfve B., Ed., Coastal Lagoon Processes, 69-101.

Souchu P., Bec B., Smith V.H., Laugier T., Fiandrino A., Benau L., Orsoni V., Collos Y., Vaquer A., 2010. Patterns in nutrient limitation and chlorophyll a along an anthropogenic eutrophication gradient in French Mediterranean coastal lagoons. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 67, 743–753.

Stepanian A., Belon R., Bodere G., De La Torre Y., Baudoin V., Imbault M., 2013. Réseau d'observation du Littoral de la Corse. Rapport d'observations 2012. Rapport BRGM Rp-63039-Fr, 176 P. 121 Ill., 1 Ann.

Tamborski J., Van Beek P., Rodellas V., Monnin C., Bergsma E., Stieglitz T., et al, Beck A., 2019. Temporal Variability Of Lagoon–Sea Water Exchange And Seawater Circulation Through A Mediterranean Barrier Beach. Limnology And Oceanography, 64(5), 2059-2080.

Tanhua, T., Hainbucher, D., Schroeder, K., 2013. The mediterranean sea system: A review and an introduction to the special issue. Ocean Science 9 (5), 789–803

Teixeira M., Solari S., 2020. Analysis of Different Protocols for the Artificial Opening of the Laguna de Rocha Inlet. Journal of Coastal Research 95, 958.

Tweedley J.R., Dittmann S.R., Whitfield A.K., Withers K., Hoeksema S.D., Potter I.C., 2019. Hypersalinity: Global Distribution, Causes, and Present and Future Effects on the Biota of Estuaries and Lagoons. Coasts and Estuaries.

Unesco, 1981. Background papers and supporting data on the Practical Salinity Scale 1978. Unesco technical papers in marine science, 37, 140 p.

Valiela I., Collins G., Kremer J., Lajtha K., Geist M., Seely J., Brawley J., Sham C.H., 1997. Nitrogen loading from coastal watersheds to receiving estuaries: new method and application. Ecological Applications, 7(2), 1997, pp. 358–380

Vargas C.I.C., Vaz N., Dias J.M., 2017. An evaluation of climate change effects in estuarine salinity patterns: Application to Ria de Aveiro shallow water system. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 189, 33-45.

Witkowski F., Andral B., Derolez V., Tomasino C., 2017. Campagne de surveillance DCE 2015 en Méditerranée française. Districts "Rhône et côtiers Méditerranéens" et "Corse". Rapp. Ifremer n° 2014-2292, 79 p.

Zaldívar J.M., Cardoso A., Viaroli P., Newton A., De Wit R., Ibáñez C., Reizopoulou S., Somma F., Razinkovas-Baziukas A., Basset A., Holmer M., Murray N., 2008. Eutrophication in transitional waters: an overview. Transitional Waters Monographs, 1, 1-78.