La Liste rouge des écosystèmes en France - Les littoraux méditerranéens de France métropolitaine, Vol. 2 : côtes rocheuses, rivages de galets et graviers, Rapport technique

Alix Sauve, Jean Ichter, Olivier Argagnon, Denise Bellan-Santini, Frédéric Bioret, Pascal Cavallin, Cyril Cottaz, Michel-Jean Delaugerre, Pauline Delbosc, Jérémy Dumoulin, et al.

▶ **To cite this version:**

Alix Sauve, Jean Ichter, Olivier Argagnon, Denise Bellan-Santini, Frédéric Bioret, et al.. La Liste rouge des écosystèmes en France - Les littoraux méditerranéens de France métropolitaine, Vol. 2 : côtes rocheuses, rivages de galets et graviers, Rapport technique. Comité français de l'UICN, OFB & MNHN. Montreuil, France. 2022, 151 p. mnhn-04143301

HAL Id: mnhn-04143301
https://mnhn.hal.science/mnhn-04143301

Submitted on 27 Jun 2023

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

LA LISTE ROUGE
des écosystèmes en France

Les littoraux méditerranéens de France métropolitaine
Vol.2 : côtes rocheuses, rivages de galets et graviers

Rapport technique | 2022

Direction

MONCORPS Sébastien (Comité français de l'UICN), PONCET Laurent (PatriNat) et TOUROULT Julien (PatriNat).

Coordination

AZAM Clémentine (Comité français de l'UICN), GAUDILLAT Vincent (PatriNat) et GIGOT Guillaume (PatriNat).

Rédaction et mise en œuvre

CARRÉ Aurélien (Comité français de l'UICN), ICHTER Jean (écologue indépendant, correspondant du MNHN), ROSSI Magali, SAUVE Alix (Comité français de l'UICN).

Crédits photographiques

ICHTER Jean (CC BY-SA-NC), sauf mention contraire.

Atelier de validation

Experts présents : ARGAGNON Olivier (CBN méditerranéen de Porquerolles) ; BELLAN-SANTINI Denise (CNRS, IMBE) ; BIORET Frédéric (Université de Bretagne Occidentale) ; DUMOULIN Jérémy (CBN de Corse) ; LAFFONT-SCHWOB Isabelle (Université d'Aix-Marseille) ; NOBLE Virgile (CBN méditerranéen de Porquerolles).

Avec les contributions de COTTAZ Cyril (CBN méditerranéen de Porquerolles) et PETIT Yohan (CBN de Corse).

Évaluateurs Liste rouge : AZAM Clémentine et SAUVE Alix (Comité français de l'UICN).

Avec l'appui de GAUDILLAT Vincent (PatriNat) et ICHTER Jean (écologue indépendant, correspondant du MNHN).

Comité technique d'experts

ARGAGNON Olivier (CBN méditerranéen de Porquerolles) ; BELLAN-SANTINI Denise (CNRS, IMBE) ; BIORET Frédéric (Université de Bretagne Occidentale) ; CAVALLIN Pascal (Conservatoire du littoral) ; COTTAZ Cyril (CBN méditerranéen) ; DELAUGERRE Michel-Jean (Conservatoire du littoral, Antenne Corse) ; DELBOSC Pauline (Université de Bretagne Occidentale) ; DUMOULIN Jérémy (CBN de Corse) ; GUYOT Isabelle (Conservatoire du littoral, Antenne Corse) ; HUGOT Laetitia (CBN de Corse) ; LAFFONT-SCHWOB Isabelle (Université d'Aix-Marseille) ; NOBLE Virgile (CBN méditerranéen de Porquerolles) ; PETIT Yohan (CBN de Corse).

Remerciements

BARCELO Alain (PN de Port-Cros) ; BEUNEUX Grégory (Groupe Chiroptères Corse) ; DUSOULIER François (MNHN) ; EGOROFF Grégoire (MNHN, CR2P) ; FAGGIO Gilles (OEC) ; LEMIRE-PÊCHEUX Lidwine (PN des Calanques) ; MARMET Julie (PatriNat) ; PONEL Philippe (CNRS, IMBE) ; PONS Frédéric (CEREMA) ; ROUGET Isabelle (MNHN, CR2P) ; SAATKAMP Arne (Université d'Aix-Marseille).

Avec le soutien de

MINISTÈRE DE LA TRANSITION ÉCOLOGIQUE ET DE LA COHÉSION DES TERRITOIRES

Fondation L'OCCITANE

Citation recommandée

Sauve, A., Ichter, J., Argagnon, O., Bellan-Santini, D., Bioret, F., Cavallin, P., Cottaz, C., Delaugerre, M.-J., Delbosc, P., Dumoulin, J., Guyot, I., Hugot, L., Laffont-Schwob, I., Noble, V., Petit, Y., Carré, A., Rossi, M., Gigot, G., Gaudillat, V., & Azam, C., 2022. La Liste rouge des écosystèmes en France - Les littoraux méditerranéens de France métropolitaine, Vol. 2 : côtes rocheuses, rivages de galets et graviers, Rapport technique. Comité français de l'UICN, OFB & MNHN. Montreuil, France, 151 pages.

Tous les résultats détaillés sont disponibles sur le site du Comité français de l'UICN : uicn.fr et sur l'Inventaire national du patrimoine naturel (INPN) : inpn.mnhn.fr

Avant-propos

Face aux menaces posées par les changements globaux sur la biodiversité et les sociétés humaines, il est urgent d'évaluer et de suivre l'état des écosystèmes pour mettre en place une action collective et ambitieuse qui permette de répondre aux enjeux majeurs de protection et de gestion durable de la biodiversité.

La Liste rouge des écosystèmes est une méthode d'évaluation élaborée par des experts de l'UICN qui vise à estimer le risque d'effondrement des écosystèmes selon des standards scientifiquement établis (Keith *et al.* 2013, 2015). Le résultat de ces évaluations, de compréhension facile pour les décideurs et le grand public, permet d'identifier de manière standardisée les écosystèmes les plus vulnérables et les dynamiques de dégradation. Complémentaire à la Liste rouge des espèces menacées, cette approche vise à apporter une dimension écosystémique aux connaissances relatives à l'état de la biodiversité. C'est donc un outil d'aide à la décision destiné à faciliter le développement de stratégies de conservation et de restauration.

Adoptée par l'UICN en 2014, la Liste rouge des écosystèmes est mise en œuvre en France depuis 2012 par le Comité français de l'UICN, en partenariat avec l'UAR[1] PatriNat (OFB-CNRS-MNHN). Les évaluations réalisées dans ce cadre s'effectuent en croisant des données et des informations issues de la recherche scientifique et de l'expertise locale et régionale dans le respect des lignes directrices établies par l'UICN (Bland *et al.* 2015). Elle repose sur un travail collégial avec un comité technique constitués d'experts référents qui est consulté régulièrement et réuni lors d'ateliers de travail collectifs. Synthèse et évaluation permettent de dresser un état des lieux objectif sur le risque d'effondrement des écosystèmes sur lequel les acteurs peuvent s'appuyer pour identifier et prioriser les actions de conservation à mettre en œuvre sur leur territoire.

La Liste rouge des écosystèmes en France est découpée en chapitres regroupant des écosystèmes du même type et du même territoire. Les résultats de la présente évaluation constituent le deuxième volume dédié aux écosystèmes côtiers du littoral méditerranéen français (cf. Comité français de l'UICN 2020 pour le premier volume dédié aux écosystèmes sableux du même littoral), centré sur les plages de galets et graviers et sur les rivages rocheux. Il sera suivi d'un troisième volume consacré aux zones humides du littoral méditerranéen.

Ce rapport technique détaille la mise en œuvre de l'évaluation dans un format permettant une lecture indépendante de l'évaluation de chaque écosystème. Les résultats décrits ici sont publics et diffusés dans le cadre de l'Inventaire national du patrimoine naturel (INPN).

[1] Unité d'Appui et de Recherche

Sommaire

Avant-propos 3

Sommaire 4

DEMARCHE D'EVALUATION 6

Choix de la zone d'étude 7

Choix des écosystèmes à évaluer 9

Méthode de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN 12

Structure des fiches 13

Indicateur du niveau de confiance 14

LES COTES ROCHEUSES, RIVAGES DE GALETS ET GRAVIERS DU LITTORAL MEDITERRANEEN DE FRANCE METROPOLITAINE 15

Introduction 16

Les cordons de galets et graviers méditerranéens 17

Les falaises littorales et rivages rocheux 22

ÉVALUATION SELON LA METHODE DE LA LISTE ROUGE DES ECOSYSTEMES DE L'UICN 30

Cordons et plages de galets et graviers méditerranéens à végétation pionnière 31

Présentation et distribution géographique 31

Classification 32

Description 33

Évaluation (méthode de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015) 38

Bilan et interprétation de l'évaluation 46

Cordons et plages de galets et graviers méditerranéens à végétation vivace 47

Présentation et distribution géographique 47

Classification 48

Description 50

Évaluation (méthode de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015) 54

Bilan et interprétation de l'évaluation 61

Falaises littorales et rivages rocheux méditerranéens 62

Présentation et distribution géographique 62

Classification 63

Description 65

Évaluation (méthode de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015) 69

Bilan et interprétation de l'évaluation 76

Garrigues basses et phryganes des côtes rocheuses méditerranéennes 77

Présentation et distribution géographique 77
Classification 78
Description 79
Évaluation (méthode de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015) 83
Bilan et interprétation de l'évaluation 90

Maquis bas et fourrés des côtes rocheuses méditerranéennes 91

Présentation et distribution géographique 91
Classification 92
Description 93
Évaluation (méthode de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015) 98
Bilan et interprétation de l'évaluation 105

Fourrés halonitrophiles des côtes rocheuses méditerranéennes 106

Présentation et distribution géographique 106
Classification 107
Description 108
Évaluation (méthode de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015) 111
Bilan et interprétation de l'évaluation 113

TABLE DES FIGURES 114

LISTE DES TABLEAUX 116

BIBLIOGRAPHIE GENERALE 117

ANNEXES 124

Démarche d'évaluation

Choix de la zone d'étude

Le littoral méditerranéen

Selon la directive Habitats-Faune-Flore (92/43/CEE), l'écorégion méditerranéenne correspond à l'ensemble des zones de basse altitude et de moyenne montagne, caractérisées par un climat de type méditerranéen (cf. la zone orange dans la Figure 1). L'écorégion méditerranéenne française inclut la Corse ainsi que les zones bordant la mer Méditerranée, depuis la frontière espagnole jusqu'à la frontière italienne en remontant vers le nord au sein des vallées du Rhône et de la Durance.

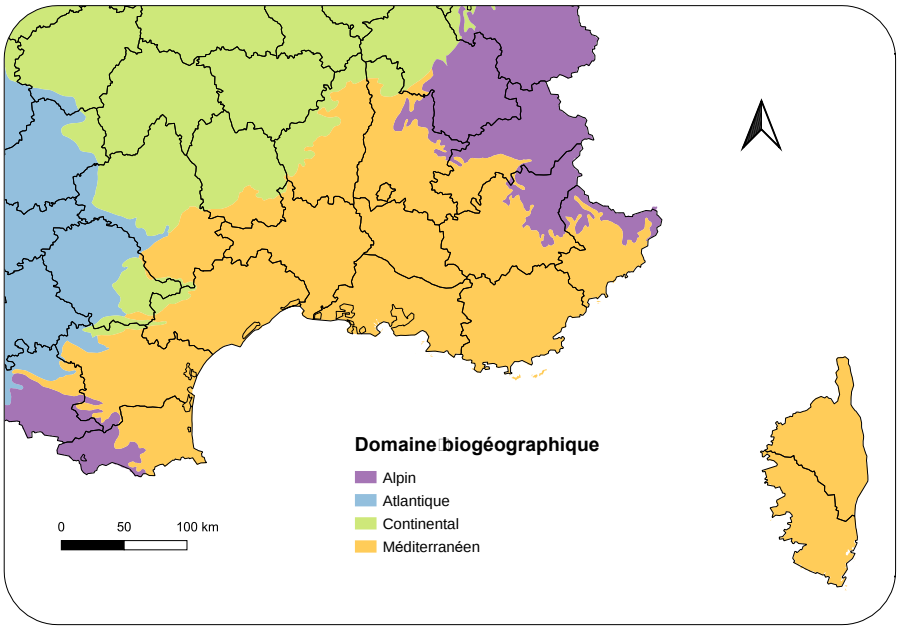


Figure 1. Périmètre du domaine bioclimatique méditerranéen (en orange) sur le littoral français selon la directive Habitats-Faune-Flore (92/43/CEE). Il convient de noter que les espaces situés en limite de cette zone ne sont pas soumis à un bioclimat strictement méditerranéen. Le climat méditerranéen est caractérisé par une saison estivale sèche et chaude, et par un hiver relativement doux, en particulier à basse altitude. Les limites départementales (antérieures au 1er janvier 2018 pour la Corse) sont indiquées en noir.

Au sein de cette écorégion, le littoral est défini comme **la zone située au-dessus du niveau moyen des eaux marines et caractérisée par sa proximité avec le milieu marin et de ses influences, notamment en termes d'inondations, d'hydromorphie des sols, d'embruns et de salinité.** Le littoral méditerranéen abrite ainsi les écosystèmes caractéristiques de **l'étage supralittoral** (dernier étage marin, non immergé), **les écosystèmes adlittoraux** (premier étage terrestre fortement affecté par les embruns), **les écosystèmes linéaires des rivages** (plages de sable et/ou de galets et graviers, falaises et côtes rocheuses, cordons dunaires et dépressions humides) ainsi que les **marais salés côtiers** (supérieurs, moyens, inférieurs et pionniers).

D'après les données EUROSION (EUROSION 2004), La longueur totale du trait de côte du littoral méditerranéen en France, qui comprend plusieurs îles et îlots, est estimée à 2399 km (Tableau 1) mais dépend de la résolution spatiale des données utilisées pour cette estimation, et de la prise du linéaire portuaire. Le littoral corse représente près de la moitié de la longueur de ce trait de côte (Tableau 1) et comprend plus d'une centaine d'îlots (Paradis *et al.* 2021).

De manière générale, la séquence caractéristique de la végétation côtière n'excède pas 100 mètres, depuis la mer jusqu'à l'intérieur des terres. Ce transect est même en moyenne de l'ordre de 20 à 50 mètres. L'extension de la zone affectée par les embruns marins varie cependant en fonction du mode d'exposition, abrité ou battu.

Tableau 1. Estimation du linéaire des côtes méditerranéennes françaises (arrondi au km), d'après la base de données EUROSION (EUROSION 2004), dans les collectivités du littoral méditerranéen français. Chaque type de rivage listé correspond à un regroupement de types morphosédimentaires selon la nomenclature utilisée par le projet EUROSION : côtes sableuses = {E, F, N, P} ; côtes rocheuses = {A, AC, B} ; rivages de galets et/ou graviers = {D, S, X} ; sédiments vaseux = {G, H} ; côtes artificialisées = {J, K, L, Y} ; substrat indéterminé = {C}. Ces estimations sont basées sur des données au 1/100 000e.

	Côtes sableuses	Côtes rocheuses	Galets, graviers	Sédiments vaseux	Côtes artificialisées	Substrat indéterminé	Total
Corse	**153**	**776**	**15**	**2**	**37**	**59**	**1042**
Corse-du-Sud	*50*	*549*	*2*	*2*	*16*	*46*	*665*
Haute-Corse	*103*	*227*	*13*	*0*	*21*	*13*	*377*
Occitanie	**189**	**45**	**0**	**1**	**86**	**3**	**324**
Aude	*44*	*3*	*0*	*0*	*25*	*0*	*72*
Gard	*31*	*0*	*0*	*0*	*9*	*0*	*40*
Hérault	*82*	*5*	*0*	*0*	*35*	*0*	*122*
Pyrénées-Orientales	*32*	*37*	*0*	*1*	*17*	*3*	*90*
Provence-Alpes-Côte d'Azur	**122**	**463**	**37**	**23**	**335**	**53**	**1033**
Alpes-Maritimes	*10*	*58*	*24*	*1*	*80*	*9*	*182*
Bouches-du-Rhône	*65*	*142*	*1*	*21*	*136*	*8*	*373*
Var	*47*	*263*	*12*	*1*	*119*	*36*	*478*
Littoral méditerranéen	**464**	**52**	**1284**	**26**	**458**	**115**	**2399**

Choix des écosystèmes à évaluer

■ Système de classification et échelle d'évaluation

La définition des écosystèmes à évaluer dans le cadre de la Liste rouge des écosystèmes en France s'appuie sur la classification EUNIS (Davies *et al.* 2004; Louvel *et al.* 2013). Ce système de classification hiérarchisé d'habitats naturels et semi-naturels constitue en effet un référentiel commun à tous les pays d'Europe continentale, pour l'ensemble des milieux naturels terrestres, aquatiques et marins. Utiliser ce système de classification permettra ainsi des comparaisons de résultats et une complémentarité hiérarchique des différentes initiatives d'évaluation y faisant référence, que celles-ci soient régionales, nationales ou locales.

Encadré 1. Les habitats littoraux dans le système de classification EUNIS

Le système de classification EUNIS (Davies *et al.* 2004; Louvel *et al.* 2013) a été élaboré à partir de 1995, sur la base de CORINE biotopes (Devillers *et al.* 1991) et de la classification paléarctique (Devillers *et al.* 2001). Il comprend 5 282 unités et permet de décrire un ensemble d'habitats présents au sein de l'Union Européenne et à ses frontières. L'objectif principal d'EUNIS est en effet de fournir une base identique pour la classification des habitats à l'échelle pan-européenne, principalement pour ses niveaux 1, 2 et 3.

EUNIS présente un chapitre dédié aux « habitats côtiers » (unité B) définis comme suit :

« *Les habitats côtiers sont ceux au-dessus de la limite des marées de vives eaux d'équinoxe (ou ceux au-dessus du niveau moyen des eaux s'il y a absence de marée) occupant les différentes parties de la côte et caractérisés par leur proximité avec la mer, y compris les dunes côtières, boisées ou non, les plages et les falaises. Ils englobent également les habitats supralittoraux où l'écoulement de l'eau se fait librement, adjacents des habitats marins, qui sont normalement atteints uniquement par les embruns, les laisses de mer caractérisées par des invertébrés terrestres, les dépressions intradunaires humides et leurs retenues d'eau. Sont exclus les cuvettes rocheuses supralittorales et les habitats adjacents aux habitats marins qui ne sont pas caractérisés par une humectation salée ou par une érosion due à l'action des vagues ou de la glace.* »

Ce chapitre d'EUNIS décrit des habitats littoraux premièrement selon la nature du substrat :

- B1. Dunes côtières et rivages sableux ;
- B2. Galets côtiers ;
- B3. Falaises, corniches et rivages rocheux, incluant le supralittoral.

Les unités du B1 relevant du littoral méditerranéen ont été traitées dans le volume 1 du chapitre dédié aux écosystèmes littoraux méditerranéens de la Liste rouge des écosystèmes en France (Comité français de l'UICN 2020). Les unités méditerranéennes du B2 et du B3 sont abordées dans le présent volume.

Ci-dessous, nous lisons les unités EUNIS retenues pour l'évaluation réalisée dans le cadre de ce volume.

Les cordons de galets et graviers méditerranéens

Au sein de la classification des habitats côtiers du système de classification EUNIS, très peu d'unités permettent de décrire les cordons de galets et graviers des côtes méditerranéennes françaises (Tableau 2).

Tableau 2. Liste des habitats côtiers méditerranéens relevant des cordons de galets et graviers selon la classification EUNIS (Davies *et al.* 2004).

Niveau EUNIS	Code EUNIS	Libellé EUNIS
2	B2	Galets côtiers et cailloutis
3	B2.1	Laisses de mer des plages de galets
4	B2.13	Communautés des plages de graviers de la région méditerranéenne
3	B2.2	Plages de galets mobiles sans végétation au-dessus du niveau des laisses de mer
3	B2.5	Plages de galets et de graviers à arbustes
3	B2.6	Boisements de plages de galets et de graviers

De plus, si 6 unités EUNIS de niveau 3 décrivent les galets côtiers, seules 4 unités ont des occurrences méditerranéennes et seule une de ces unités se décline au niveau 4, là encore en une seule unité.

Les falaises littorales et rivages rocheux

Au-delà des écosystèmes caractérisés par un substrat constitué de galets ou de graviers, le chapitre « habitats côtiers » de la classification EUNIS liste également des écosystèmes littoraux des côtes rocheuses méditerranéennes (Tableau 3). Seule une unité renvoie à un habitat spécifiquement ouest-méditerranéen (B3.331), tandis que le B3.4 doit nécessairement être traité *pro parte* puisque cette unité est décrite seulement au niveau 3.

Tableau 3. Liste des habitats côtiers méditerranéens relevant des falaises littorales et rivages rocheux selon la classification EUNIS (Davies *et al.* 2004).

Niveau EUNIS	Code EUNIS	Libellé EUNIS
2	B3	Falaises, corniches et rivages rocheux, incluant le supralittoral
3	B3.3	Falaises, corniches et rivages rocheux à Angiospermes
4	B3.33	Communautés des falaises littorales du domaine théthyen
5	B3.331	Communautés des falaises littorales du domaine théthyen occidental
3	B3.4	Falaises tendres à substrat meuble, souvent avec un couvert végétal

Si l'essentiel des unités relevant ce volume appartiennent aux habitats qualifiés de « côtiers » selon la définition d'EUNIS (Encadré 1), l'unité B3 (« Falaises, corniches et rivages rocheux, incluant le supralittoral ») n'est pas exhaustive en ce qui concerne les écosystèmes terrestres observables sur le littoral rocheux méditerranéen français. D'autres chapitres d'EUNIS ont donc également été examinés en partie dans ce volume. Ces unités, listées dans le Tableau 4, correspondent pour certaines à des formations végétales qui ne sont pas strictement littorales en Europe, mais qui s'expriment essentiellement sur le littoral en France (ex. F5.51K « Broussailles thermoméditerranéennes à Anthyllide barbe de Jupiter ») et dont la dynamique peut être bloquée par l'influence de la mer (ex. F5.514 « Broussailles à Lentisque »).

Tableau 4. Liste des habitats se développant sur du substrat rocheux et relevant pour partie du littoral méditerranéen français selon la classification EUNIS (Davies *et al.* 2004). Seuls quelques exemples d'unités EUNIS de niveau 4 sont listées pour les fourrés thermoméditerranéens (F5.5).

Niveau EUNIS	Code EUNIS	Libellé EUNIS
2	F5	Maquis, matorrals arborescents et fourrés thermo-méditerranéens
3	F5.5	Fourrés thermoméditerranéens
4	F5.51	Fourrés et landes-garrigues thermoméditerranéens
5	F5.514	Broussailles à Lentisque
5	F5.517	Garrigues côtières à *Helichrysum*
5	F5.51K	Broussailles thermoméditerranéennes à Anthyllide barbe de Jupiter
5	F5.51L	Garrigues littorales à légumineuses naines
4	F5.52	Formations à *Euphorbia dendroides*
4	F5.53	Garrigues dominées par *Ampelodesmos mauritanica*
4	F5.54	Fruticées à Chamaerops humilis
2	F6	Garrigues
3	F6.8	Fourrés xérohalophiles
4	F6.82	Fourrés méditerranéens halonitrophiles
2	F7	Landes épineuses méditerranéennes (phryganes, landes-hérisson et végétation apparentée des falaises littorales)
3	F7.1	Landes épineuses ouest-méditerranéennes
4	F7.11	Phryganes ouest-méditerranéennes du sommet des falaises
3	F7.2	Landes épineuses centro-méditerranéennes
4	F7.23	Phryganes corses et sardes à *Genista*

■ Correspondances typologiques

Dans chacune des fiches d'évaluation, l'écosystème est défini par rapport à la classification EUNIS. Cette définition est également complétée par l'indication des types de végétations identifiés au sein de cet écosystème (alliances et sous-alliances), selon le Prodrome des végétations de France (Bardat *et al.* 2004) et les catalogues régionaux de végétation

(Reyman *et al.* 2016; Noble & Baret 2019). Les correspondances vers la typologie CORINE biotopes (Bissardon *et al.* 1997) ont également été précisées.

Les correspondances sont également établies avec les habitats d'intérêt communautaire décrits dans les Cahiers d'habitats (Bensettiti *et al.* 2004, 2005). Ceci permet d'établir un lien avec l'évaluation de l'état de conservation de ces habitats, réalisé périodiquement par la France dans le cadre de la directive Habitats-Faune-Flore (92/43/EEC).

Enfin, pour répondre au format international des fiches d'évaluation pour la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN, une correspondance est établie avec la typologie globale des écosystèmes de l'UICN (Keith *et al.* 2020).

■ Les écosystèmes évalués pour le littoral méditerranéen français

Les écosystèmes évalués dans le cadre de ce volume du chapitre dédié aux littoraux méditerranéens sont listés, avec leurs correspondances typologiques, dans le Tableau 5. Pour chacun des écosystèmes, ces correspondances sont détaillées, et commentées le cas échéant, dans la fiche descriptive correspondante.

Tableau 5. Liste des écosystèmes des cordons de galets et graviers, falaises littorales et rivages rocheux méditerranéens à évaluer en France, selon la méthode de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN.

Écosystème évalué	EUNIS	Cahiers d'habitats	CORINE biotopes
Plages et cordons de galets			
Cordons et plages des galets et graviers méditerranéens à végétation pionnière	B2.13	1140-8 p.p. 1210-3	17.2
Cordons et plages de galets et graviers méditerranéens à végétation vivace	B2.5 p.p. B2.6 p.p.	1140-8 p.p. 1220 p.p.[2]	17.1 17.4
Falaises littorales et rivages rocheux			
Falaises littorales et rivages rocheux méditerranéens	B3.26 B3.33 B3.4 p.p.	1240 p.p.	18.1 18.22
Garrigues basses et phryganes des côtes rocheuses méditerranéennes	F7.11 F5.517	5410 p.p. 5320	33.1 32.217
Maquis bas et fourrés des côtes rocheuses méditerranéennes	F5.5 p.p.	5210-4 5210-5 5330 p.p.	32.21 p.p. 32.22 32.23 32.24
Fourrés halonitrophiles des côtes rocheuses méditerranéens	F6.82[3]	-	15.72

Précisons ici que les dépôts d'algues présents à l'étage du supralittoral et leurs biocénoses associées sont inclus dans le présent volume à travers l'unité écosystémique « Cordons et plages de galets et graviers méditerranéens à végétation pionnière » qui relève de l'unité B2.13 d'EUNIS. En revanche, les laisses de mer non végétalisées et les laisses de mer situées à l'étage médiolittoral, notamment les banquettes de Posidonie, feront l'objet d'une évaluation ultérieure au sein d'un chapitre dédié aux écosystèmes marins.

[2] La référence au 1220 p.p. est laissée à titre indicatif étant données les discussions concernant la présence de cet habitat sur le littoral méditerranéen au moment de l'élaboration de ce volume de la Liste rouge des écosystèmes.

[3] Les limites de la correspondance avec l'unité EUNIS F6.82 sont discutées dans la fiche descriptive correspondante.

Méthode de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN

La méthode de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN comprend 5 critères d'évaluation du risque d'effondrement à l'échelle des écosystèmes (les termes marqués d'un astérisque sont définis dans le glossaire en Annexe 1) (Keith *et al.* 2013) :

- A. Réduction de la *distribution** spatiale ;
- B. Distribution spatiale restreinte ;
- C. *Dégradation de l'environnement abiotique** ;
- D. *Perturbation des interactions biotiques** ;
- E. Analyse quantitative estimant la probabilité d'*effondrement** de l'écosystème.

Les différentes catégories de menace selon lesquelles sont évalués les *écosystèmes** sont présentés dans la Figure 2.

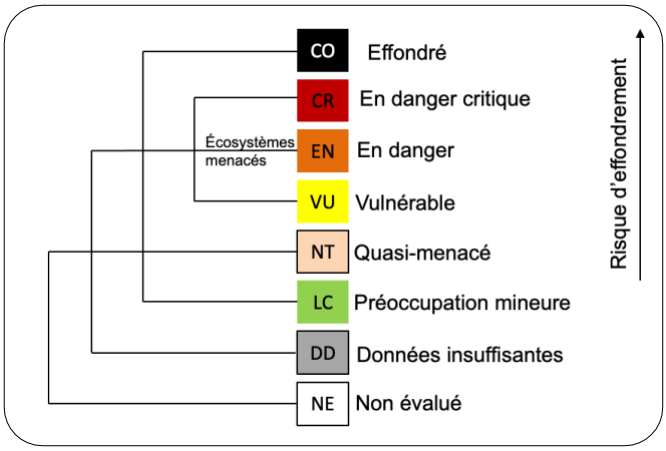


Figure 2. Les 7 catégories de risque d'effondrement et la catégorie « non évalué » selon les critères de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN.

Les différentes *menaces et facteurs de vulnérabilité** identifiés dans les fiches d'évaluation des écosystèmes sont évalués par un ou plusieurs critères, précisés en Annexe 2:

- Les perturbations contribuant à réduire la distribution des écosystèmes, comme les changements d'utilisation des sols et notamment l'artificialisation du trait de côte, sont évalués par le critère A ;
- Tout facteur de vulnérabilité affectant les paramètres abiotiques des écosystèmes, comme les changements climatiques, sont évalués par le critère C ;
- Tout facteur de vulnérabilité affectant le compartiment biologique et ayant un impact sur le fonctionnement de l'écosystème, comme la progression d'espèces végétales exotiques envahissantes, sont évalués par le critère D.

L'effondrement d'un écosystème consiste en la perte de son *biote indigène caractéristique**. Ce terme recouvre les éléments moteurs de la dynamique et des caractéristiques d'un écosystème : gènes, populations, espèces, communautés d'espèces, traits taxonomiques ou fonctionnels, etc.

Dans le cadre de ce chapitre, le *biote indigène caractéristique** de chaque écosystème est défini comme regroupant :

- Les espèces végétales typiques de l'écosystème évalué : espèces dominantes et espèces associées utilisées pour déterminer le type de végétation selon une approche phytosociologique ;
- Les guildes d'espèces animales et végétales inféodées à cet écosystème dans un état pas ou peu perturbé par des activités anthropiques.

L'ensemble des résultats est synthétisé dans un tableau en Annexe 3.

Structure des fiches

Chaque fiche comporte 6 sections :

Présentation et distribution géographique

Les cartes de distribution sont une synthèse de données directes ou indirectes de la présence de chaque écosystème. Les sources de données et la manière dont elles ont été synthétisées dans chaque carte est détaillé dans l'Annexe 4 de ce document.

Ces cartes sont indicatrices de la présence avérée ou potentielle de chaque écosystème. Elles ne doivent cependant pas être interprétées telles quelles à une échelle locale sans observations complémentaires sur les sites concernés.

Classification

Les correspondances avec différentes typologies sont reportées ici : EUNIS, CORINE biotope, prodrome des végétations de France et typologie des écosystèmes de l'UICN. Ces correspondances peuvent être partielles ou totales, et visent à identifier clairement les écosystèmes listés dans les typologies établies à l'échelle nationale ou européenne.

Description

- Biote indigène caractéristique ;
- Milieu physique ;
- Processus et interactions clés ;
- Facteurs de vulnérabilité.

Évaluation selon les 5 critères de l'UICN

Interprétation des résultats

L'ensemble des références est désormais regroupé dans la section « Bibliographie générale ».

Figure 3. Criste marine (*Crithmum maritimum*) sur des éboulis littoraux, plage de Bussaghlia, Corse.

Indicateur du niveau de confiance

La méthode d'évaluation du risque d'effondrement des écosystèmes selon les critères de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN fournit **un cadre de travail standardisé, généraliste** (c'est-à-dire applicable à tous les types d'écosystèmes), et qui permet une certaine **flexibilité dans la nature et la quantité de données traitées**.

Un indicateur du niveau de confiance attribuable aux résultats d'une évaluation selon les critères de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN permet de **traduire en de termes standardisés et lisibles l'incertitude produite par la disparité des sources d'informations**. Un tel indicateur vient également en complément de la catégorie « données insuffisantes » (DD), qui permet d'identifier les manques de connaissances les plus contraignants pour estimer le risque d'effondrement d'un écosystème. En effet, parce qu'elles sont basées sur la connaissance et l'expertise à une date donnée, les évaluations ont vocation à être révisées afin de prendre en compte les améliorations de connaissances. Dans ce cadre, un indicateur du niveau de connaissance sert également de pointeur vers des besoins d'amélioration du niveau de confiance dans les résultats d'évaluation.

Dans le cadre de la Liste rouge des écosystèmes en France, l'adoption d'un indicateur à deux dimensions permet de traduire le niveau de confiance dans les résultats de l'évaluation de chaque écosystème (cf. « Fiabilité de l'évaluation » dans la section « Évaluation » de chaque écosystème). Cet indicateur est une adaptation des principes suivis par le GIEC[4] (Mastrandrea *et al.* 2010), en accord avec les lignes directrices de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN (Bland *et al.* 2015). Dans cet indicateur, le degré de confiance est décomposé en deux paramètres (Figure 4) :

1. **Le consensus** entre les sources d'informations sur laquelle l'évaluation est basé, en l'occurrence **entre les experts du comité technique** qui appuie l'évaluation ;
2. **La qualité des indicateurs**, c'est-à-dire les données (directes ou proxy) à partir desquelles les critères sont évalués.

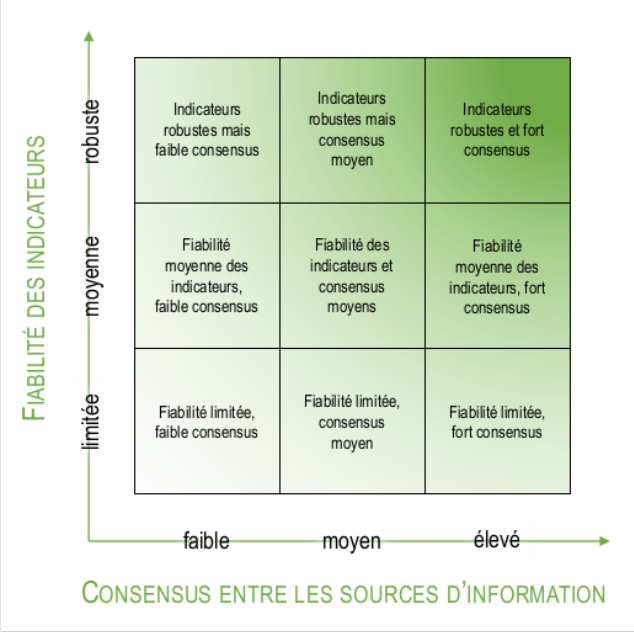


Figure 4. Représentation schématique de la relation entre le niveau de confiance de l'évaluation et deux indicateurs de confiance d'après (Mastrandrea *et al.* 2010) : la fiabilité des indicateurs (ordonnées) et le consensus entre les experts du comité technique accompagnant le processus d'évaluation. Plus ces deux indicateurs sont « élevés », plus le niveau de confiance dans les résultats de l'évaluation est élevé.

La section « Fiabilité de l'évaluation » de chaque écosystème reprend la nomenclature présentée dans la Figure 4.

[4] Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, ou *intergouvernemental panel on climate change (IPCC)* en anglais.

Les côtes rocheuses, rivages de galets et graviers du littoral méditerranéen de France métropolitaine

Introduction

Le bassin méditerranéen est l'un des 35 points chauds (*hotspot*) de la biodiversité mondiale. Ce territoire est à la fois très riche (10 % des plantes supérieures du monde pour une superficie d'à peine 1,6 % de la surface de la Terre) et très vulnérable. Par sa situation particulière à l'ouest de la Méditerranée et la diversité des milieux qu'elle habite, la France porte une responsabilité forte pour la conservation de ces écosystèmes.

L'originalité du pourtour méditerranéen se reflète par la présence de nombreuses espèces et habitats qui ne se trouvent nulle part ailleurs. Parmi les 12 000 espèces de flore endémiques de Méditerranée, une partie est inféodée aux côtes rocheuses comme l'armérie de Soleirol (*Armeria soleirolii*[5]). Cette fleur corse est par ailleurs caractéristique d'une végétation de falaise elle-même endémique de l'île (*Armerio soleirolii-Seseletum praecoci*). Les côtes rocheuses méditerranéennes hébergent également une importante faune riche et menacée avec des espèces emblématiques comme le puffin yelkouan (*Puffinus yelkouan*), le grillon maritime (*Pseudomogoplistes squamiger*), ou encore le phoque moine de Méditerranée (*Monachus monachus*) disparu du littoral français en 1975.

Les pressions qui s'exercent sur cette écorégion sont particulièrement fortes et la tendance est à la dégradation depuis plusieurs décennies. La forte démographie et l'intensification des usages sont parmi les premières menaces. Face à ce constat, les administrations locales, nationales et internationales ont mis en place de nombreux dispositifs comme l'acquisition foncière, la délimitation de zonages et la création d'espaces protégés. Si ces outils ont eu des impacts positifs sur certaines espèces et ont permis la protection de certains sites, ils n'ont pas réussi à inverser durablement la tendance (Ministère de la transition écologique & Ministère de la mer, 2020).

La préservation des milieux naturels est une préoccupation croissante au sein de la société et l'État français s'est engagé à conserver les écosystèmes et les services qu'ils fournissent en particulier à travers la Stratégie nationale pour les aires protégées 2030[6]. La méthode de la Liste rouge des écosystèmes élaborée par l'UICN permet de mobiliser la meilleure connaissance disponible pour informer la société sur leur risque d'effondrement mais également d'accompagner les décideurs vers un aménagement durable du littoral méditerranéen.

Dans la section qui suit, les types d'écosystèmes évalués dans le cadre de ce volume sont décrits. Nous renvoyons le lecteur vers le premier volume pour une description générale du contexte environnemental du littoral méditerranéen, notamment en ce qui concerne le bioclimat méditerranéen, les variations d'humidité et de salinité et la diversité géomorphologique des rivages (Comité français de l'UICN 2020).

Figure 5. Site naturel protégé de la pointe du Cap Corse, Barcaggio (Rogliano, Corse).

[5] L'ensemble des noms d'espèces est issu du référentiel taxonomique TaxRef version 15 (Gargominy *et al.* 2021), accessible sur le site de l'INPN (MNHN & OFB, 2003-2022).

[6] Les éléments de cette stratégie sont consultables au lien suivant : https://www.ofb.gouv.fr/la-strategie-nationale-pour-les-aires-protegees

Les cordons de galets et graviers méditerranéens

Distribution

Nous définissons ici les plages et cordons de galets et graviers comme les structures littorales composées au moins partiellement de sédiments plus gros que du sable (diamètre des grains ≥2 mm, les écosystèmes présentant un substrat sableux sont traités dans le volume 1 du présent chapitre, Comité français de l'UICN 2020). Ces cordons se trouvent soit à proximité d'un cours d'eau dont l'érosion du bassin versant permet de fournir de tels sédiments grossiers, soit en pied de falaise où les galets sont le produit de l'érosion de celle-ci.

D'après les données EUROSION (2004), les plages et cordons de graviers et galets de plus d'1 km de linéaire côtier représentent 41 km du littoral méditerranéen français, dont 13 km pour le seul cordon de galet de la Baie des Anges, de part et d'autre de la ville de Nice. Ces cordons de galets se trouvent exclusivement dans le Var, les Alpes-Maritimes et la Haute-Corse (Figure 6). Quelques cordons de galets de fonds de criques existent également dans les départements de l'Hérault (ex. lido de Pierre Blanche) et des Pyrénées-Orientales (Côte Vermeille).

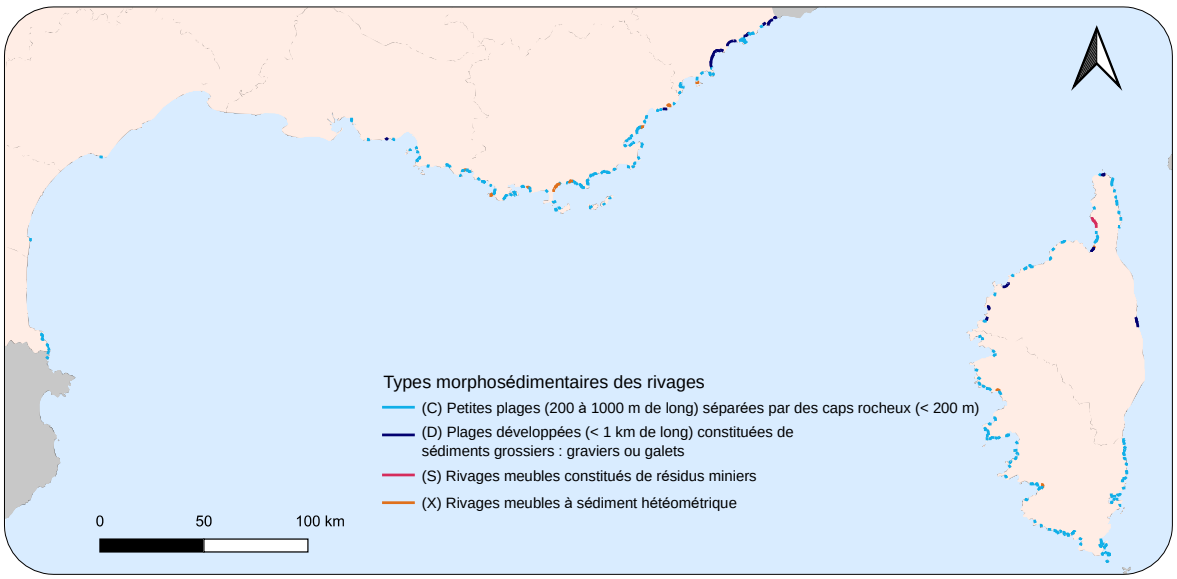


Figure 6. Distribution spatial des types morphosédimentaires des rivages relevant des plages et cordons de galets sur le littoral méditerranéen français (EUROSION 2004). Cette distribution est indicative de celle des écosystèmes observés sur ces substrats mais n'inclut pas les quelques occurrences situées sur le littoral occidental qui ont un linéaire inférieur à 1 km.

Espèces caractéristiques des cordons de galets et graviers méditerranéens

Les cordons de galets et graviers hébergent un cortège d'espèces capables de s'adapter à la présence de sel et à un substrat instable. La végétation est le plus souvent clairsemée avec des espèces comme *Salsola squarrosa*, *Cakile maritima* subsp. *maritima*, *Atriplex* spp.[7], *Euphorbia peplis* et *Glaucium flavum* auxquels s'ajoutent des plantes des falaises maritimes (*Crithmum maritimum*) et des espèces rudérales (*Beta vulgaris* subsp. *maritima*). Ces milieux abritent une microfaune halophile caractéristique composée de crustacés amphipodes (*Orchestia* spp.) et d'isopodes (*Tylos ponticus*), de myriapodes chilopodes (*Tuoba poseidonis*) et de gastéropodes (*Truncatella subcylindrica*). Les insectes bien que moins abondants y sont présents en particulier certaines espèces patrimoniales comme le perce-oreille halophile *Anisolabis maritima* (Chapelin-Viscardi *et al.* 2012), le grillon maritime *Pseudomogoplistes squamiger* (Dusoulier 2017) ou le coléoptère malachiide *Brachemys peragalloi* (Lemaire *et al.* 2016).

[7] À l'exception d'*Atriplex halimus* qui est une espèce exotique (Afrique), introduite en France métropolitaine et acclimatée au pourtour du bassin méditerranéen.

Figure 7. Laisses de mer et crithme marin sur la plage de l'Arène (Cassis, Bouches-du-Rhône).

■ Paramètres physiques des cordons de galets et graviers

Les cordons de galets et graviers méditerranéens ont été globalement peu étudiés en comparaison avec les plages de sables ou avec les plages de galet atlantiques (Shulmeister & Jennings 1993; Randall 2004). Certains auteurs ont toutefois mis en évidence la spécificité de ces milieux tant du point de vue géomorphologique (Anthony *et al.* 1998, 2011) que des communautés végétales qui s'y développent (Paradis & Piazza 1995; Delbosc 2015).

Il existe deux types de cordons de galets méditerranéens :

- Les plages de poche, généralement stables et bordant des pentes côtières abruptes ;
- Les barrières de galets liées aux fleuves côtiers et ouvertes sur le large.

Substrat

Les fragments de roche qui caractérisent cet écosystème sont les graviers, les galets et les pierres généralement compris entre 2 mm à 256 mm (Van Rijn 1993). Ces plages reposent soit sur des substrats meubles (sablo-vaseux) issus des vallées et des dépressions côtières, soit sur des substrats rocheux formés par des fragments agglomérés (Anthony 1994).

Les galets les plus gros, mêlés à des petits graviers peu aplatis, se trouvent au niveau de la zone de déferlement à une profondeur de 0,5 à 1 m. Cette partie du cordon de galets est la plus apte à absorber la pression du déferlement des vagues. Juste au-dessus, le bas de plage est quant à lui essentiellement sablo-graveleux et saturé en eau, ce qui facilite le transfert des galets vers le haut de plage ou de manière transversale, par roulement. Le profil plat du bas des plages de galets est également efficace pour dissiper l'énergie des vagues. Ces sédiments sablo-graveleux sont cependant facilement évacués vers le large par les reflux, et définitivement perdus par la plage du fait de la pente souvent raide des plages sous-marines (Shulmeister & Jennings 1993; Anthony 1997; Van Rijn & Sutherland 2011).

La diversité géologique des galets reflète l'histoire plus ou moins complexe des reliefs et des formations qui alimentent le cordon. Parmi les principales roches rencontrées se trouvent des calcaires, des granites, des grès, des gneiss, des roches volcaniques et des poudingues (Anthony 1994).

■ Processus dynamiques des plages et cordons de galets et graviers

Les plages et cordons de galets et graviers méditerranéens sont des structures côtières alimentées en sédiments grossiers par les fleuves côtiers situés à proximité, ou par l'érosion de falaises adjacentes. Cet écosystème se trouve généralement sur des littoraux irréguliers et découpés par des promontoires.

Morphodynamique

Les plages de galets et graviers de Méditerranée sont caractérisées par un régime de vagues, en moyenne, de faible énergie et une quasi-absence de marées (Anthony 1994). Elles sont structurellement moins mobiles et moins dynamiques que les plages de sable. Une fois atteint le plafond d'intensité de tempête, les cordons de galets méditerranéens peuvent rester relativement stables au cours du temps si le bilan sédimentaire n'est pas altéré (Shulmeister & Jennings 1993). Pour autant,

ces écosystèmes sont sensibles à l'élévation du niveau de la mer en particulier les plages de poche qui ne sont pas alimentées par des fleuves côtiers (Brunel & Sabatier 2007).

L'organisation granulométrique des éléments constituant le cordon de galets (blocs, galets, graviers et sables) permet des ajustements internes de la plage qui minimisent la mobilité sédimentaire et révèlent une adaptation de la plage aux vagues de tempêtes. Ainsi, en fonction de la variabilité des apports sédimentaires et de l'alternance de coups de mer et de périodes de temps calme, des ajustements morphologiques et texturaux s'effectuent aussi bien de manière longitudinale que transversale : les sédiments les plus fins s'accumulent en bas de plage et dissipent efficacement l'énergie des vagues tandis que les éléments grossiers de la partie supérieure présentent une forte capacité d'infiltration et canalisent l'énergie des vagues (Anthony *et al.* 1998). En outre, sur certains sites la présence de conglomérats de galets soudés, les poudingues, renforcent le cordon et limitent la dynamique (Paradis & Piazza 1995).

Figure 8. Plage de Porto en Corse.

Profil de plage et bilan sédimentaire

L'énergie des vagues est le principal facteur influençant le profil du cordon de galets et graviers. Le profil de plage est réduit durant les tempêtes et se reconstruit progressivement pendant les périodes calmes de la même manière que les plages sableuses mais avec des volumes déplacés bien plus faibles (Shulmeister & Jennings 1993). Ces cycles traduisent en effet plus un remodelage de la plage après chaque tempête qu'une véritable modification du bilan sédimentaire.

L'étude des profils et des bilans sédimentaires sur le temps long (100 - 10 000 ans) montre le rôle principal du niveau marin dans l'évolution des cordons de galets. À l'inverse sur des échelles de temps courts à moyens (inférieur à 100 ans) les apports sédimentaires et les tempêtes en sont les principales causes (Anthony *et al.* 1998).

Colonisation végétale

En France, les cordons de galets et graviers hébergent des cortèges végétaux originaux, que ce soit sur le littoral atlantique (Géhu 1960; Géhu & Géhu 1979) ou sur le littoral méditerranéen (Paradis & Piazza 1995). La présence d'espèces végétales est rendue possible grâce à la présence d'une matrice organo-minérale qui comble les espaces interstitiels entre les éléments grossiers (Randall & Doody 1995; Delbosc 2015). L'accumulation de ces éléments meubles est quant à elle liée à la stabilité à long terme du cordon de galets.

L'agencement dynamique des végétations dépend de l'intensité des perturbations et du niveau de salinité qui diminuent avec l'éloignement de la mer. On peut distinguer schématiquement 4 niveaux de colonisation de la végétation (voir Figure 9) où le niveau 0, qui marque la transition entre milieu marin et terrestre, est non végétalisé. Sur le continent, cet étagement de la végétation est souvent peu développé voire tronqué contrairement à la Corse où les ceintures de végétations s'expriment pleinement sur certains sites bien préservés (Paradis & Piazza 1995).

0. La plage aérienne non végétalisée. Les perturbations sont trop fréquentes pour que les plantes s'y développent.
1. La plage de galets à laisses de mer colonisée par les végétations à *Salsola squarrosa* et à roquette de mer (*Cakile maritima*).
2. Le cordon mobile avec des espèces vivaces comme la glaucière jaune (*Glaucium flavum*) et le sporobole piquant (*Sporobolus pungens*) et annuelles comme l'arroche hastée (*Atriplex prostrata*).
3. Le cordon de galets fixés colonisé par une fruticée basse à *Genista salzmannii*, *Rhamnus alaternus* et des espèces vivaces comme *Scrophularia ramosissima* et *Helichrysum italicum.*

4. L'arrière du cordon de galet où l'accumulation de substrat permet le développement d'arbres et d'arbustes comme les *Tamarix* et les lentisques (*Pistacia lentiscus*). Le revers du cordon galet est mieux protégé des infiltrations d'eau salé ce qui implique une plus grande richesse végétale.

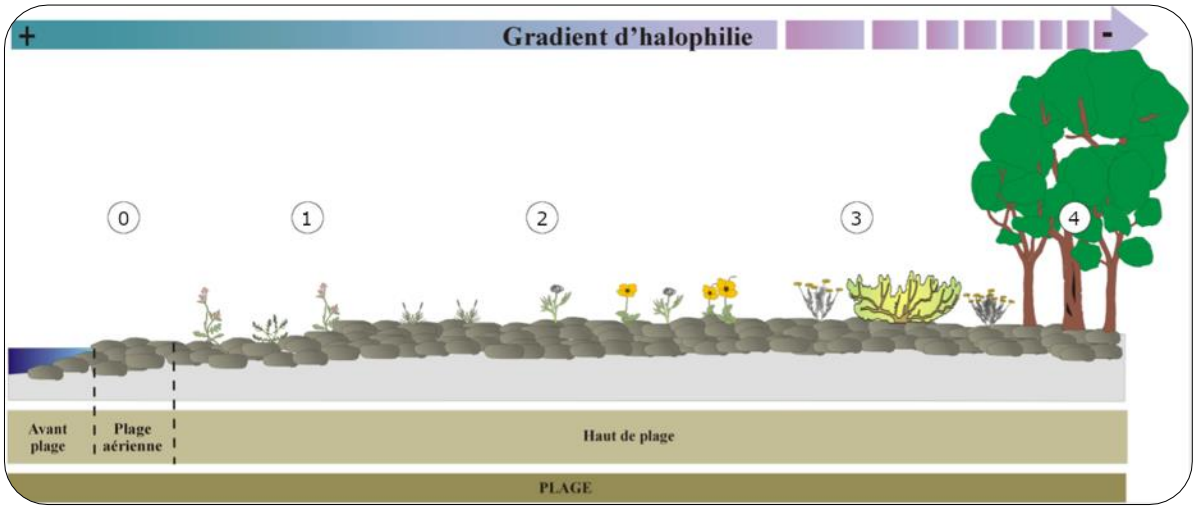


Figure 9. Agencement spatial schématique des végétations des plages de galets en Corse (Delbosc 2015).

■ Pressions et menaces sur les cordons de galets et graviers méditerranéens

Rupture d'apports sédimentaires

Le bilan sédimentaire des cordons de galets et graviers de la Côte d'Azur a été considérablement affecté par les activités humaines au cours du siècle dernier, à l'image de l'ensemble des littoraux du nord-ouest de la Méditerranée (Carter 1990; Anthony 1994). Ainsi, malgré une faible exposition aux vagues, ces cordons montrent une forte érosion et nécessitent de nombreuses mesures de stabilisation, depuis la construction de brise-lames jusqu'au rechargement périodique en galets.

Si les études scientifiques ont montré que l'équilibre sédimentaire de ces cordons de galets était auparavant relativement stable, cet équilibre a été fortement perturbé depuis la fin du XIX^{e} siècle et surtout depuis les années 1950. L'occupation anthropique s'est en effet très fortement densifiée sur cet espace littoral restreint (artificialisation du trait de côte, construction de ports, de terre-pleins, et d'enrochements, etc.), tandis que les lits et les étroites plaines alluviales des fleuves côtiers ont été massivement artificialisés et endigués. Ces perturbations ont alors entraîné une rupture quasi-totale des apports de sédiments grossiers alimentant ces cordons (Anthony 1991). De plus, l'érosion provoquée par ce tarissement des apports sédimentaires a été exacerbée par l'implantation d'infrastructures directement sur les cordons de galets, réduisant leur largeur et contraignant leur mobilité. Certains cordons de galets se sont cependant adaptés à ce tarissement. Les éléments les plus fins ont été évacués par les tempêtes successives, entraînant de ce fait une diminution de la mobilité des éléments les plus grossiers restés en place.

Élévation du niveau de la mer

En Méditerranée l'élévation du niveau de la mer est d'environ 3 cm tous les 10 ans sur les 20 dernières années (Cramer *et al.* 2018). 50% du recul du littoral pourrait être expliqué par ce phénomène (Brunel & Sabatier 2009).

Les projections sont difficiles à établir avec précision notamment en raison des interactions entre la mer Méditerranée et l'océan Atlantique. Pour autant à l'horizon 2100 des inondations significatives sont attendues dans différents points de la méditerranée avec des estimations d'augmentation du niveau de la mer estimée de 20 à 60 cm (Affre *et al.* 2015).

Les plages de poche sont particulièrement vulnérables. Leur morphologie est liée à la présence de falaises qui bloquent les déplacements du profil de plage. Dans un contexte d'élévation du niveau de la mer, cela entraînera une réduction significative de la largeur de la plage, voire sa disparition. Les plages de poche de Provence pourraient perdre entre 75 à 97 % de leur superficie actuelle ce qui implique un risque de disparition à terme (Brunel & Sabatier 2009).

Artificialisation

Les cordons de galets méditerranéens sont considérés comme moins attractifs sur le plan touristique que les plages de sable en raison de la présence de sédiments grossiers, de laisses de mer et de banquettes de posidonies. Par le passé, cette vision

négative les a rendus plus vulnérables aux aménagements et à leur destruction, en particulier sur la côte d'Azur (Anthony *et al.* 1998).

A l'inverse, certaines plages de galets très fréquentées comme celle de Nice sont rechargées artificiellement depuis la fin des années 1960 pour composer l'absence d'alimentation naturelle. Cela correspond à plus de 600 000 m^3 de galets déposés soit 5 à 10 % du stock sédimentaire initial de l'ensemble du cordon de galets, long de 5 km (Cohen 2014). La majeure partie de ces rechargements ont été évacués progressivement le long de la pente du plateau continental. Si ces opérations ont permis de stabiliser certains secteurs, voire d'élargir localement la plage, les opérations de reprofilage annuelles en préparation de la saison estivale contraignent toute possibilité d'organisation texturale naturelle du cordon de galets (Anthony *et al.* 1998).

En Corse, les cordons de galets sont moins soumis à l'artificialisation, même si certaines plages comme celle de Porto subissent des pressions liées au tourisme (Paradis & Piazza, 1995). On peut citer d'autres cas particuliers comme la plage de galets noirs de Nonza (Cap Corse) d'origine anthropique car issus des rejets d'exploitation de l'ancienne carrière d'amiante de Canari-Abro fermée en 1965.

Fréquentation

Comme l'ensemble des plages de Méditerranée, les cordons de galets sont très fréquentés notamment l'été (Comité français de l'UICN 2020). Les micro-habitats favorables à la faune et à la flore sont sensibles au piétinement et au passage de véhicules tout-terrain (Paradis & Piazza 1995; Iorio *et al.* 2020). L'empilement de galets sur les littoraux français est une pratique touristique qui a pris un essor important sous l'effet des réseaux sociaux ces dernières années. La multiplication de ces empilements sur les littoraux peut réduire considérablement la quantité de microhabitats disponibles pour les plantes et les animaux dans les écosystèmes constitués de galets (Rocha *et al.* 2020). Les impacts sur la biodiversité de ces structures, en apparence inoffensives, peuvent être donc significatifs dans des écosystèmes présentant une faible complexité structurale.

Figure 10. Plage de galets sur la côte des Albères (Argelès-sur-Mer, Pyrénées-Orientales).

Les falaises littorales et rivages rocheux

Distribution

Les côtes rocheuses sont des formations à l'interface entre la terre et la mer qui se caractérisent par des processus d'érosion, en opposition aux côtes d'accumulation que représentent les plages et les estuaires.

Les falaises littorales et rivages rocheux représentent près de la moitié du littoral français (Bellan-Santini *et al.* 1994). En Méditerranée, ces milieux occupent une grande partie du littoral de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur ainsi que le sud des Pyrénées-Orientales au niveau de la Côte Vermeille. En Corse les rivages rocheux dominent la majorité du littoral du Cap Corse à Bonifacio à l'exception de de la plaine orientale entre Bastia et Solenzara (voir Figure 11).

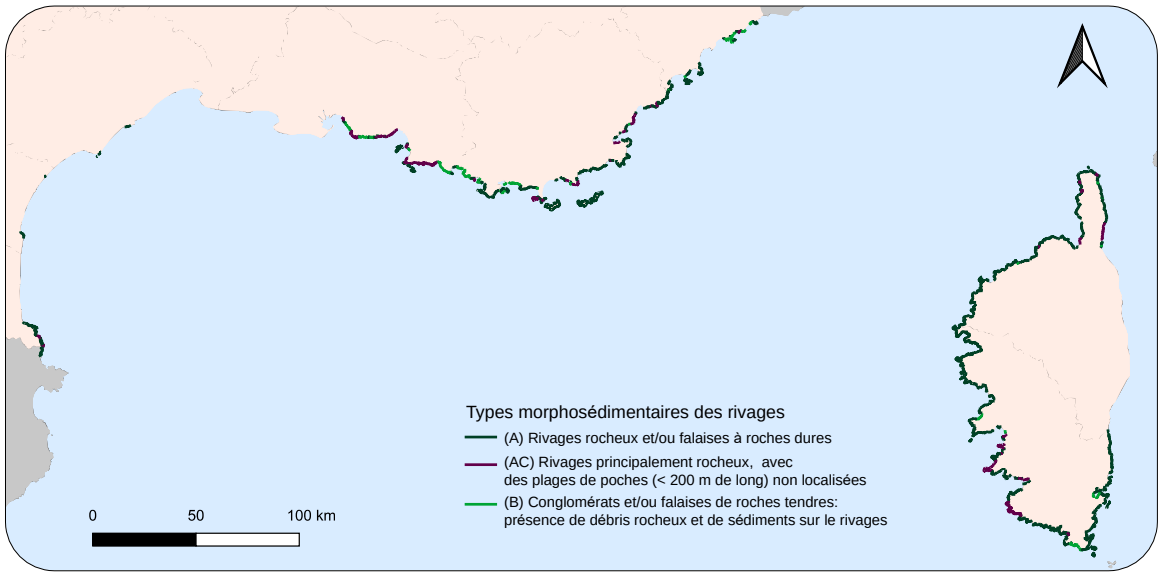


Figure 11. Distribution spatial des types morphosédimentaires des rivages relevant des falaises et rivages rocheux sur le littoral méditerranéen français (EUROSION 2004).

Espèces caractéristiques des falaises et des rivages rocheux

Les côtes rocheuses sont des milieux où les espèces sont soumises à une influence marine plus ou moins marquée. Celles-ci se caractérisent par des embruns chargés en chlorure de sodium, des vents importants et des sols peu développés. Sur les secteurs les plus exposés se trouvent les espèces pionnières les plus résistantes comme la criste marine (*Crithmum maritimum*), les arméries (*Armeria* spp.) et les statices (*Limonium* spp.). Ces dernières comprennent de nombreuses espèces endémiques à fort enjeu de conservation comme *Limonium cordatum*, *L. cuspidatum*, *Armeria arenaria* ou *A. soleirolii* (Delage & Hugot 2020). Les côtes rocheuses sont également colonisées par des formations de type pelouses, garrigues ou phryganes avec des chaméphytes caractéristiques comme l'euphorbe pin (*Euphorbia pithyusa*), les immortelles (*Helichrysum* spp.) et plusieurs espèces protégées dont les passerines (*Thymelaea hirsuta* et *T. tartonraira*) et l'anthyllide barbe à Jupiter (*Anthyllis barba-jovis*) (Delbosc 2015).

Les falaises offrent un refuge à plusieurs espèces d'oiseaux marins (les puffins yelkouan et de Scopoli), d'oiseaux rupestres nicheurs (balbuzard pêcheur) ou migrateurs (faucon pèlerin, tichodrome échelette), et de chauves-souris (minioptère de Schreiber, le molosse de Cestoni).

Les invertébrés sont présents sur l'ensemble des écosystèmes rocheux du littoral méditerranéen (Médail *et al.* 2013; Villastrigo *et al.* 2020). Les pelouses, les garrigues et les maquis des hauts de falaises abritent de nombreux invertébrés d'affinités méditerranéennes comme le Perce-Oreille (*Forficula decipiens)*. Il s'agit également des zones de passage pour des insectes migrateurs comme les papillons et les libellules.

Les côtes rocheuses méditerranéennes françaises étaient également un milieu fréquenté par le phoque moine méditerranéen, *Monachus monachus,* notamment au niveau des îles d'Hyères, des Calanques de Marseille et sur le littoral de Corse. En raison de la dégradation de ses habitats sur le littoral (fréquentation, artificialisation), de la pollution et de la chasse, l'espèce

a disparu de France depuis les années 1940 sur la partie continentale (Iles d'Hyères, Calanques) et 1975 en Corse (Pascal *et al.* 2006).

Figure 12. L'euphorbe pin (*Euphorbia pithyusa*) sur le littoral corse.

■ Paramètres physiques et géomorphologiques

Les falaises littorales sont des escarpements rocheux à la jonction entre la terre et la mer formés par une rupture de pente issue de glissements de terrain et de l'érosion par la mer (Doody 2004). Le littoral méditerranéen est très variable avec des microfalaises de quelques dizaines de centimètres et des à-pics d'origine tectoniques de plusieurs centaines de mètres de hauteur (Blanc *et al.* 1967; Paskoff 2010). Culminant à 394 m, les falaises Soubeyranes entre Cassis et la Ciotat est la plus haute falaise de France. Les côtes rocheuses sont plus ou moins découpées et les pentes plus ou moins abruptes selon leur origine.

Sur le plan géologique les falaises de Méditerranée sont constituées de roches compactes à dominante calcaire (Calanques de Marseille, Falaises de Bonifacio), granitique (littoral des Maures, l'Estérel), ou schisteuse (Côte Vermeille, Cap Corse). Il existe localement des falaises à substrat meuble et friable de type marneux (falaises Soubeyranes à Cassis, côte occidentale de Corse).

La pédogenèse est très variable selon les conditions. Sur les parois verticales, une ébauche de sol se développe dans des fissures de la roche et dans des replats suite à l'accumulation de particules minérales et végétales (Paradis *et al.* 2014). Dans les secteurs où les conditions permettent l'apparition d'un couvert végétal, la production de litière est conséquente est un véritable substrat se met en place (Wainwright 2009).

Au niveau bioclimatique cet écosystème se trouve entre l'étage thermoméditerranéen (température moyenne annuelle autour de 16°) et l'étage mésoméditerranéen inférieur (température moyenne annuelle de 14 à 15,5°) (Bagnouls & Gaussen 1957; Gamisans 2010).

La topographie et la morphologie conditionnent fortement le niveau d'exposition aux vents et aux embruns, ainsi que la capacité de rétention de l'eau de pluie. Cela se traduit par un gradient de salinité du milieu très variable qui conditionne fortement la colonisation végétale.

Figure 13. Les falaises Soubeyranes, la plus haute falaise maritime de France (Cassis et La Ciotat, Bouches-du-Rhône).

■ Processus dynamiques de l'écosystème

Morphodynamique

Sur le plan dynamique, une falaise littorale est un versant qui recule parallèlement à lui-même laissant place à une plateforme rocheuse marine faiblement inclinée (Paskoff 2010). La dynamique érosive est liée à différents processus, ou forçages, qui interviennent de manière différée (Figure 14). Il y a d'une part le processus d'érosion qui s'inscrit dans le temps long, et les mouvements de terrain (éboulements, glissements de terrain) qui sont des événements ponctuels et localisés (Giuliano 2015).

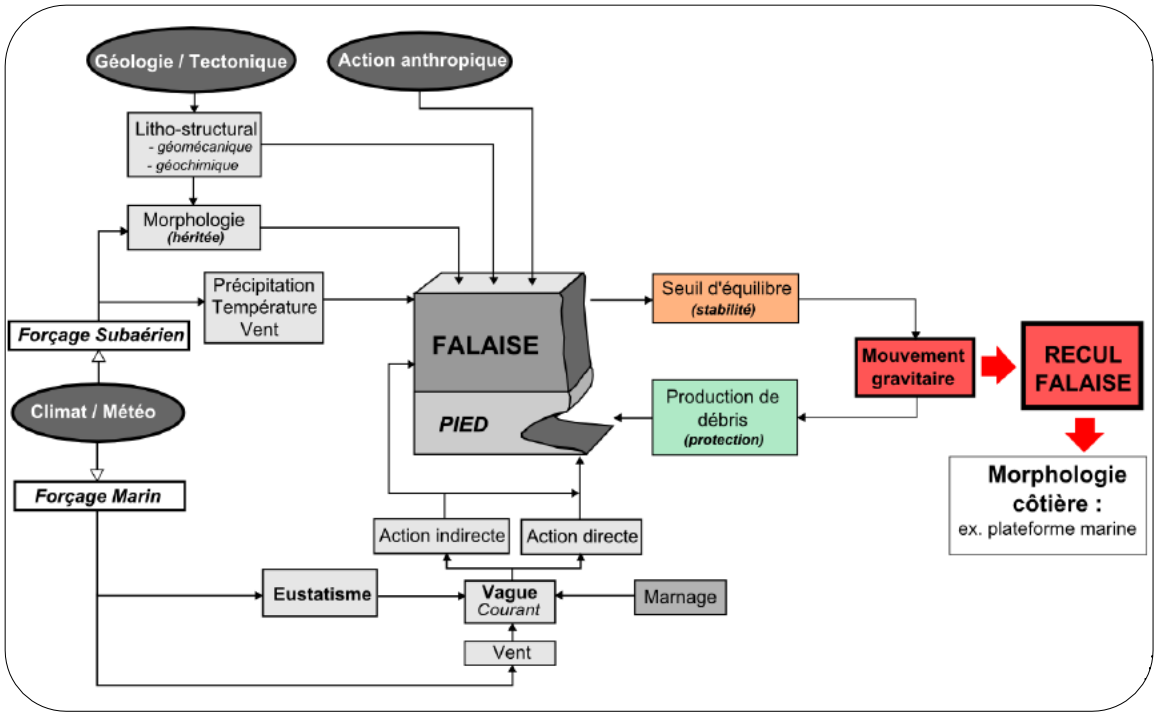


Figure 14. Schéma conceptuel de la dynamique des falaises (Giuliano 2015). Il illustre les interactions entre les propriétés intrinsèques (géologiques, structurales) et les différents forçages (marin, subaériens, action anthropique) qui conditionnent la morphologie côtière sur le long terme.

Les côtes rocheuses de Méditerranée sont principalement constituées de roches compactes et peu déformables. Ces falaises consolidées ont des taux de recul relativement lents, de l'ordre du millimètre au centimètre par an (Rosser *et al.* 2007; Giuliano 2015).

L'érosion d'une falaise « vive » (en contact direct avec la mer) se matérialise en premier lieu par les effondrements gravitaires. Ils résultent de l'action des forçages météorologiques subaériens, notamment au niveau des fractures, et leur intensité est liée aux caractéristiques litho-structurales de la roche. Le second facteur d'érosion est le forçage marin, c'est-à-dire l'action des vagues sur le pied des falaise (Giuliano 2015; Claeys *et al.* 2017a). Dans une seconde phase, la falaise est dite « morte » lorsque l'escarpement est protégé des sollicitations marines par des débris d'effondrements en pied de falaise (Figure 15).

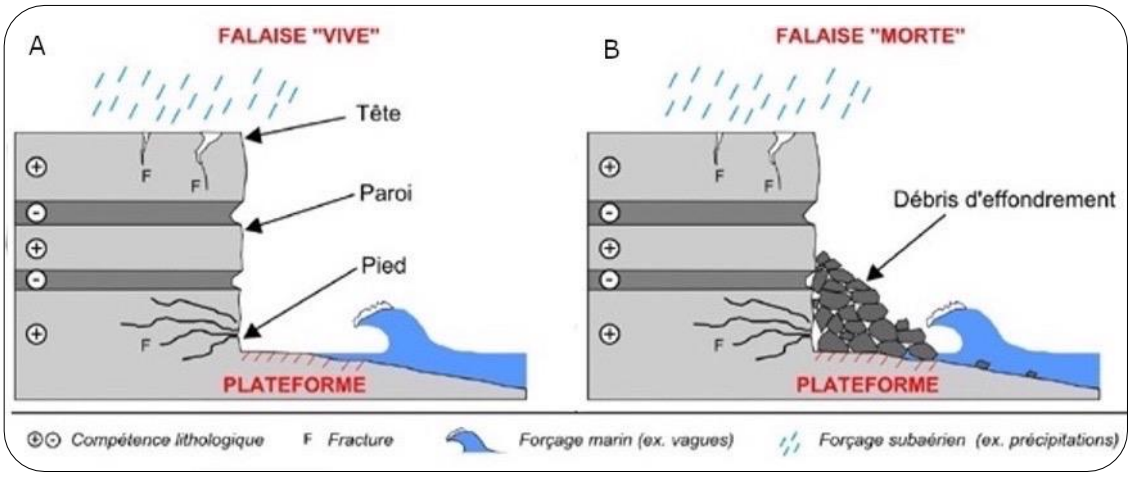


Figure 15. Vue en coupe de la configuration générale d'une falaise (Giuliano 2015). Le schéma A illustre une falaise « vive » soumise aux sollicitations marines et subaériennes. Le schéma B illustre une falaise « morte » protégée des sollicitations marines par des débris d'effondrement en pied de falaise.

Dynamiques végétales

Les côtes rocheuses sont des écosystèmes qui se caractérisent par des contraintes écologiques fortes. Les zones les plus exposées au déferlement des vagues sont dépourvues de végétation et seules quelques espèces de lichens peuvent s'y développer. Le premier niveau de colonisation végétale dépend d'espèces vivaces dont le système racinaire peut tirer profit des anfractuosités de la roche et qui tolèrent la présence de sel dans le substrat. L'espèce la plus caractéristique, *Crithmum maritimum* est ainsi communément nommée la perce-pierre. Ces espèces halophiles ont également un feuillage adapté à la sécheresse et à la toxicité du sel grâce à des cellules gorgées d'eau qui leur donne un aspect charnu. Ces conditions limitent fortement la compétition d'autres espèces et par conséquent le développement d'autres types de formations végétales. Dans les zones où l'aspersion des vagues n'atteint plus les plantes, les chlorures sont toujours présents dans les embruns atmosphériques mais les sols sont moins saturés en sel. De nouvelles séries de végétations semi-halophiles apparaissent et permettent à un substrat plus profond de se maintenir. Ces végétations se caractérisent par des physionomies de garrigues, de fourrés et de phryganes adaptées aux conditions arides du climat méditerranéen.

Le caractère littoral de cet écosystème, avec des vents parfois violents et des embruns chargés en sels, est un facteur limitant le développement d'espèces comme le chêne vert et représente un frein à la dynamique naturelle vers des formations arborées. La Figure 16 présente une représentation schématique de l'organisation des habitats des côtes rocheuses du littoral méditerranéen. Sur le terrain, l'agencement spatial de ces écosystèmes peut toutefois varier fortement selon la topographie de la falaise, l'exposition aux vents dominants, et l'aménagement du littoral. L'étagement de la végétation peut être ainsi inversé voir tronqué.

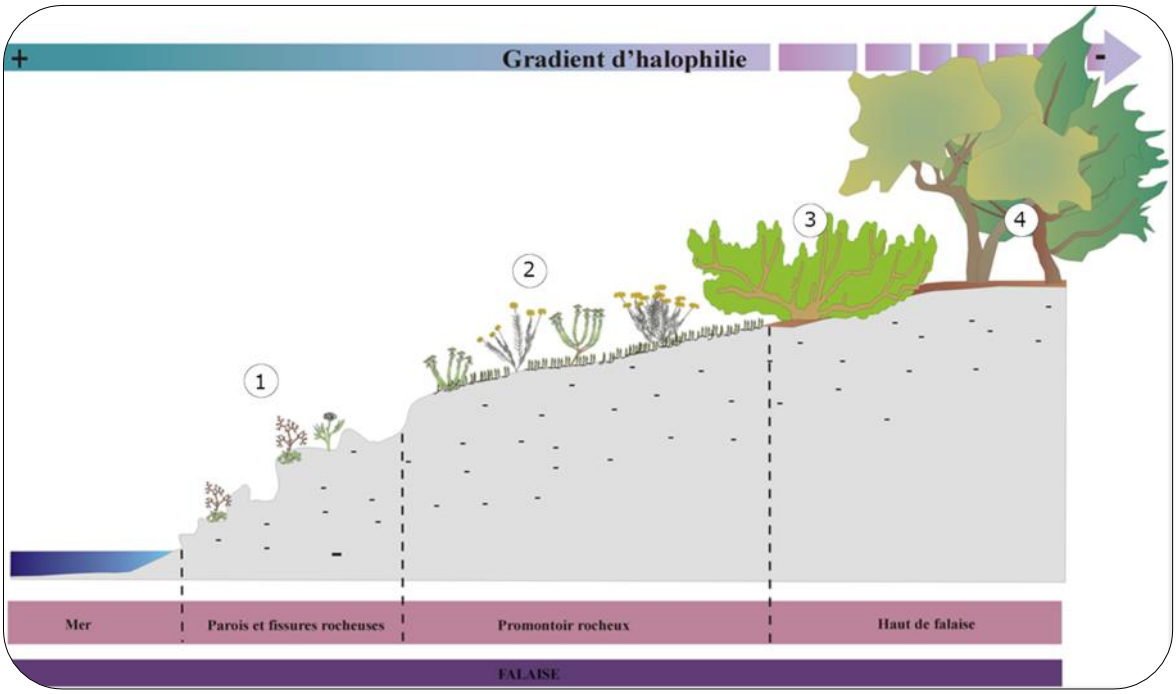


Figure 16. Représentation schématique de l'organisation des habitats littoraux à substrat rocheux du littoral (Delbosc 2015). Différentes communautés végétales se succèdent le long d'un gradient de salinité (de la mer vers l'intérieur des terres). Dans l'exemple corse développé par Delbosc (2015), les séries de végétations suivantes sont identifiées de la mer vers l'intérieur des terres : (1) *Crithmo maritimi-Limoniogeopermasigmetum contortiramei* ; (2) *Euphorbio pithyusae- Helichrysominorisigmetum italici* ; (3) *Clematido cirrhosae-Pistacieminorisigmetum lentisci* variante à *Smilax aspera* ; (4) *Erico arboreae-Juniperosigmetum turbinatae*.

■ Pressions et menaces sur les falaises littorales et les rivages rocheux

Fréquentation humaine

La fréquentation humaine sur le littoral est un phénomène qui s'est largement intensifié depuis les dernières décennies. Il s'exprime de manière très variable dans le temps et dans l'espace (Magnan 2009).

Celle-ci est en grande partie liée à la période estivale et s'exprime en particulier dans les sites touristiques comme les Parc nationaux de Port-Cros et des Calanques ou les caps Lardier et Taillat où la végétation est particulièrement sensible (Youssef *et al.* 2009; Bergere & Le Berre 2011). Les sites les plus populaires accueillent chaque année plusieurs centaines de milliers de personnes avec des impacts non négligeables sur le couvert végétal (Médail *et al.* 2013). Le premier impact est le sur-piétinement qui impacte directement le système racinaire (tassements de sol, déchaussement) et les capacités reproductrices de certaines plantes comme *Armeria arenaria* (Youssef *et al.* 2009). La fréquentation accrue favorise l'apparition d'espèces végétales rudérales ou exotiques plus compétitives et qui banalisent l'écosystème.

De manière plus localisée, la pratique de l'escalade participe à la dégradation de milieux fragiles et de certains végétaux protégés (Le Mire Pêcheux, com. pers.).

Pollution

Si l'agriculture intensive et le développement industriel n'impactent pas les écosystèmes des côtes rocheuses en termes de réduction de surfaces, ils sont la source de pollutions à l'origine d'une dégradation des conditions environnementales et des communautés écologiques.

Ces pollutions peuvent toucher des espaces sans que leurs sources se situent aux abords immédiats. Les polluants peuvent atteindre un milieu par contamination du sol via la circulation de l'eau souterraine ou ruissellement, ou par voie atmosphérique (pluie, embruns marins ou par dépôts gazeux ou particulaires ; Figure 17).

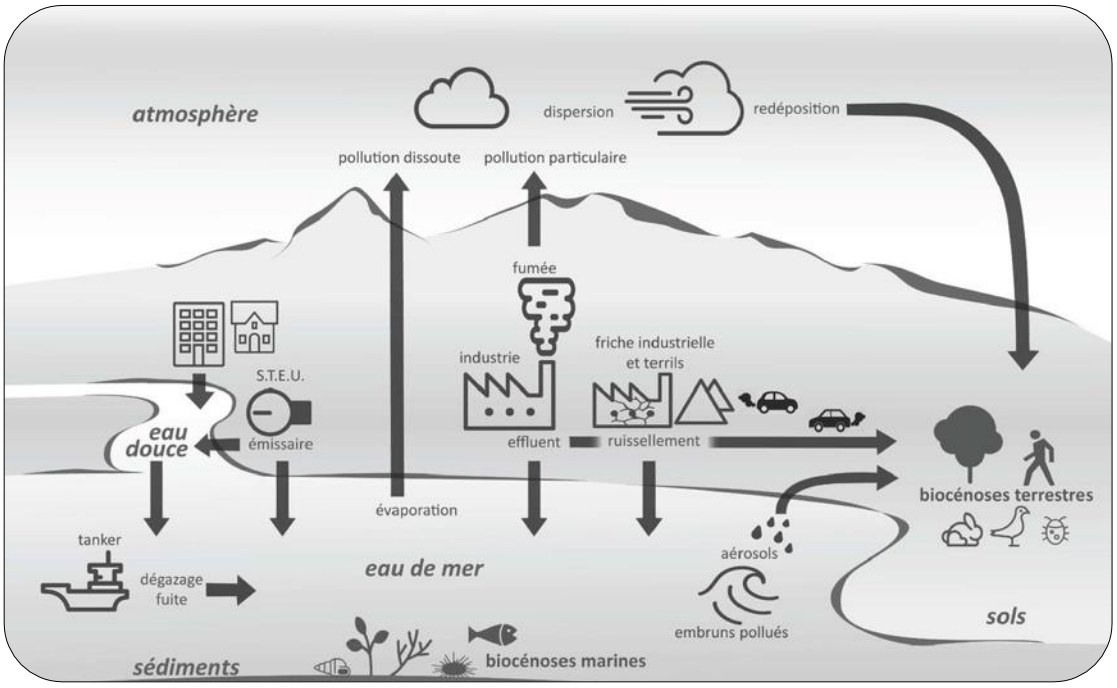


Figure 17. Schéma conceptuel d'exposition des écosystèmes littoraux (Laffont-Schwob & Prudent 2021).

Les pollutions localisées se cumulent donc avec d'autres contaminations à plus large diffusion en particulier celles transportées par les aérosols marins. L'ensemble constitue une pollution dite diffuse qui est souvent difficile à identifier et à prendre en compte (Arnaud *et al.* 2021).

Les éléments traces métalliques et métalloïdes (ETMM)

Dans le passé, des activités industrielles et des mines se sont développées ponctuellement sur le littoral méditerranéen comme la métallurgie dans les calanques de Marseille ou les mines d'amiante dans le Cap Corse. Si elles ne sont plus en activité, ces sources de pollutions continuent d'affecter les écosystèmes terrestres et marins (Lafabrie *et al.* 2008; Heckenroth *et al.* 2017).

Ces activités sont à l'origine d'un type de pollution dit en éléments traces métalliques et métalloïdes (ETMM). En forte concentration, des éléments comme le plomb, le zinc, l'arsenic, le cuivre et l'antimoine sont toxiques. Ils se diffusent principalement par le vent via des particules atmosphériques et par lessivage des sols pollués selon des patrons de distribution dépendant du relief (Heckenroth *et al.* 2017). Ils s'accumulent dans les sols et dans les tissus des organismes. Ils sont à la fois dangereux pour les écosystèmes et la santé humaine (Arnaud *et al.* 2021).

La bioaccumulation des ETMM par les végétaux permet de révéler le risque de contamination des écosystèmes soumis à ces pollutions. Des études ont été menées en partenariat avec le Parc national des Calanques pour mettre en place des actions de phytoremédiation en vue de la restauration écologique de sites dégradés (Laffont-Schwob *et al.* 2011). En Corse, l'analyse des feuilles de posidonies (*Posidonia oceanica*) s'est révélé un bon indicateur de la contamination en métaux lourds par l'ancienne mine d'amiante de Canari plus de 50 ans après sa fermeture (Lafabrie *et al.* 2008).

Aérosols marins pollués

Le bassin méditerranéen est un carrefour de masses d'air apportant différents types d'aérosols pouvant être d'origine naturelle ou anthropique. La pollution transportée par les aérosols marins peut être de différentes natures : hydrocarbures, métaux lourds, tensio-actifs… L'origine des particules polluantes est également variée, elles peuvent provenir de sources de contamination locales (urbaines, agricoles et industrielles, cf. Annexe 5) ou avoir parcouru des milliers de kilomètres (ex. la combustion de biomasse en Europe de l'Est ; Claeys *et al.* 2017b).

Ces molécules organiques peuvent être dégradées relativement rapidement par les microorganismes (ex. des LAS qui ont une demi-vie d'une à 3 semaines) quand les conditions le permettent (ex. aérobie). Cette dégradabilité n'est pas une garantie d'innocuité puisque les impacts de ces molécules sont significatifs au moment où elles se déposent dans l'environnement.

Les impacts les plus visibles sont des nécroses et le dépérissement des végétaux sclérophylles et des ligneux (Loglio *et al.* 1989). Les polluants agissent en synergie avec les sels qui assurent une bonne adhérence sur la surface de la végétation. Ces phénomènes peuvent affecter la végétation et la faune associée à des distances pouvant atteindre jusqu'à 1 000m des côtes (Giovannelli *et al.* 1988).

Invasions biologiques

Les invasions biologiques sont diverses sur le littoral méditerranéen. Ci-dessous, nous développons quelques exemples emblématiques de ce type de menaces.

Les griffes-de-sorcière (*Carpobrotus* spp.)

Les griffes-de-sorcière du genre *Carpobrotus* sont des plantes originaires d'Afrique du Sud présentes en Europe via la Belgique dès 1680. En France méditerranéenne, elles sont largement répandues sur la côte en région Occitanie, Provence-Alpes Côte d'Azur et en Corse où elles comptent parmi les espèces exotiques envahissantes les plus dynamiques.

Les formations de griffes-de-sorcière appauvrissent les écosystèmes en raison de leur recouvrement important qui fait disparaître localement les espèces végétales les plus sensibles. Leur impact est particulièrement fort sur les îles et îlots (îles du Grand Ribaud, de Bagaud et de la Gabinière dans le Parc national de Port-Cros). Elles entrent en compétition avec la flore indigène en attirant de nombreux insectes pollinisateurs comme cela été démontré dans le sud-est de la France (Suehs *et al.* 2005). L'expansion de *Carpobrotus* spp. a également un fort effet négatif à la fois sur la richesse spécifique et l'abondance de nombreux insectes notamment les coléoptères, les fourmis et les punaises (Médail *et al.* 2013).

Les griffes de sorcières fournissent une importante ressource alimentaire pour les rats en particulier sur les petites îles, qui à leur tour participent à la dissémination des graines (Campoy *et al.* 2018).

Pour l'ensemble du territoire métropolitain continental, les coûts de contrôle de *Carpobrotus edulis* et *C. acinaciformis* ont été estimés à 33 000 € par an entre 2009 et 2013 pour un total de 167 000 € (Flores-Ferrer & Wittmann 2015).

Les espèces de ce genre végétal très dynamique sur le littoral méditerranéen ne sont pas les seules espèces végétales exotiques envahissantes. Le CBN méditerranéen de Porquerolles et CBN de Corse dénombrent au moment de l'évaluation près de 50 espèces végétales exotiques envahissantes ou potentiellement envahissantes susceptibles de s'installer sur les côtes rocheuses et les falaises (CBN méditerranéen de Porquerolles 2021). Ces espèces sont listées dans l'Annexe 6.

La fourmi d'Argentine (*Linepithema humile*)

La fourmi d'Argentine, *Linepithema humile,* est une espèce au caractère envahissant particulièrement marqué en dehors des zones occupées par ses populations natives (région de Buenos Aires, Argentine). Aujourd'hui, son aire de distribution, qui s'est développée à partir de multiples introductions, couvre six continents (Suarez *et al.* 2001). En Méditerranée, elle est apparue entre la fin du XIXe et le début du XXe siècles (Blight *et al.* 2009). Cette espèce est particulièrement compétitive et exclue rapidement les fourmis indigènes là où elle s'établit. Elle a un impact négatif sur les arthropodes en particulier les insectes myrmécophiles qui vivent en symbiose avec certaines espèces de fourmis pendant au moins une partie de leur cycle : papillons, lépismes, grillons du genre *Myrmecophilus*, etc. (Médail *et al.* 2013). Elle favorise également les pullulations de pucerons et cochenilles qui affaiblissent les plantes sauvages et cultivées (Berville *et al.* 2012).

Le rat noir (*Rattus rattus*)

Le rat noir (*Rattus rattus*) peut être qualifié d'archéozoaire pour le continent européen et la Corse en raison de son introduction ancienne (antiquité romaine ; Pascal *et al.* 2003). Il présente néanmoins un caractère envahissant sur les plus petites îles et îlots méditerranéens où son introduction massive a été plus tardive (XXe siècle). Lorsqu'il atteint des densités de population importantes, il représente une menace pour les espèces les plus sensibles de faune et de flore des îles et des îlots. L'impact est notamment fort sur les populations d'invertébrés et d'oiseaux marins en particulier (ex. le pétrel tempête, *Hydrobates pelagicus*) sur lesquels il peut exercer une forte pression de prédation (Ruffino *et al.* 2009; Médail *et al.* 2013).

Les opérations d'éradication du rat noir sont particulièrement coûteuses. À titre de comparaison, sur les îles Lavezzi (environ 2km^2), le contrôle des populations de rats avait coûté près de 3000€ par an, soit environ 15€/ha/an (Courchamp *et al.* 2003). L'initiative PIM estimait le coût d'éradication à un montant total entre 2554 et 2581€ par hectare à partir des campagnes recensées en 2019 (PIM Initiative 2019).

Les pullulations de populations d'espèces indigènes

Les colonies de goélands leucophées (*Larus michahellis*)

Le goéland leucophée, *Larus michahellis,* a connu une augmentation démographique régulière dans l'ensemble du bassin méditerranéen au cours du XXe siècle puis exponentielle à partir des années 1970. Le principal facteur est la capacité de ce prédateur nécrophage à s'adapter de manière opportuniste aux ressources alimentaires d'origine anthropique, en particulier les décharges à ciel ouvert et dans une moindre mesure le chalutage industriel (Duhem *et al.* 2003).

Cette explosion démographique est à l'origine de nombreux déséquilibres et une dégradation préoccupante des écosystèmes en particulier sur les îles. Les impacts directs sont la prédation (invertébrés, reptiles, œufs et poussins d'oiseaux marins), la

compétition interspécifique et le prélèvement de végétaux pour construire leur nid. Les autres impacts indirects sont liés à la dégradation du milieu. Les déjections enrichissent les sols et l'atmosphère en composés azotés ou phosphorés et modifient les communautés végétales par ailleurs impactées par le piétinement. Les espèces les plus fragiles disparaissent au profit d'espèces nitrophiles et dont les graines peuvent être transportées par les goélands (Paradis & Lorenzoni 1996; Médail *et al.* 2013).

Avec la régulation de la gestion des déchets, la tendance des populations française est en baisse constante depuis les années 2000 même si cette diminution n'est pas homogène spatialement (Berger *et al.* 2011).

Le sanglier (*Sus scrofa*)

Dans un contexte régional où les populations natives de sangliers (*Sus scrofa*) sont en expansion depuis les années 1960, l'observation d'individus isolés sur les îles et îlots de la côte varoise s'est faite de plus en plus fréquente. Depuis 2015-2016, les îles de Port-Cros et de Porquerolles présentent des populations dont la reproduction est avérée et constituent des sources de dispersion vers les autres îles (Cheylan & Geoffroy 2020).

Dans ce contexte insulaire, refuges de biodiversité dans un territoire fortement exposés aux pressions et où la pression de prédation sur les mammifères est moindre que sur le continent, l'introduction de cette espèce n'est pas anecdotique. L'installation et la prolifération de populations de sangliers a des impacts directs (consommation et fouissement) et indirects sur la végétation – en particulier sur les taxons les plus vulnérables comme les romulées (*Romulea* spp.), et la faune qui niche au niveau des couches supérieures du sol. L'ensemble du réseau trophique insulaire peut se trouver impacté comme l'illustre la réduction des populations de couleuvres de Montpellier (*Malpolon monspessulanus*) suite à l'installation de *Sus scrofa* sur les îles de Port-Cros et Porquerolles (Ballouard *et al.* 2021).

Érosion

Bien que moins important que sur la côte atlantique, l'érosion des côtes rocheuses est un phénomène avéré et dynamique sur le littoral méditerranéen (Giuliano 2015). L'intensité et la répartition spatiale du démantèlement des falaises dépendent en grande partie du contexte local : nature du substrat, érosion active (falaise « vive »), situation d'équilibre (falaise « morte »). Dans les Bouches-du-Rhône, 17,5 % du linéaire rocheux présente un risque fort d'instabilité par éboulements, chutes de blocs ou glissements de terrain (Marçot *et al.* 2014b, a). À l'inverse des enjeux économiques et humains des zones urbanisées, l'impact de l'érosion sur les écosystèmes côtiers est peu documenté (Claeys *et al.* 2017a).

Évaluation selon la méthode de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN

Cordons et plages de galets et graviers méditerranéens à végétation pionnière

Présentation et distribution géographique

Cet écosystème linéaire et discontinu de l'adlittoral (premier étage terrestre) est caractérisé par une végétation pionnière qui se développe sur les cordons et plages de substrat grossier (galets et graviers) à la faveur de l'accumulation de débris marins naturels apportés sur les rivages par le vent et les tempêtes. La végétation est halonitrophile (dépendante du sel et de l'azote) et se développe grâce à la décomposition des laisses de mer. La quantité de ces dépôts, ainsi que leur étendue, varient considérablement en fonction des saisons et de l'agitation de la mer. Cet écosystème présente donc un régime de perturbations qui confère un caractère temporaire à sa végétation.

D'après les données EUROSION (2004), les plages et cordons de graviers et galets de plus d'1 km de linéaire côtier représentent 41 km du littoral méditerranéen français, dont 13 km pour le seul cordon de galet de la Baie des Anges, de part et d'autre de la ville de Nice. Ces cordons de galets se trouvent exclusivement dans le Var, les Alpes-Maritimes et la Haute-Corse (Figure 18) et sont pour la plupart dépourvus de végétation. Quelques cordons de galets de fonds de criques existent également dans les départements de l'Hérault (ex. lido de Pierre Blanche) et des Pyrénées-Orientales (Côte Vermeille).

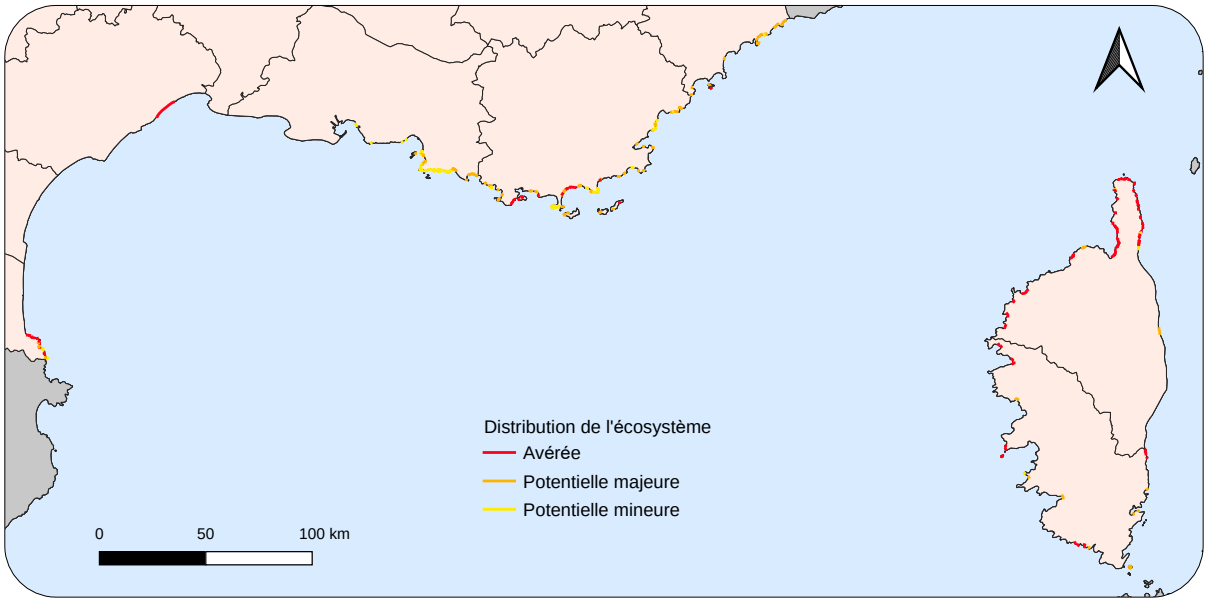


Figure 18. Distribution des cordons et plages de galets et graviers à végétation pionnière du littoral méditerranéen français. Cette carte distingue les zones de présence avérée (observations) des zones où la présence de l'écosystème est possible d'après leurs caractéristiques écologiques mais n'a pas été vérifiée sur le terrain (présence potentielle majeure ou mineure selon que l'ensemble de la zone pointée est concerné ou non). Cette carte contient des données du rapportage dans le cadre de la directive « Habitat-Faune-Flore » pour la période d'évaluation 2013-2018 (PatriNat 2019), ainsi que du CBN de Corse et du CBN méditerranéen de Porquerolles (Annexe 4).

Classification

EUNIS / CORINE biotopes

Nous retenons pour l'écosystème « Cordons et plages de galets et graviers méditerranéens à végétation pionnière » l'unité présentée dans le Tableau 6.

Tableau 6. Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Cordons et plages de galets et graviers méditerranéens à végétation pionnière » (Davies *et al.* 2004; Louvel *et al.* 2013).

Code EUNIS	Intitulé EUNIS	Description
B2.1	Laisses de mer des plages de galets	Le niveau le plus bas du supralittoral, juste au-dessus de la limite normale de la marée, où les matériaux charriés s'accumulent et où les galets peuvent être riches en matière organique azotée. La végétation, lorsqu'elle est présente, est très ouverte et composée d'espèces annuelles ou, particulièrement en Méditerranée et surtout en Méditerranée orientale, d'espèces annuelles et de vivaces. Cette végétation occupe les laisses de mer où s'accumulent les débris et les graviers riches en matière organique azotée. Les espèces caractéristiques sont *Cakile maritima*, *Salsola kali*, *Atriplex* spp., *Polygonum* spp., *Euphorbia peplis*, *Mertensia maritima*, et, particulièrement dans les formations méditerranéennes, *Glaucium flavum*, *Matthiola sinuata*, *Matthiola tricuspidata*, *Euphorbia paralias*, *Eryngium maritimum*.
B2.13	Communautés des plages de graviers de la région méditerranéenne	Formations basses, très ouvertes, constituées d'espèces annuelles et vivaces, des côtes de graviers et de galets méditerranéennes, thermo-atlantiques et de la mer Noire, occupant des accumulations de débris, de graviers sableux et de graviers riches en matière organique azotée. Les espèces caractéristiques sont *Cakile maritima* ssp. *aegyptiaca*, *Cakile maritima* ssp. *euxina*, *Enarthrocarpus arcuatus*, *Matthiola sinuata*, *Matthiola tricuspidata*, *Salsola kali*, *Atriplex* spp., *Polygonum* spp., *Euphorbia peplis*, *Euphorbia paralias*, *Glaucium flavum*, *Eryngium maritimum*.

Les matériaux organiques constitutifs des laisses des mer sont transportés par le vent et les tempêtes jusqu'à l'étage adlittoral dans lequel s'établit l'écosystème décrit ici.

L'unité EUNIS B2.13 correspond à l'unité 17.2 de CORINE biotopes (Bissardon *et al.* 1997).

Types d'habitats d'intérêt communautaire (Bensettiti *et al.* 2004; Gaudillat *et al.* 2018)

Cet écosystème correspond à l'habitat élémentaire 1210-3 *«* Laisses de mer des côtes méditerranéennes *»*, qui décrit l'ensemble de la végétation des laisses de mer méditerranéennes avec une variabilité liée à des substrats graveleux plus ou moins coquilliers. L'habitat élémentaire 1210-2 *«* laisses de mer des cordons de galets et de graviers des côtes Manche-Atlantique et mer du Nord *»*, comme l'habitat générique 1220 *«* végétation vivace des rivages de galets *»*, excluent quant à eux toute occurrence sur les côtes méditerranéennes.

Cet écosystème comprend également une partie de l'habitat élémentaire 1140-8 *«* Laisses à dessiccation lente dans l'étage supralittoral (Méditerranée) *»*, qui correspond aux cordons de galets des hauts de plage retenant des débris végétaux dans leurs intervalles mais dont la répartition géographique s'étend également aux littoraux sableux.

Classification phytosociologique (Bardat *et al.* 2004)

Communautés végétales des laisses de mer

- **Classe** : *Cakiletea maritimae*
  - **Ordre** : *Euphorbietalia peplis*
    - **Alliance :** *Euphorbion peplis* (Communautés psammophiles méditerranéennes à cantabro-atlantiques)

■ IUCN Global Ecosystem Typology 2.0 (Keith *et al.* 2020)

Dans la typologie globale des écosystèmes de l'UICN (Keith *et al.* 2020) cet écosystème appartient à l'unité MT1.4 *Boulder and cobble shores :*

- ***Realm**: Transitional marine-terrestrial*
  - ***Biome**: MT1 Shoreline systems*
    - ***Functional group:** MT1.4 Boulder and cobble shores*

Description

Cet écosystème correspond à la limite inférieure de l'étage supralittoral. Il n'est habituellement pas recouvert par la mer à l'exception des marées d'équinoxe et des tempêtes. Il se caractérise par un substrat grossier et la présence de laisses de mer. Celles-ci se décomposent très lentement et subissent une forte dessiccation estivale. Les communautés végétales et animales qui s'y développent sont adaptées à ces contraintes fortes.

■ Biote indigène caractéristique

Végétation

Les groupements de végétaux des laisses de mer sur galet sont composés d'espèces pionnières tolérantes au sel, aux embruns et au déficit hydrique. Ils partagent plusieurs espèces caractéristiques avec les plages de sables comme la roquette de mer (*Cakilea maritima*), *Salsola squarrosa* et l'euphorbe péplis (*Euphorbia peplis*), espèce protégée au niveau national. Ces types de végétations sur galets sont bien développés en Corse et plus rares sur le continent.

Faune

Les dépôts des laisses de mer présentent une faune caractéristique associée à des microhabitats des cailloutis humides et des débris végétaux (posidonies, bois échoués). Ces communautés animales situées à l'interface entre le domaine marin et le domaine terrestre présentent à la fois un nombre d'espèces restreint et un nombre très élevé d'individus de certaines espèces (Bigot *et al.* 1982).

Microfaune détritivore

Les détritivores jouent un rôle clé dans les écosystèmes. Dans les plages de galets se trouvent une guilde d'espèces d'affinités halophiles qui comprend des mollusques gastéropodes (*Truncatella subcylindrica*, *Ovatella bidentata*), des crustacés amphipodes (*Orchestia* spp.) et isopodes (*Halophiloscia couchii*, *Tylos ponticus, Ligia italica*) et des myriapodes chilopodes (*Tuoba poseidonis*) (Noël & Séchet 2016; Iorio & Noël 2017; Iorio *et al.* 2020).

Insectes

Les insectes sont moins nombreux et moins abondants que dans d'autres écosystèmes mais hautement adaptés à ces milieux contraignants et instables. Parmi les espèces halophiles remarquables se trouvent le grillon maritime, *Pseudomogoplistes squamiger*, la blatte *Loboptera decipiens* et le perce-oreille *Anisolabis maritima* (Chapelin-Viscardi *et al.* 2012; Dusoulier 2017).

Les coléoptères des plages de galets sont également bien représentés avec plusieurs espèces à fort enjeu de conservation. Le malachide *Brachemys brevipennis* reconnaissable à ses longues pattes et son allure vive était autrefois commun sur le littoral Corse et des Alpes maritimes. Il est désormais considéré comme très rare (Lemaire *et al.* 2016). Le carabique *Bembidion abeillei* était considéré comme pratiquement disparu de France (à l'exception de la Corse). Sa redécouverte sur la plage du Buse à Roquebrune-Cap-Martin) illustre le besoin de protection de son habitat (Médail *et al.* 2013; Lemaire *et al.* 2016).

Figure 19. *Anisolabis maritima,* un perce-oreille rare des laisses de mer.

Avifaune

Les laisses de mer, leur microfaune associée et les communautés végétales qui s'y développent représentent une ressource importante pour de nombreuses espèces d'oiseaux limicoles hivernants et migrateurs. Ces oiseaux trouvent dans ces laisses de mer insectes, mollusques, vers et autres crustacées pour leur alimentation.

Cet écosystème offre des sites de nidification pour plusieurs espèces de gravelots comme le gravelot à collier interrompu (*Charadrius alexandrinus*) sur le littoral méditérannéen et le petit gravelot (*Charadrius dubius*) en Corse (Booker *et al.* 2014; Issa & Muller 2015).

Chiroptères

Bien que peu étudié, le rôle des plages de galets chez les chiroptères de Méditerranée n'est pas négligeable. En particulier la présence de laisses de mer en fait des zones de chasse intéressante pour plusieurs espèces, notamment le grand rhinolophe *Rhinolophus ferrumequinum*, la barbastelle d'Europe *Barbastella barbastellus*, la pipistrelle de Nathusius *Pipistrellus nathusii,* et le murin de Capaccini *Myotis capaccinii* (Wiffen & Worledge 2020).

■ Milieu physique

Substrat

Les plages de sédiments grossiers sont constituées de graviers et galets (2 à 64 mm), ainsi que de pierres dont le diamètre est généralement inférieur à 256 mm (Van Rijn & Sutherland 2011). Les cordons de galets de la Côte d'Azur sont pour la plupart très étroits et se trouvent face à un plateau continental souvent raide, voire inexistant (Anthony 1994).

La présence d'espèces végétales est en effet déterminée essentiellement par l'existence d'une matrice meuble organo-minérale qui comble les espaces interstitiels entre les éléments grossiers. L'accumulation de ces éléments meubles est quant à elle liée à la stabilité à long terme du cordon de galets.

Les laisses de mer des plages et cordons de galets se composent majoritairement de feuilles de posidonie (*Posidonia oceanica*) en décomposition qui peuvent former de véritables banquettes compactes. Les laisses de mer comportent également des algues marines, des bois flottés et différentes sortes de matériaux organiques ou non apportés par la mer.

Humidité et salinité et exposition aux vents

L'apport en eau des cordons de galets provient quasiment exclusivement des embruns et des déferlements de vagues lors des tempêtes. La rétention d'eau issue des précipitations est limitée étant donnée la granulométrie grossière du substrat. Les communautés végétales qui s'y développent subissent à un phénomène de dessiccation pendant l'été en raison de l'élévation des températures, ainsi qu'à une augmentation de la salinité du milieu (Bensettiti *et al.* 2004).

Sur les plages de galets, le niveau important de salinité vient principalement des embruns mais également des épisodes venteux où les vagues viennent arroser les galets (Bellan-Santini *et al.* 1994).

Les plages de méditerranée sont habituellement soumises à des vagues de faible intensité et une quasi-absence de marées (Anthony 1994). Le régime des vents est complexe avec des épisodes violents qui peuvent arroser la végétation avec de l'eau de mer.

■ Processus et interactions clés

Accumulation de la matière organique

L'accumulation sur les plages s'effectue le plus souvent en automne, lorsque la disponibilité de litière dans les herbiers est maximale et que les vents commencent à s'intensifier. Cette accumulation est alors capable de constituer de véritables banquettes de plusieurs dizaines de centimètre d'épaisseur, certaines banquettes pouvant atteindre jusqu'à 2,5 m (Boudouresque *et al.* 2016). Ces banquettes font l'objet de cycles d'érosion et d'accumulation au cours de l'année mais elles peuvent aussi persister durant plusieurs années sur une même plage. Leur persistance est en effet favorisée par leur forte compacité qui augmente leur résistance face aux vagues et ralenti la décomposition aérobie des feuilles (Conseil Scientifique des Iles de Lérins & CREOCEAN 2011).

Chaîne alimentaire et dégradation de la matière organique

Les dépôts des laisses de mer constituent une importante source de carbone et de nutriments. Ils constituent ainsi un élément clé de la chaîne alimentaire des écosystèmes littoraux (Figure 20). Lorsqu'ils sont frais, ces dépôts et les invertébrés qu'ils abritent et alimentent assurent l'alimentation de nombreux oiseaux dont les déjections contribuent à enrichir le milieu. Dans un second temps, les organismes détritivores et les bactéries initient un processus de dégradation. La matière organique recyclée en nitrates et en sels nutritifs est alors disponible pour l'ensemble du milieu marin (les fonds détritiques, les herbiers marins, le plancton et les organismes littoraux) ainsi que pour les communautés végétales sur la plage (Bensettiti *et al.* 2004).

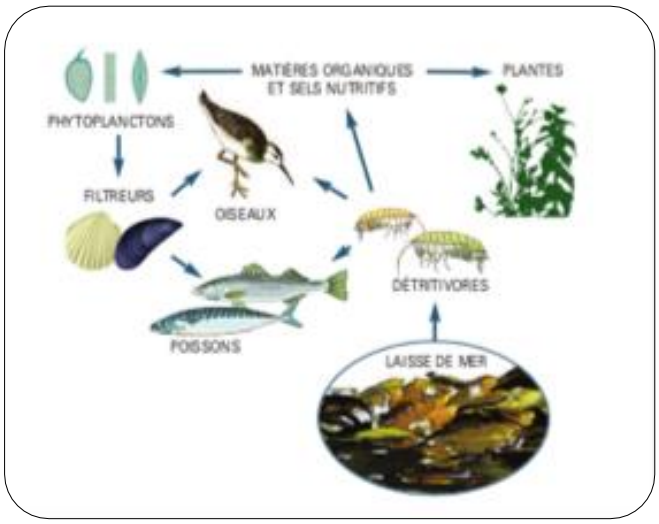


Figure 20. Chaînes trophiques des milieux terrestres et marins basées sur la remise en circulation de la matière organique et des minéraux à partir de la décomposition des laisses de mer. © EID Méditerranéen, Conservatoire du littoral, Rivages de France

Morphodynamique

Les plages de galets sont moins mobiles et moins dynamiques que les plages de sable, en raison notamment de la plus faible abondance des apports sédimentaires grossiers. Les facteurs de mobilité de cet écosystème sont les événements extrêmes de type tempêtes et la hausse du niveau de la mer. Pour autant, une fois atteint le plafond d'intensité de tempête, les cordons de galets méditerranéens peuvent rester relativement stables au cours du temps si le bilan sédimentaire n'est pas altéré (Shulmeister & Jennings 1993).

■ Facteurs de vulnérabilité

Nettoyage mécanisé des plages

La faune et la flore des laisses de mer est inféodée à la présence de dépôts marins. Or les plages et en particulier les plages méditerranéennes, qui font l'objet d'une intense fréquentation estivale, sont très souvent nettoyées de manière mécanique. Le nettoyage des banquettes de Posidonie est ainsi le plus souvent réalisé à l'aide de tractopelles et de pelleteuses (Conseil Scientifique des Iles de Lérins & CREOCEAN 2011).

Rupture d'apports sédimentaires

Si les études scientifiques ont montré que l'équilibre sédimentaire des cordons de galets était auparavant relativement stable, cet équilibre a été fortement perturbé depuis la fin du XIX^{e} siècle et surtout depuis les années 1950 (Anthony 1994; Paskoff 2010). L'occupation anthropique s'est très fortement densifiée sur un espace littoral restreint (artificialisation du trait de côte, construction de ports, de terre-pleins, enrochements), tandis que les lits et les étroites plaines alluviales des fleuves côtiers ont été largement artificialisés et endigués. Ces perturbations ont alors entraîné une rupture quasi-totale des apports de sédiments grossiers de certains de ces cordons (Anthony 1991). L'érosion provoquée par ce tarissement des apports sédimentaires a de plus été exacerbée par l'implantation d'infrastructures directement sur les cordons de galets, en particulier les épis qui réduisent leur largeur et contraignent leur mobilité. Certains cordons de galets se sont cependant adaptés à ce tarissement. Les éléments les plus fins ont été évacués par les tempêtes successives, entraînant de ce fait une diminution de la mobilité des éléments les plus grossiers restés en place. Sur la Côte d'Azur, la rupture d'apports sédimentaires est compensée artificiellement par rechargement périodique en galets.

Élévation du niveau de la mer

En Méditerranée l'élévation du niveau de la mer est d'environ 3 cm tous les 10 ans sur les 20 dernières années (Cramer *et al.* 2018). Bien que les projections soient difficiles à établir pour la mer Méditerranée, le niveau de la mer devrait augmenter de manière significative dans le siècle à venir. Localement, la disparition de certaines plages de galets, en particulier les plages de poche et des écosystèmes associés est jugé très probable par certains auteurs (Brunel & Sabatier 2009).

Artificialisation

Une des raisons qui semble expliquer la forte artificialisation des cordons de galets méditerranéens serait leur faible valeur récréative par rapport aux plages de sable. La présence de sédiments grossiers, la relative étroitesse de ces cordons, la disposition des plages de poches à la formation de laisses de mer et de banquettes de posidonies sont autant d'éléments ayant permis d'afficher l'artificialisation de ces plages comme une valorisation des espaces littoraux à travers la construction d'aménagements urbains et touristiques (Anthony *et al.* 1998). La planification et la gestion des littoraux de la Côte d'Azur française se sont ainsi principalement traduites par une perte des plages naturelles.

Fréquentation

Sur les sites accessibles au public, l'augmentation de la fréquentation est un facteur important de vulnérabilité. En particulier, le piétinement et le passage de véhicules impactent négativement les espèces de faune et de flore les plus sensibles (Paradis & Piazza 1995; Iorio *et al.* 2020).

Plus récemment, la pratique d'empilement de galets dans les espaces naturels s'est développée de manière importante sous l'effet des réseaux sociaux. Sur certains sites, la multiplication de ces empilements peut impacter négativement les microhabitats d'une partie de la faune et de la flore inféodée à cet écosystèmes (Rocha *et al.* 2020).

Figure 21. Banquette de Posidonie dans le Cap Corse.

La Figure 22 ci-dessous résume le fonctionnement global de l'écosystème ainsi que les impacts des principales menaces identifiées.

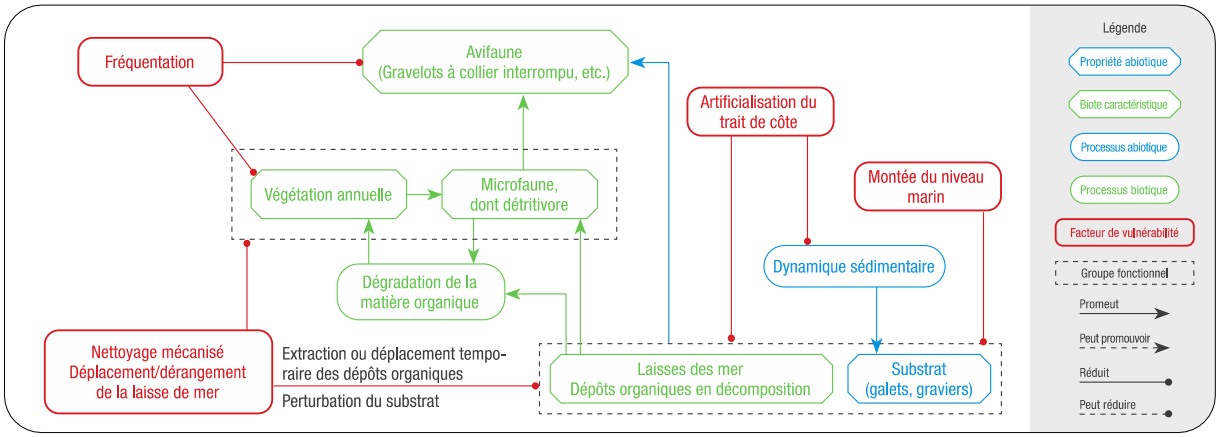


Figure 22. Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème "cordons et plages de galets et graviers à végétation pionnière" et des impacts des menaces identifiées.

Évaluation (méthode de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015)

Critère A : Réduction de la distribution spatiale

L'artificialisation du littoral se fait au détriment de cet écosystème. Elle conduit à la réduction de son étendue spatiale à la fois directement (imperméabilisation des sites) et indirectement en favorisant le processus d'érosion des plages. Ce processus d'érosion est renforcé par un déficit sédimentaire due à la construction de barrages sur les cours d'eau débouchant sur le littoral concerné.

A1. Réduction au cours des 50 dernières années

Malgré la loi littoral (loi relative à l'aménagement, la protection et la mise en valeur du littoral, NOD :1LX9862) entrée en vigueur en 1986, l'urbanisation du littoral s'est poursuivie tout en restant à un niveau relativement faible. D'après la base de données MEDAM (consultée en 2022), le taux d'artificialisation du littoral corse (tout type de substrat confondu) a doublé en 50 ans, mais reste faible (2,83%). Sur le continent, c'est en PACA que ce taux est le plus important avec plus d'un cinquième du littoral qui est artificialisé (Meinesz *et al.* 2012).

Parallèlement, un nombre croissant de sites a été protégés soit par une acquisition par le Conservatoire du littoral (à partir de 1975) ou par intégration au réseau Natura 2000 (à partir de 1979). Ces outils de conservation ont donc limité la dynamique de réduction de l'étendue spatiale des plages de galets et graviers sous l'effet de l'urbanisation du littoral.

Sur la distribution actuelle de l'écosystème, le phénomène d'érosion est a priori stable d'après EUROSION (2004). L'indicateur national d'érosion côtière, plus fin, présente des résultats contrastés selon le secteur (voir le critère C1), mais ne permet pas de conclure à une perte de surface supérieure à 30% sur 50 ans sur les sites où s'exprime cet écosystème.

D'après ce contexte et ces données, la perte de surface de l'écosystème sur les 50 dernières années est donc estimée inférieure à 30% de son étendue en 1972 par le comité technique – les plages de galets et graviers étant moins attractives pour le tourisme.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « préoccupation mineure » (LC).

A2a. Réduction estimée au cours des 50 prochaines années

La montée du niveau marin et l'artificialisation du littoral (ex. construction de parkings et de bâtiments) sont deux facteurs pouvant contribuer à la perte en surface des zones où cet écosystème perdure aujourd'hui. En particulier, les plages de poches, du fait de la topographie des espaces à l'arrière des plages (pente généralement forte, terrains urbanisés), ne peuvent reculer en réponse à la montée du niveau marin.

L'élévation du niveau marin est due à plusieurs mécanismes dont la dilatation thermique des masses d'eau sous l'effet de l'élévation des températures et la fonte des glaces continentales. L'examen de plusieurs scénarios d'émission de gaz à effets de serre (B1, A2 et A1B) du rapport spécial du GIEC (2020) suggère une élévation du niveau marin en mer Méditerranée comprise entre 20 et 40 cm d'ici 2070 sous l'effet de la dilatation thermique des masses d'eau. La fonte des glaces continentales doit également être prise en compte pour obtenir une estimation de l'élévation du niveau marin attendu, mais les prédictions concernant la contribution de ce mécanisme présentent une forte incertitude (Horton *et al.* 2020).

Les conclusions sur la perte directe de surface de cet écosystème causée par l'ennoiement permanent des espaces concernés sont donc potentiellement très variables.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

A2b. Réduction estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

Les menaces à l'origine d'une réduction de la surface pour cet écosystème dans un futur proche sont les mêmes que celles mentionnées pour le critère A2a. L'élévation du niveau marin en réponse aux changements climatiques étant exponentielle, ce facteur de perte de surface apparaît secondaire dans un futur proche. Dans cette fenêtre temporelle, ce sont les choix d'aménagements à proximité de ces plages et cordons de galets et graviers qui seront déterminantes mais ils sont difficiles à prédire dans un contexte où la loi « littoral » (Loi n° 86-2 du 3 janvier 1986) reste relativement peu contraignante.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

A3. Réduction depuis une référence historique (≈1750)

Au vu de la distribution des plages et cordons de galets et graviers sur le littoral continental, une grande partie de la distribution initiale de l'écosystème a pu se trouver sur les rivages aujourd'hui très urbanisés de la région PACA (Figure 18). Localement, l'artificialisation du littoral se traduit par la présence de bâtiments, de parkings, de murs et de routes construites entre la moitié du XIX^{e} siècle et 1960 sur le haut de plage où a pu se développer auparavant des végétations pionnières.

En l'absence de connaissance de la nature morphosédimentaire initiale des espaces les plus artificialisés, le pourcentage de réduction en surface de l'écosystème depuis la moitié du XVIII^{e} siècle demeure inconnu.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

La catégorie « préoccupation mineure » (LC) est attribuée à l'écosystème « cordons et plages de galets et graviers méditerranéens à végétation pionnière » selon le critère A.

■ Critère B : Distribution spatiale restreinte

B1. Zone d'occurrence (km^2)

La zone d'occurrence de cet écosystème est supérieure à 50 000 km^2 d'après les données dont nous disposons (Figure 23, Tableau 7).

Ce sous-critère classe l'écosystème en « préoccupation mineure » (LC).

B2. Zone d'occupation (maille 10x10 km)

La distribution de cet écosystème est mal connue sur la côte continentale, en particulier dans la région PACA. D'après les données dont nous disposons, cet écosystème a une zone d'occupation comprise entre 33 et 75 mailles 10x10 km^2 (Figure 23, Tableau 7).

Selon la distribution retenue, l'évaluation du critère B2 peut donc varier : la distribution minimale amène à examiner si l'écosystème n'est pas « vulnérable » tandis que la distribution maximale suppose que l'écosystème n'est pas menacé d'après le critère B2 (estimation de l'AOO supérieure au seuil de 50 pour la catégorie « vulnérable »). Étant donné le niveau d'urbanisation des hauts de plages dans la région PACA, nous retenons pour cette évaluation l'estimation la plus basse de l'AOO pour cet écosystème – basée strictement sur les observations portées à connaissance dans le cadre de cette évaluation.

Le comité technique identifie une mutation dans les usages du littoral depuis le début de la crise sanitaire liée à l'épidémie de SARS-CoV-2. Les experts du comité observent une fréquentation plus importante du littoral : le nombre de personnes fréquentant le littoral s'est accru, les modes de déplacement sur les plages se sont diversifiés (ex. vélos électriques), et la période de fréquentation n'est plus restreinte à la saison estivale. Cette augmentation de la fréquentation – à la fois en termes de durée et d'intensité, est un facteur majeur de perturbation du compartiment biologique. Cette appréciation basée sur du dire d'experts relève du critère qualitatif B1b des lignes directrices (processus menaçants observés qui risquent d'entraîner des déclins continus dans les interactions biotiques sur les 20 prochaines années).

Ce sous-critère classe l'écosystème en « vulnérable » (VU).

Tableau 7. Valeurs de l'EOO (superficie de la zone d'occurrence = aire du plus petit polygone convexe) et de l'AOO (taille de la zone d'occupation en nombre de mailles 10x10 km^2 occupées) des cordons et plages de galets et graviers méditerranéens à végétation pionnière selon que la distribution de l'écosystème est basée strictement sur des observations (A), ou en prenant en compte des zones de présence potentielle majeure (B) et mineure (C).

Types d'occurrences pris en compte dans le calcul	AOO en nombre de mailles 10x10 km^2	EOO en km^2
Avérée	33	80 730
Avérée, potentielle majeure	72	91 416
Avérée, potentielle majeure et mineure	75	91 531

B3. Nombre de localités

Pour cet écosystème, une chaque plage correspond à une localité. Cet écosystème s'exprime au moins dans 5 localités (Figure 23).

Ce sous-critère classe l'écosystème en « préoccupation mineure » (LC).

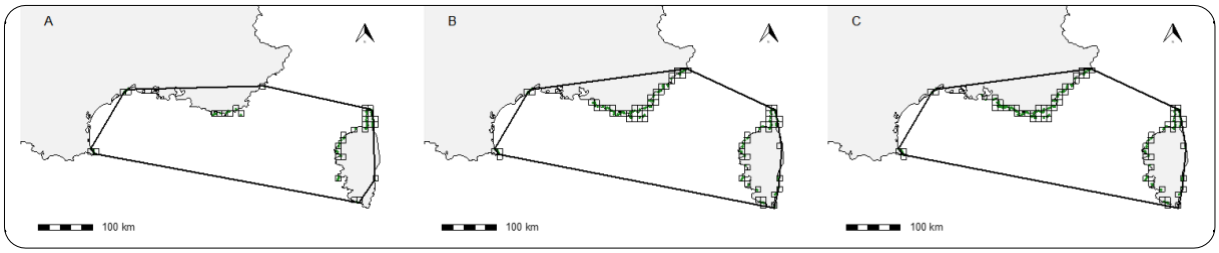


Figure 23. Zone d'occurrence (plus petit polygone convexe) et zone d'occupation (mailles 10x10 km² occupées) des cordons et plages de galets et graviers méditerranéens à végétation pionnière selon que la distribution de l'écosystème est basée strictement sur des observations (A), ou en prenant en compte des zones de présence potentielle majeure (B) et mineure (C).

La catégorie « vulnérable » (VU) est attribuée à l'écosystème « cordons et plages de galets et graviers méditerranéens à végétation pionnière » selon le critère B.

■ Critère C : Dégradation de l'environnement abiotique

Les cordons et plages de galets et graviers méditerranéens à végétation pionnière sont exposés à deux types de menaces qui affectent leurs caractéristiques abiotiques :

- L'artificialisation du trait de côte et des cours d'eau débouchant sur le littoral est à l'origine d'une rupture des apports sédimentaires de gros diamètres et d'une érosion des rivages constitués de matériaux meubles ; cet écosystème est donc concerné ;
- Les changements climatiques se traduisent notamment par une élévation du niveau marin et une augmentation de la fréquence d'évènements météorologiques extrêmes (tempêtes, coups de mer) qui contribuent à une perturbation plus fréquente du substrat émergé, mais aussi à une progression du gradient de salinité vers l'intérieur des terres.

C1. Modification d'une variable abiotique au cours des 50 dernières années

Des suivis marégraphiques sur le nord-ouest du bassin méditerranéen (Marseille, Toulon, Ajaccio, Barcelone, Monaco, Nice, Port-Vendres, Sète pour les sites français) au cours des dernières décennies (ex. série courte : 1992-2016 ; ex. série longue : 1884-2016) indiquent une vitesse élévation du niveau marin de 3,1 mm/an en moyenne pour cette zone du bassin (Romano 2017). Il existe néanmoins une hétérogénéité spatiale (ex. 1,5 mm/an pour Ajaccio sur 2002-2016 contre 2,5 mm/an à Toulon, ou 5 mm/an pour Sète sur la même période), et temporelle (accélération de l'élévation depuis les années 1970). Sans données plus spécifique au littoral rocheux, il reste difficile de conclure sur l'impact de cette élévation du niveau marin au niveau régional sur cet écosystème.

D'après l'indicateur national d'érosion côtière (Cerema & Ministère en charge de l'environnement, DGALN 2018), entre 37% et 45% des secteurs littoraux où se situe l'écosystème évalué ici sont en érosion (Figure 24). Une évaluation du critère C1 basée sur l'indicateur national d'érosion côtière est cependant sensible au seuil d'effondrement choisi :

- Si l'écosystème est considéré comme effondré si l'ensemble de son étendue est concerné par une érosion non nulle, alors l'évaluation du critère C1 classe cet écosystème dans la catégorie « vulnérable » ;
- Alternativement, si l'écosystème est considéré comme effondré si l'ensemble de son étendue est concerné par un recul du trait de côte au moins supérieur à 0,5 m/an sur les 50 dernières années, alors l'évaluation du critère C1 n'amène pas à qualifier cet écosystème de menacé.

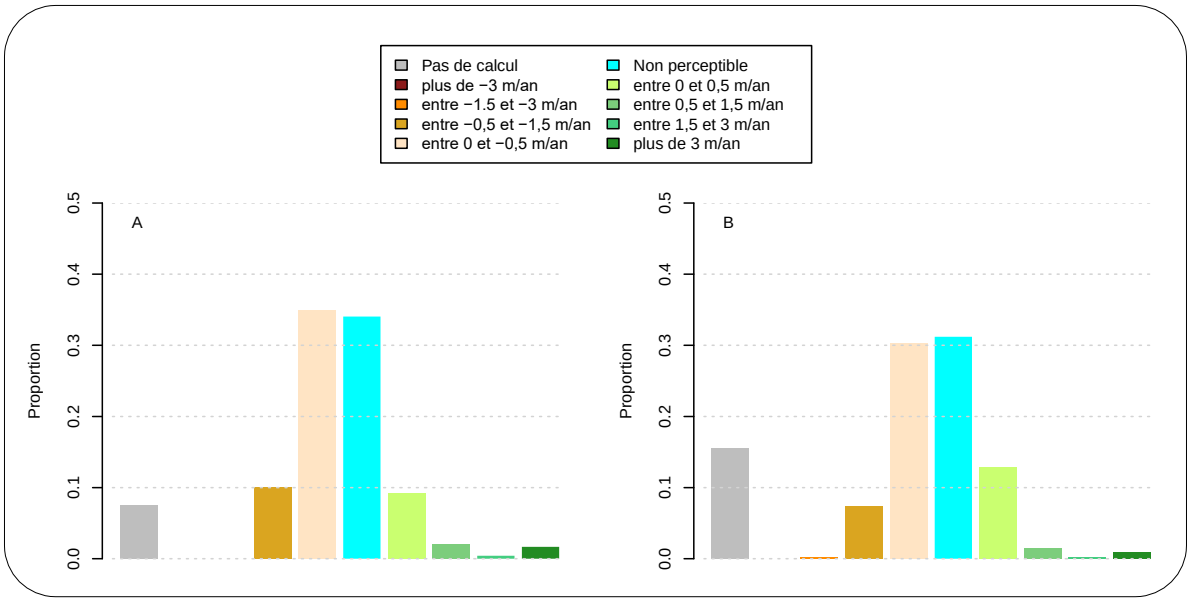


Figure 24. Distribution du taux d'évolution du trait de côte du littoral concerné par les plages de galets et graviers à végétation pionnière selon différentes catégories de l'indicateur national d'érosion côtière (Cerema et MTES, 2017). La proportion correspond au ratio de sections littorales concernées pour chaque catégorie de l'indicateur sur la totalité des sections littorales où l'écosystème est observé. Deux graphiques sont ici présentés pour prendre en compte l'incertitude sur la distribution de l'écosystème : A) présente l'indicateur national d'érosion côtière sur une distribution de l'écosystème basée uniquement sur les observations, tandis que B) prend également les tendances sur les sections littorales où l'écosystème est potentiellement présent (« présence potentielle majeure »).

Plusieurs éléments invitent à une interprétation prudente de ces données dans le cadre de cette évaluation. Premièrement, pour l'essentiel des sections littorales couvertes par l'indicateur national d'érosion côtière, le taux d'évolution du trait de côte est basé sur la position relative de deux traits de côtes à plusieurs décennies d'écart. De plus, la période à partir de laquelle ce taux d'évolution du trait de côte est estimé est supérieure à 50 ans (entre 60 et 87 ans selon la section littorale). Il n'est pas possible de conclure directement et systématiquement à un déclin continu de l'environnement abiotique de cet écosystème sur les 50 dernières années (REF CEREMA) sur lequel une évaluation selon les critères de la Liste rouge des écosystèmes se base. Deuxièmement, l'impact de ce processus d'érosion (et donc l'interprétation du taux d'évolution du trait de côte) sur l'écosystème dépend de la configuration topographique de chaque site – les plages de poches étant beaucoup plus vulnérables à ce type de dégradation du milieu que les cordons.

Au regard des limites des données mobilisées et l'étendue de l'écosystème affecté par ce processus, **ce sous-critère classe l'écosystème en « quasi-menacé » (NT).**

C2a. Modification d'une variable abiotique estimée au cours des 50 prochaines années

Sous l'effet des changements climatiques et de ses conséquences (élévation du niveau marin, augmentation de la fréquence des phénomènes de surcôte, etc.), la fréquence de perturbation du substrat devrait augmenter. Les projections concernant l'élévation du niveau marin demeurent très variables en raison de l'incertitude concernant la contribution de la fonte des glaces continentales à l'augmentation des masses d'eau (Horton *et al.* 2020), mais une élévation minimale comprise entre 20 et 40 cm d'ici les années 2070 est attendue en raison de la dilatation thermique de l'eau (Adloff *et al.* 2015). Il s'agit également de projections globales pour le bassin méditerranéen, leur traduction locale est cependant de susceptible de varier selon la topographie locale (fond marin et littoral émergé) et l'orientation des courants et vents dominants.

Cette incertitude quant au degré d'exposition de cet écosystème ne permet donc pas de quantifier l'intensité de l'exposition de l'écosystème d'ici 2070 et de conclure à une catégorie de risque selon ce sous-critère.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

C2b. Modification d'une variable abiotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

L'incertitude concernant la modification des paramètres abiotiques de l'écosystème décrite pour le sous-critère C2a est également valable pour ce sous-critère.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

C3. Modification d'une variable abiotique depuis une référence historique (≈1750)

Sur une période historique, l'artificialisation du trait de côte et l'aménagement des cours d'eau charriant des sédiments grossiers jusqu'à la mer a contribué à la modification du bilan sédimentaire des cordons et plages de galets et graviers du littoral méditerranéen, essentiellement en PACA (ex. de la baie des Anges, Antibes et Nice). Cette altération du bilan sédimentaire s'est produite sur la même période que l'urbanisation du littoral à l'origine d'une imperméabilisation des zones (et donc à une réduction de surface, cf. critère A3) où les végétations vivaces de cet écosystème sont susceptibles de s'exprimer.

Bien que la rupture des apports naturels de sédiments soit relativement ancienne (à partir du XIX^{e} siècle ; par exemple, le début de la couverture du Paillon, qui débouche sur la baie des Anges à Nice, date de 1868), le critère C3 ne peut être évalué sans savoir si la réduction de la distribution de l'écosystème (par imperméabilisation) est localement postérieure ou antérieure à cette modification du bilan sédimentaire.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

La catégorie « préoccupation mineure » (LC) est attribuée à l'écosystème « Cordons et plages de galets et graviers méditerranéens à végétation pionnière » selon le critère C.

■ Critère D : Perturbation des processus et interactions biotiques

Les facteurs de dégradation du compartiment biologique des cordons et plages de galets et graviers méditerranéens à végétation pionnière sont principalement la fréquentation et le nettoyage des plages quand celui-ci perturbe ses microhabitats (structure du substrat, laisses de mer). Les suivis des impacts de la fréquentation sur ces écosystèmes sont restreints à quelques sites remarquables (ex. de suivi de grillons maritimes sur les plages de Port-Cros). Ce sont donc des données indirectes de ces impacts qui peuvent appuyer l'évaluation de ce critère. Dans ce qui suit, l'impact potentiel de la fréquentation sur les écosystèmes littoraux est apprécié de manière indirecte.

Pour un écosystème donné, plusieurs facteurs déterminent la magnitude des impacts de la fréquentation :

1. La pression potentielle en nombres de personnes par unité de surface ;
2. L'attractivité des sites concernés ;
3. L'accessibilité des sites concernés ;
4. La durée de la période de fréquentation ;
5. Les pratiques de gestion des sites concernés, et leurs impacts sur les écosystèmes présents.

Pour l'évaluation de ce critère, nous examinons la pression potentielle à l'échelle départementale afin de prendre en compte la mobilité du public fréquentant les littoraux – que celui-ci soit résident ou touriste. En d'autres termes, nous prenons en compte que le public fréquentant le littoral ne provient pas seulement des communes littorales.

D1. Modification d'une variable biotique au cours des 50 dernières années

Les occurrences connues de cet écosystème se situent dans les collectivités suivantes (par ordre décroissant, Figure 18, Tableau 23 de l'Annexe 7) : la Haute-Corse (51,1% de l'étendue « avérée »), l'Hérault (20,7%), le Var (13,5%), la Corse-du-Sud (10,3%), les Pyrénées-Orientales (3,9%) et les Alpes-Maritimes (0,3%).

D'après les données de l'Insee (Insee 2021), la densité de population dans ces départements est hétérogène sur l'étendue de l'écosystème (Tableau 22 de l'Annexe 7). Par exemple, en 2018, la Haute-Corse présente une densité de 38 habitants par km^2, tandis que l'Hérault et le Var ont des densités de population au moins 3 fois plus élevées (185 et 176 habitants par km^2 respectivement). La pression de fréquentation due aux publics riverains est donc potentiellement variable selon la zone concernée.

La densité de population a augmenté au moins de moitié (+50% et plus) dans ces départements entre 1968 et 2018 (Tableau 22 de l'Annexe 7). À une fréquentation des populations résidentes s'ajoute celle d'un tourisme qui s'est développé sur le littoral méditerranéen durant la seconde moitié du XX^{e} siècle (Satta 2004). Cependant, les seules données disponibles pour quantifier la dynamique touristique sur le littoral méditerranéen ne remonte pas au-delà de 2011 et présentent une relative stabilité interannuelle sur cette période (Figure 59 de l'Annexe 7). À défaut de permettre d'apprécier l'évolution temporelle de la pression touristique sur 50 ans, ces séries temporelles reflètent néanmoins la saisonnalité de la fréquentation touristique – et notamment la concentration de ces impacts sur la période estivale.

En conclusion, si la pression de fréquentation sur les écosystèmes du littoral est probablement en augmentation continue depuis 50 ans, nous ne disposons pas de données permettant de quantifier ou d'estimer la sévérité relative de la dégradation induite sur cet écosystème au cours des 50 dernières années.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

D2a. Modification d'une variable biotique estimée au cours des 50 prochaines années

Les impacts futurs de la fréquentation dépendent à la fois de l'évolution démographique des départements où se situe cet écosystème et celle des stratégies de gestion en réponse à une éventuelle augmentation de cette pression. Il n'est pas possible de prédire les évolutions futures de ces impacts pour les 50 prochaines années dans le cadre de cet exercice d'.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

D2b. Modification d'une variable biotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

Depuis la crise sanitaire due à l'épidémie de Sars-Cov-2 en 2020, et notamment les mesures de gestion de cette crise (confinement, restriction de déplacement, distanciation sociale), les membres du comité technique relèvent une évolution des pratiques de fréquentation du littoral. Les écosystèmes du littoral – dont les plages et cordons de galets et graviers, sont fréquentés intensément sur une période plus longue, dépassant les seuls mois d'été qui concentrent historiquement l'essentiel de l'accueil du public usager. La saisonnalité de la fréquentation est donc réduite : l'écosystème est perturbé plus longtemps pendant une année ce qui est susceptible d'augmenter l'importance des impacts dus à la fréquentation. De plus, les pratiques sur le littoral se sont diversifiées (ex. vélos électriques) et se traduisent pas une étendue impactée potentiellement plus importante.

Le comité technique estime que ce changement de pratiques dans la fréquentation du littoral est amené à durer au-delà de la seule crise sanitaire et qu'il est donc susceptible de se traduire en un déclin continu du fonctionnement de l'écosystème dans un futur proche.

Pour évaluer ce critère, nous utilisons la typologie européenne du gradient rural-urbain (Eurostat 2019, 2021) pour les départements concernés. Cette typologie permet de catégoriser d'un territoire à partir de la densité de population, mais aussi de la distribution spatiale et la structure des espaces urbanisés. Elle est interprétée ici comme un proxy de la pression de fréquentation sur le littoral.

D'après la distribution des observations de cet écosystème, 38,5% se trouve dans des départements de densité intermédiaire ou densément peuplé. Cette proportion tombe à 7% si l'on y soustrait les espaces au moins en partie inclus dans une aire protégée où des mesures de gestion peuvent être mise en place afin de réduire les impacts de la fréquentation (ex. du Parc national des Calanques qui a modifié sa stratégie d'accueil[8]).

En fixant le seuil d'effondrement de cet écosystème pour ce sous-critère à 100% de l'étendue spatiale de l'écosystème dans un espace densément peuplé ou de densité intermédiaire, les conclusions de l'évaluation de ce sous-critère dépendent de la prise en compte ou non des actions de protection qui peuvent être mises en place dans les aires protégées.

Étant donnée l'incertitude sur l'étendue de l'écosystème pouvant être soustraite à la pression de fréquentation, **ce sous-critère classe l'écosystème en « quasi-menacé » (NT).**

D3. Modification d'une variable biotique depuis une référence historique (≈1750)

Depuis la moitié du XVIIIe siècle, les cordons et plages de galets et graviers à végétation pionnière ont été principalement impactés par l'urbanisation du littoral – en particulier dans la région Provence-Alpes-Côte d'Azur. Dans cette région, l'expansion de la population a démarré au cours du XIXe siècle (en particulier dans les Alpes maritimes et les Bouches du Rhône) alors qu'elle date des années 1960 dans les autres départements littoraux. En plus des impacts de la fréquentation *per se*, cette littoralisation s'est accompagnée d'une modification des pratiques de gestion, notamment le nettoyage des plages qui selon le mode de mise en œuvre peut perturber le fonctionnement de l'écosystème (ex. réduction de l'apport de matière organique sur le haut de plage depuis les laisses de mer, perturbation des microhabitats et de la végétation).

Malgré de profondes mutations sur les usages du littoral concerné, il n'existe pas de données à l'échelle de cette période permettant de qualifier la sévérité relative des impacts de cette littoralisation sur les cordons et plages de galets et graviers à végétation pionnière du littoral méditerranéen français.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

La catégorie « vulnérable » (VU) est attribuée à l'écosystème « Cordons et plages de galets et graviers méditerranéens à végétation pionnière » selon le critère D.

[8] Cette stratégie est présentée sur le site web du PN des Calanques : http://www.calanques-parcnational.fr/fr/strategie-daccueil

L'évaluation du critère D traduit le manque d'information disponible pour quantifier les impacts de la fréquentation et des pratiques associées ou apprécier plus finement l'évolution des pressions (ex. distribution temporelle et spatiale du nombre de visiteurs et des pratiques). S'il est possible d'émettre une conclusion pour le futur proche, la prédominance de la catégorie DD pour ce critère rend compte du besoin de connaître la capacité de charge des sites pour apprécier le risque auquel ils sont exposés.

■ Critère E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème

À la date de cette évaluation, il n'existe pas de modélisation de cet écosystème qui permette d'estimer la probabilité d'effondrement de l'écosystème selon les critères de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN.

La catégorie « données insuffisantes » (DD) est attribuée à l'écosystème « Cordons et plages de galets et graviers méditerranéens à végétation pionnière » selon le critère E.

■ Bilan de l'évaluation des cordons et plages de galets et graviers méditerranéens à végétation pionnière en France

Critère	Sous-critère	Catégorie
A : Réduction de la distribution spatiale	A1. 50 dernières années	LC
	A2a. 50 prochaines années	DD
	A2b. 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	A3. Depuis une référence historique (≈1750)	DD
B : Distribution spatiale restreinte	B1. Zone d'occurrence	LC
	B2. Zone d'occupation	VU
	B3. Nombre de localités	LC
C : Dégradation de l'environnement abiotique	C1. 50 dernières années	NT
	C2a. 50 prochaines années	DD
	C2b. 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	C3. Depuis une référence historique (≈1750)	DD
D : Perturbation des processus et interactions biotiques	D1. 50 dernières années	DD
	D2a. 50 prochaines années	DD
	D2b. 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	NT
	D3. Depuis une référence historique (≈1750)	DD
E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème		DD
Catégorie globale pour l'écosystème		**VU**

■ Fiabilité de l'évaluation

Le degré de confiance est caractérisé par une **fiabilité limitée des indicateurs** et un **fort consensus au sein du comité technique**.

■ Évaluateur

Alix SAUVE, Clémentine AZAM (Comité français de l'UICN).

Bilan et interprétation de l'évaluation

Moins attractives que les plages de sable, les plages de galets ont plus volontiers fait l'objet d'une artificialisation afin de faciliter l'accès à la mer. De plus, un net recul du trait de côte – produit de la rupture des apports sédimentaires, est observable par endroits avec des impacts potentiellement significatifs pour les plages de poches. Cet écosystème a donc subi une nette réduction spatiale par le passé, sans qu'il soit pour autant possible de la quantifier en raison du manque de données sur sa distribution passée.

Aujourd'hui, cet écosystème a une distribution restreinte, morcelée, ce qui le rend particulièrement vulnérable aux impacts répétés de la fréquentation et des pratiques qui l'accompagnent comme le nettoyage des plages. Les pratiques de fréquentation des littoraux sont plus intenses qu'il y a quelques décennies : malgré des impacts en apparence minimaux à l'échelle individuelle, leur répétition et leur accumulation dans le temps sont particulièrement préjudiciables pour cet écosystème. Les impacts de la fréquentation se sont récemment accentués suite à la crise sanitaire liée à l'épidémie de Sars-Cov-2, et est susceptible de durer d'après le comité technique. L'importance de ce type de menace souligne le besoin de connaître la capacité de charge des sites concernés et d'adapter en réponse les stratégies d'accueil pour préserver le fonctionnement de l'écosystème et la biodiversité associée.

Dans le futur, les plages de galets seront également soumises aux symptômes littoraux des changements climatiques (élévation du niveau marin, augmentation de la fréquence des évènements météorologiques extrêmes) mais la variabilité des prédictions et leur expression selon la topographie locale rendent difficile la quantification des impacts pour cet écosystème spécifique dans le cadre de cet exercice d'évaluation.

Cordons et plages de galets et graviers méditerranéens à végétation vivace

Présentation et distribution géographique

Les plages et cordons de galets et graviers sont définis comme les structures littorales composées au moins partiellement de sédiments plus gros que du sable (≥ 2mm de diamètre). Ces cordons se trouvent soit à proximité de l'embouchure d'un cours d'eau charriant des sédiments grossiers issus de l'érosion du bassin versant, soit en pied de falaise où les galets sont le produit de l'érosion de celle-ci.

Cet écosystème est présent sur quelques localités du littoral occidental Corse (ex. plages de Porto, de la baie de Crovani, et du golfe de Galéria) et sur le littoral du Cap Corse, ainsi que sur le lido de Pierre-Blanche dans l'Hérault (Figure 25).

Il existe des cordons de galets sur le littoral provençal, et notamment près de 13 km pour le seul cordon de galets de la baie des Anges, de part et d'autre de la ville de Nice (Figure 6). Cependant, le niveau d'artificialisation du littoral dans cette zone ne permet pas d'inclure ces localités dans la distribution de cet écosystème.

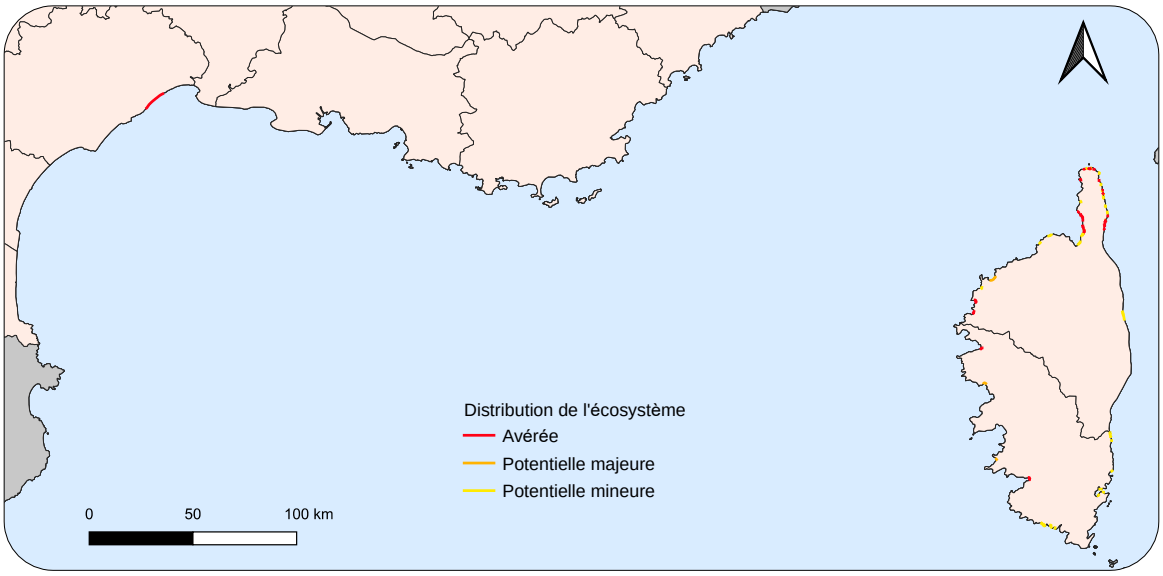


Figure 25. Distribution des cordons et plages et graviers à végétation vivace sur le littoral méditerranéen français. Cette carte distingue les zones de présence avérée (observations) des zones où la présence de l'écosystème est possible d'après leurs caractéristiques mais n'a pas été vérifiée sur le terrain (présence potentielle majeure ou mineure selon que l'ensemble de la zone pointée est concerné ou non). Les données sources sont décrites dans l'Annexe 4.

Classification

EUNIS / CORINE biotopes

Nous retenons pour l'écosystème « cordons et plages de galets et graviers fixés à végétation vivace » l'unité présentée dans le Tableau 8.

Tableau 8. Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « cordons et plages de galets et graviers fixés à végétation vivace » (Davies *et al.* 2004; Louvel *et al.* 2013).

Code	Intitulé	Description
B2.5	Plages de galets et de graviers à arbustes	Bancs de graviers littoraux à arbustes. Cette unité comprend les broussailles denses thermo-méditerranéennes sur bancs de graviers à proximité du littoral méditerranéen et les landes sur galets de la zone némorale.
B2.6	Boisements des plages de galets et de graviers	Bancs de graviers littoraux, colonisés par des boisements ou des fourrés riverains. Cette unité est représentée en particulier par les bancs de graviers méditerranéens colonisés par des boisements bas de *Quercus ilex*, par *Tamarix africana* ou *Vitex agnus-castus*.

L'unité EUNIS B2.5 correspond à l'unité 17.4 de CORINE biotopes (Bissardon *et al.* 1997).

Types d'habitats d'intérêt communautaire (Bensettiti *et al.* 2004; Gaudillat *et al.* 2018)

Cet écosystème est partiellement compris dans l'habitat élémentaire 1140-8 *« Laisses à dessiccation lente dans l'étage supralittoral (Méditerranée) »*, qui correspond aux cordons de galets des hauts de plage retenant des débris végétaux dans leurs intervalles.

La directive Habitat-Faune-Flore fait mention des « végétations vivace des rivages de galets » (1220). Bien que cet habitat soit circonscrit au littoral atlantique dans les cahiers d'habitats, ses caractéristiques générales correspondent à l'écosystème décrit ici (Bensettiti *et al.* 2004).

Classification phytosociologique (Bardat *et al.* 2004; Delbosc 2015; Reyman *et al.* 2016)

Peu d'associations végétales sont strictement caractéristiques de cet écosystème, aussi, peu de correspondances strictes peuvent être établies entre cette unité et le prodrome des végétations de France.

- **Classe** : *Euphorbio paraliae-Ammophiletea australis*
  - **Ordre** : *Ammophiletalia australis*
    - **Alliance :** *Sporobolenion arenarii*
      - **Association :**
        - *Glaucio flavi-Crithmetum maritimi* (plages de galets, terrasses sablo-graveleuses)

Certaines associations sont susceptibles d'être observées sur les sites où le substrat est mixte et inclus des éléments grossiers, sans être retenues ici comme caractéristiques de l'écosystème. En effet, certaines stations citées dans le prodrome des végétations de Corse (Reyman *et al.* 2016) sont dans le périmètre écologique du volume 1 – dédié aux rivages sableux, de ce même chapitre (Comité français de l'UICN 2020). C'est le cas des associations suivantes :

- **Classe** : *Euphorbio paraliae-Ammophiletea australis*
  - **Ordre** : *Crucianelletalia maritimae*
    - **Alliance :** *Crucianellion maritimae*
      - **Associations :**

- *Helichryso italici-Scrophularietum ramosissimae* (terrasses graveleuses littorales, parties sommitales de cordons de galets)

- Ordre : *Ammophiletalia australis*
  - **Alliance :** *Ammophilion australis*
    - **Association :**
      - *Echinophoro spinosae-Elymetum farcti*
- **Ordre :** *Helichrysetalia italici*
  - **Alliance** *: Euphorbion pithyusae*
    - **Association :**
      - *Scrophulario ramosissimae-Genistetum salzmanii* (terrasses graveleuses littorales, sable grossier)
      - *Helichryso italici-Cistetum salviifolii* (plages de galets à matrice sableuse)

IUCN Global Ecosystem Typology 2.0 (Keith *et al.* 2020)

- ***Realm****: Transitional marine-terrestrial*
  - ***Biome****: Mt1 Shoreline systems*
    - ***Functional group:*** *MT1.4 Boulder and cobble shores*

Description

Cet écosystème correspond à la partie supérieure des plages et cordons de galets et graviers. Il n'est jamais recouvert par la mer et se situe au-delà de la zone des laisses de mer et des bancs de posidonie. La végétation vivace qui s'y développe est adaptée aux conditions marines et arides.

■ Biote indigène caractéristique

Végétation

Si cet écosystème se distingue sur le plan morphologique des plages de sables et des systèmes dunaires, ils partagent avec eux une partie de leurs communautés végétales (Delbosc 2015). On y trouve différentes physionomies depuis le stade herbacé jusqu'aux formations arborescentes. Les végétations d'herbacées vivaces sont constituées d'espèces comme *Crithmum maritimum*, *Glaucium flavum*, *Helichrysum italicum* ou *Scrophularia canina* subsp. *ramosissima* (Reyman *et al.* 2016). Des formations arbustives à cistes (*Cistus halimifolius, Cistus salviifolius*) sont également présentes à l'arrière des cordons de galets. Enfin sur les secteurs plus éloignés de la mer se développent des boisements bas ou des fourrés riverains à *Tamarix africana* et *Vitex agnus-castus* (Paradis & Piazza 1995).

Faune

Invertébrés

Les plages de galets et graviers hébergent une microfaune halophile spécifique, dont plusieurs espèces patrimoniales de myriapodes chilopodes (*Tuoba poseidonis* et *Henia bicarinata*) et de crustacés isopodes comme *Tylos ponticus* et *Porcellio lamellatus* (Noël & Séchet 2016; Iorio & Noël 2017; Iorio *et al.* 2020).

Chez les coléoptères, certaines espèces inféodées aux cordons de galets représentent un fort enjeu patrimonial. Le carabe halophile *Bembidion abeillei* était considéré comme pratiquement disparu de France continentale et uniquement présent sur le littoral de Corse. Sa redécouverte à Roquebrune-Cap-Martin en 2016 (Lemaire *et al.* 2016) souligne l'enjeu du maintien de cet écosystème.

Avifaune

Les plages et cordons de galets et graviers méditerranéens représentent une halte permettant à de nombreux oiseaux migrateurs de se reposer et de s'alimenter. Cet écosystème sert également pour la nidification de deux espèces de limicoles dont les effectifs sont en déclins dans le secteur d'étude : le petit gravelot (*Charadrius dubius*) en Corse, et le gravelot à collier interrompu (*Charadrius alexandrinus*) sur les rivages continentaux (Booker *et al.* 2014; Issa & Muller 2015).

Figure 26. Gravelot à collier interrompu (*Charadrius alexandrinus*), aux Pesquiers (Hyères, Var). © L. Benaiche, CC BY-SA 4.0

Chiroptères

Bien que peu étudié, le rôle des plages de galets et graviers chez les chiroptères de Méditerranée n'est pas négligeable. En particulier la présence de laisses de mer en fait des zones de chasse intéressantes pour plusieurs espèces, notamment le grand rhinolophe, *Rhinolophus ferrumequinum*, la barbastelle d'Europe, *Barbastella barbastellus,* et la pipistrelle de Nathusius, *Pipistrellus nathusii,* et le murin de Capaccini, *Myotis capaccinii* (Wiffen & Worledge 2020).

■ Milieu physique

Climat

Au niveau bioclimatique cet écosystème se trouve principalement à l'étage mésoméditerranéen inférieur et très localement à l'étage thermoméditerranéen. Pour autant, l'influence maritime est plus décisive pour l'organisation des communautés végétales que le climat.

Substrat

Les plages de sédiments grossiers sont constituées de graviers et galets (2 à 64 mm), ainsi que de pierres dont le diamètre est généralement inférieur à 256 mm (Van Rijn & Sutherland 2011).

Les sédiments peuvent provenir de l'érosion d'un bassin versant et être transportés par un cours d'eau puis par la dérive littorale. La seconde origine est l'érosion des falaises venant enrichir directement le cordon. Ces différentes histoires naturelles expliquent la grande diversité géologique des graviers et des galets du littoral méditerranéen : calcaires, granites, grès, gneiss, roches volcaniques, poudingues, etc. (Anthony 1994).

Humidité, salinité et exposition aux vents

La partie haute des cordons de galets n'est pas généralement pas exposée aux déferlements de vagues, à l'exception des épisodes de coups de mer. L'humidité est donc en grande partie liée aux embruns. Ils reçoivent les précipitations saisonnières du climat méditerranéen mais leur morphologie empêche la rétention et l'eau de pluie est très peu disponible pour les organismes (Bensettiti *et al.* 2004). Les arbustes peuvent également tirer parti de l'eau en profondeur liée aux zones humides arrière littorales (Paradis & Piazza 1995).

La salinité varie selon la distance à la mer, la topographie de la côte et l'intensité des vents. L'action des embruns est ainsi le premier facteur responsable de la zonation des végétaux se développant sur les littoraux.

Le régime des vents est complexe avec des épisodes violents qui peuvent arroser la végétation avec de l'eau de mer et limiter le développement des végétaux dans les secteurs exposés.

■ Processus et interactions clés

Morphodynamique

Les plages de galets et graviers sont moins mobiles et moins dynamiques que les plages de sable. L'organisation granulométrique des éléments constituant le cordon (blocs, galets, graviers et sables) permet des ajustements internes de la plage qui minimisent la mobilité sédimentaire et révèlent une adaptation de la plage aux vagues de tempêtes. Ainsi, en fonction de la variabilité des apports sédimentaires et de l'alternance de coups de mer et de périodes calmes, des ajustements morphologiques et texturaux s'effectuent aussi bien de manière longitudinale que transversale (Shulmeister & Jennings 1993).

Les hauts de plage des cordons de galets et graviers méditerranéens sont relativement stables au cours du temps si le bilan sédimentaire n'est pas altéré (Anthony *et al.* 1998).

■ Facteurs de vulnérabilité

Rupture d'apports sédimentaires

Les bilans sédimentaires des cordons de galets et graviers de la Côte d'Azur, dans la région de Nice, ont été considérablement affectés par les activités humaines au cours du siècle dernier, à l'image de l'ensemble des littoraux du nord-ouest de la

Méditerranée (Anthony 1994; Paskoff 2010). Ainsi, malgré une faible exposition aux vagues, ces cordons montrent une forte érosion et nécessitent de nombreuses mesures de stabilisation, depuis la construction de brise-lames jusqu'au rechargement périodique en galets.

Si les études scientifiques ont montré que l'équilibre sédimentaire de ces cordons de galets était auparavant relativement stable, cet équilibre a été fortement perturbé depuis la fin du XIX^{e} siècle et surtout depuis les années 1950. L'occupation anthropique s'est en effet très fortement densifiée sur cet espace littoral restreint (artificialisation du trait de côte, construction de ports, de terre-pleins, et d'enrochements, etc.), tandis que les lits et les étroites plaines alluviales des fleuves côtiers ont été massivement artificialisés et endigués de diverses manières. Ces perturbations ont alors entraîné une rupture quasi-totale des apports de sédiments grossiers alimentant ces cordons (Anthony 2014). L'érosion provoquée par ce tarissement des apports sédimentaires a de plus été exacerbée par l'implantation d'infrastructures directement sur les cordons de galets, réduisant leur largeur et contraignant leur mobilité. Certains cordons de galets se sont cependant adaptés à ce tarissement. Les éléments les plus fins ont été évacués par les tempêtes successives, entraînant de ce fait une diminution de la mobilité des éléments les plus grossiers restés en place.

Artificialisation

Les cordons de galets et graviers méditerranéens sont considérés comme moins attractifs sur le plan touristique que les plages de sable ce qui les rendrait plus sujets aux aménagements et à leur destruction, en particulier sur la côte d'Azur (Anthony *et al.* 1998).

À l'inverse, certaines plages de galets comme celle de Nice sont rechargées artificiellement depuis la fin des années 1960 pour compenser l'arrêt des apports naturels. Cela correspond à plus de 600 000 m^3 de galets déposés soit 5 à 10 % du stock sédimentaire initiale de l'ensemble du cordon de galets, long de 5 km (Cohen 2014). La majeure partie de ces rechargements ont été évacués progressivement le long de la pente du plateau continental. Si ces opérations ont permis de stabiliser certains secteurs, voire d'élargir localement la plage, les opérations de reprofilage annuelles en préparation de la saison estivale contraignent toute possibilité d'organisation texturale naturelle du cordon de galets (Anthony *et al.* 1998).

En Corse, les cordons de galets et graviers sont moins soumis à l'artificialisation, même si certaines plages comme celle de Porto subissent des pressions liées au tourisme. D'autres plages de galets comme Nonza (Cap Corse) sont d'origine anthropique liée à une ancienne carrière d'amiante.

Figure 27. La plage de Porto (Corse-du-Sud) fortement aménagée.

Fréquentation

Comme l'ensemble du littoral méditerranéen, les plages et cordons de galets et graviers sont très fréquentés notamment l'été. Les microhabitats favorables à la faune et à la flore sont sensibles au piétinement et au passage de véhicules tout-terrains (Paradis & Piazza 1995; Iorio *et al.* 2020).

L'augmentation de la fréquentation s'accompagne d'un autre phénomène, l'empilement de galets. Cette pratique n'est pas nouvelle mais s'est largement amplifiée en raison de l'effet démultiplicateur des réseaux sociaux. D'apparence peu impactant, ces empilements soulèvent des inquiétudes de la part des acteurs de terrain et de scientifiques (Rocha *et al.* 2020). En effet, la faune et la flore des cordons de galets et graviers est très liée à la présence de microhabitats. La modification de l'agencement des galets impacte la disponibilité et la qualité de ces microhabitats particulièrement vulnérables.

La Figure 28 ci-dessous résume le fonctionnement global de l'écosystème et les impacts des menaces identifiées.

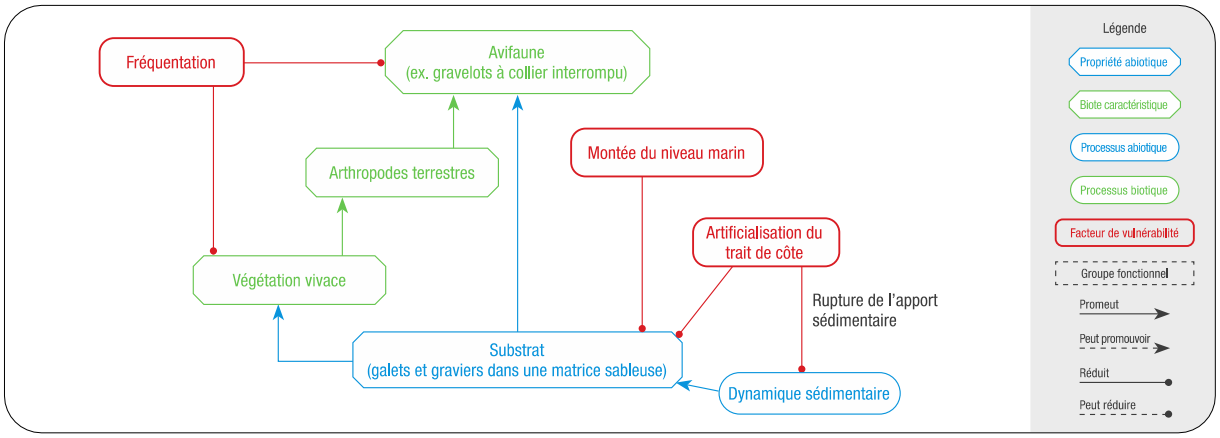


Figure 28. Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème « cordons et plages de galets et graviers fixés à végétation vivace » et impacts des menaces identifiées.

Évaluation (méthode de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015)

Critère A : Réduction de la distribution spatiale

L'artificialisation du littoral se fait au détriment de cet écosystème. Elle conduit à la réduction de son étendue spatiale à la fois directement (imperméabilisation des sites) et indirectement en favorisant le processus d'érosion des plages. Ce processus d'érosion est renforcé par un déficit sédimentaire due à la construction de barrages sur les cours d'eau débouchant sur le littoral concerné.

Situé au contact supérieur de l'écosystème des « cordons et plages de galets et graviers à végétation pionnière », cet écosystème est évalué selon le critère A en se basant sur des informations similaires.

A1. Réduction au cours des 50 dernières années

Malgré la loi littoral (loi relative à l'aménagement, la protection et la mise en valeur du littoral, NOD :1LX9862) entrée en vigueur en 1986, l'urbanisation du littoral s'est poursuivie tout en restant à un niveau relativement faible. Parallèlement, un nombre croissant de sites a été protégés soit par une acquisition par le Conservatoire du littoral (à partir de 1975) ou par intégration au réseau Natura 2000 (à partir de 1979). Aujourd'hui, la plupart des sites concernés par cet écosystèmes sont concernés au moins en partie par une aire protégée. Ces outils de conservation ont donc limité la dynamique de réduction de l'étendue spatiale des plages de galets et graviers sous l'effet de l'urbanisation du littoral.

D'après ce contexte, la perte de surface de l'écosystème sur les 50 dernières années est donc estimée inférieure à 30% de son étendue en 1972 par le comité technique – les plages de galets et graviers étant moins attractives pour le tourisme.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « préoccupation mineure » (LC).

A2a. Réduction estimée au cours des 50 prochaines années

La montée du niveau marin et l'artificialisation du littoral (ex. construction de parkings et de bâtiments) sont deux facteurs pouvant contribuer à la perte en surface des zones où cet écosystème perdure aujourd'hui.

L'élévation du niveau marin est due à plusieurs mécanismes dont la dilatation thermique des masses d'eau sous l'effet de l'élévation des températures et la fonte des glaces continentales. D'après l'examen de plusieurs scénarios d'émission de gaz à effets de serre (B1, A2 et A1B) du rapport spécial du GIEC (2020) suggère une élévation du niveau marin en mer Méditerranée comprise entre 20 et 40 cm d'ici 2070 sous l'effet de la dilatation thermique des masses d'eau. La fonte des glaces continentales doit également être prise en compte pour obtenir une estimation de l'élévation du niveau marin attendu, mais les prédictions concernant la contribution de ce mécanisme présentent une forte incertitude (Horton *et al.* 2020).

Les conclusions sur la perte directe de surface de cet écosystème causée par l'ennoiement permanent des espaces concernés sont donc potentiellement très variables.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

A2b. Réduction estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

Les menaces à l'origine d'une réduction de la surface pour cet écosystème dans un futur proche sont les mêmes que celles mentionnées pour le critère A2a. L'élévation du niveau marin en réponse aux changements climatiques étant exponentielle, ce facteur de perte de surface apparaît secondaire dans un futur proche. Dans cette fenêtre temporelle, ce sont les choix d'aménagements à proximité de ces plages et cordons de galets et graviers qui seront déterminantes mais ils sont difficiles à prédire dans un contexte où la loi « littoral » (Loi n° 86-2 du 3 janvier 1986) reste relativement peu contraignante.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « Données insuffisantes » (DD).

A3. Réduction depuis une référence historique (≈1750)

Au vu de la distribution des plages et cordons de galets et graviers sur le littoral continental, une grande partie de la distribution initiale de l'écosystème a pu se trouver sur les rivages aujourd'hui très urbanisés de la région PACA (Figure 25). Localement,

l'artificialisation du littoral se traduit par la présence de bâtiments, de parkings, de murs et de routes construites entre la moitié du XIXe siècle et 1960 sur le haut de plage où a pu se développer auparavant des végétations pionnières.

En l'absence de connaissance de la nature morphosédimentaire initiale des espaces les plus artificialisés, le pourcentage de réduction en surface de l'écosystème depuis la moitié du XVIIIe siècle demeure inconnu.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

La catégorie « préoccupation mineure » (LC) est attribuée à l'écosystème « cordons et plages de galets et graviers fixés à végétation vivace » selon le critère A.

■ Critère B : Distribution spatiale restreinte

B1. Zone d'occurrence (km²)

La zone d'occurrence de cet écosystème est inférieure à 50 000 km² et supérieure à 20 000 km² d'après les données dont nous disposons (Figure 29, Tableau 9).

B2. Zone d'occupation (mailles 10x10 km)

D'après les données dont nous disposons, cet écosystème a une zone d'occupation comprise entre 15 et 30 mailles 10x10 km² (Figure 29, Tableau 9).

Les facteurs de dégradation de cet écosystème sont similaires à ceux des plages et cordons de galets et graviers à végétation pionnière. L'évaluation des sous-critères B1 et B2 est donc basée sur les mêmes constats.

Le comité technique identifie une mutation dans les usages du littoral depuis le début de la crise sanitaire liée à l'épidémie de SARS-CoV-2. Les experts du comité observent une fréquentation plus importante du littoral : le nombre de personnes fréquentant le littoral s'est accru, les modes de déplacement sur les plages se sont diversifiés (ex. vélos électriques), et la période de fréquentation n'est plus restreinte à la saison estivale. Cette augmentation de la fréquentation – à la fois en termes de durée et d'intensité, est un facteur majeur de perturbation du compartiment biologique. Cette appréciation basée sur du dire d'experts relève des critère qualitatif B1b et B2b des lignes directrices (processus menaçants observés qui risquent d'entraîner des déclins continus dans les interactions biotiques sur les 20 prochaines années).

Le sous-critère B1 classe l'écosystème en « vulnérable » (VU).

Le sous-critère B2 classe l'écosystème dans la catégorie « en danger » (EN).

Tableau 9. Valeurs de l'EOO (superficie de la zone d'occurrence = aire du plus petit polygone convexe) et de l'AOO (taille de la zone d'occupation en nombre de mailles 10x10 km² occupées) des cordons et plages de galets et graviers méditerranéens à végétation vivace selon que la distribution de l'écosystème est basée strictement sur des observations (A), ou en prenant en compte des zones de présence potentielle majeure (B) et mineure (C).

Types d'occurrences pris en compte dans le calcul	AOO en nombre de mailles 10x10 km²	EOO en km²
Avérée	15	37 353
Avérée, potentielle majeure	19	37 428
Avérée, potentielle majeure et mineure	30	45 092

B3. Nombre de localités

Pour cet écosystème, chaque plage correspond à une localité. Cet écosystème s'exprime au moins dans 5 localités (Figure 29).

Ce sous-critère classe l'écosystème en « préoccupation mineure » (LC).

La catégorie « en danger » (EN) est attribuée à l'écosystème « cordons et plages de galets et graviers fixés à végétation vivace » selon le critère B.

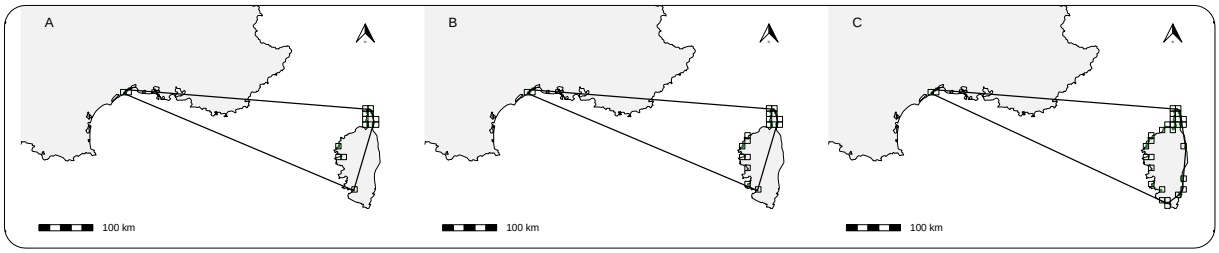


Figure 29. Zone d'occurrence (plus petit polygone convexe) et zone d'occupation (mailles 10x10 km² occupées) des cordons et plages de galets et graviers méditerranéens à végétation vivace selon que la distribution de l'écosystème est basée strictement sur des observations (A), ou en prenant en compte des zones de présence potentielle majeure (B) et mineure (C).

■ Critère C : Dégradation de l'environnement abiotique

Les cordons et plages de galets et graviers fixés à végétation vivace sont exposés à deux types de menaces qui affectent leurs caractéristiques abiotiques :

- Sur le littoral, les changements climatiques s'expriment notamment par une élévation du niveau marin et une augmentation de la fréquence d'évènements météorologiques fréquents (tempêtes, coups de mer), et une réduction potentielle des précipitations qui contribuent à une réduction des flux de nappes souterraines vers le littoral. Ces différents symptômes des changements climatiques se traduisent par une augmentation du niveau de salinité auquel est exposée la végétation et la faune de cet écosystème.

- L'artificialisation du trait de côte et des affluents est à l'origine d'une rupture des apports sédimentaires de gros diamètres et d'une érosion des rivages constitués de matériaux meubles ; cet écosystème est donc concerné du fait de l'érosion du substrat des écosystèmes qui se situent plus à proximité du front de mer.

C1. Modification d'une variable abiotique au cours des 50 dernières années

D'après l'indicateur national d'érosion côtière (Cerema & Ministère en charge de l'environnement, DGALN 2018), entre 52% et 58% des secteurs littoraux où se situe l'écosystème évalué ici présentent un recul du trait de côte (Figure 30). Si l'étendue touchée par ce processus de dégradation est importante, il s'agit d'un taux d'évolution du trait de côte inférieur à 0,5 m/an pour l'essentiel (plus de 30% de l'étendue de l'écosystème).

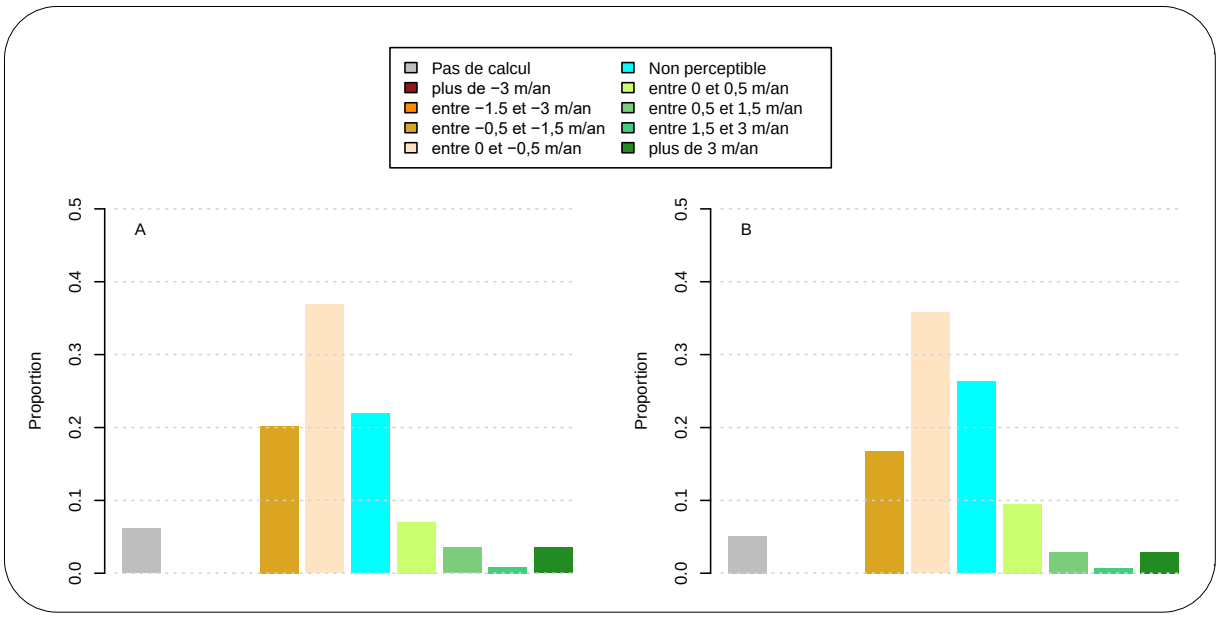


Figure 30. Distribution du taux d'évolution du trait de côte du littoral concerné par les plages de galets et graviers à végétation pionnière selon différentes catégories de l'indicateur national d'érosion côtière (Cerema et MTES, 2017). La proportion correspond au ratio de sections littorales concernées pour chaque catégorie de l'indicateur sur la totalité des sections littorales où l'écosystème est observé. Deux graphiques sont ici présentés pour prendre en compte l'incertitude sur la distribution de l'écosystème : A) présente l'indicateur national d'érosion côtière sur une distribution de l'écosystème basée uniquement sur les observations, tandis que B) prend également les tendances sur les sections littorales où l'écosystème est potentiellement présent (« présence potentielle majeure »).

Cet écosystème est moins directement exposé au processus d'érosion que les plages à végétation pionnière car plus éloigné de la mer, et s'exprimant dans des espaces où le potentiel de recul est en théorie plus important. Il convient donc de baser l'évaluation du sous-critère C1 sur un seuil d'effondrement plus sévère. Si l'écosystème est considéré comme effondré si l'ensemble de son étendue est concerné par une érosion au moins supérieure à 0,5 m/an, alors l'évaluation du critère C1 ne permet pas de qualifier cet écosystème de menacé (étendue soumise à ce type de dégradation comprise entre 16 et 21%).

Ce sous-critère classe l'écosystème en « préoccupation mineure » (LC).

Ce choix s'appuie également sur les limites d'interprétation du seul indicateur national d'érosion côtière développées dans l'évaluation du sous-critère C1 des plages et cordons de galets et graviers à végétation pionnière (caractéristiques dynamiques sur 50 ans inconnues).

C2a. Modification d'une variable abiotique estimée au cours des 50 prochaines années

Sous l'effet des changements climatiques et de ses conséquences (élévation du niveau marin, augmentation de la fréquence des phénomènes de surcôte, etc.), la salinité du milieu relevée au niveau de cet écosystème devrait augmenter dans les prochaines décennies. Les projections concernant l'élévation du niveau marin demeurent très variables en raison de l'incertitude concernant la contribution de la fonte des glaces continentales à l'augmentation des masses d'eau (Horton *et al.* 2020), mais une élévation minimale comprise entre 20 et 40 cm d'ici les années 2070 est attendue en raison de la dilatation thermique de l'eau (Adloff *et al.* 2015). Il s'agit également de projections globales pour le bassin méditerranéen, leur traduction locale est cependant de susceptible de varier selon la topographie locale (fond marin et littoral émergé) et l'orientation des courants et vents dominants.

Cette incertitude quant au degré d'exposition de cet écosystème ne permet donc pas de quantifier l'intensité de l'exposition de l'écosystème d'ici 2070 et de conclure à une catégorie de risque selon ce sous-critère.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

C2b. Modification d'une variable abiotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

L'incertitude concernant la modification des paramètres abiotiques de l'écosystème décrite pour le sous-critère C2a est également valable pour ce sous-critère.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

C3. Modification d'une variable abiotique depuis une référence historique (≈1750)

Sur une période historique, l'artificialisation du trait de côte et l'aménagement des cours d'eau charriant des sédiments grossiers jusqu'à la mer a contribué à la modification du bilan sédimentaire des cordons et plages de galets et graviers du littoral méditerranéen, essentiellement en PACA (ex. de la baie des Anges, Antibes et Nice). Cette altération du bilan sédimentaire s'est produite sur la même période que l'urbanisation du littoral à l'origine d'une imperméabilisation des zones (et donc à une réduction de surface, cf. critère A3) où les végétations vivaces de cet écosystème sont susceptibles de s'exprimer.

Bien que la rupture des apports naturels de sédiments soit relativement ancienne (à partir du XIX^{e} siècle ; par exemple, le début de la couverture du Paillon, qui débouche sur la baie des Anges à Nice, date de 1868), le critère C3 ne peut être évalué sans savoir si la réduction de la distribution de l'écosystème (par imperméabilisation) est localement postérieure ou antérieure à cette modification du bilan sédimentaire.

Plus largement, nous ne disposons pas de données sur la modification des caractéristiques environnementales de cet écosystème sur une telle période.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

La catégorie « préoccupation mineure » (LC) est attribuée à l'écosystème « cordons et plages de galets et graviers fixés à végétation vivace » selon le critère C.

■ Critère D : Perturbation des processus et interactions biotiques

Les facteurs de dégradation du compartiment biologique des cordons et plages de galets et graviers méditerranéens à végétation pionnière sont principalement la fréquentation et le nettoyage des plages quand celui-ci perturbe ses microhabitats (structure du substrat, laisses de mer). Les suivis des impacts de la fréquentation sur ces écosystèmes sont restreints à

quelques sites remarquables (ex. de suivi de grillons maritimes sur les plages de Port-Cros). Ce sont donc des données indirectes de ces impacts qui peuvent appuyer l'évaluation de ce critère. Dans ce qui suit, l'impact potentiel de la fréquentation sur les écosystèmes littoraux est apprécié de manière indirecte.

Pour un écosystème donné, plusieurs facteurs déterminent la magnitude des impacts de la fréquentation :

1. La pression potentielle en nombres de personnes par unité de surface ;
2. L'attractivité des sites concernés ;
3. L'accessibilité des sites concernés ;
4. La durée de la période de fréquentation ;
5. Les pratiques de gestion des sites concernés, et leurs impacts sur les écosystèmes présents.

Pour l'évaluation de ce critère, nous examinons la pression potentielle à l'échelle départementale afin de prendre en compte la mobilité du public fréquentant les littoraux – que celui-ci soit résident ou touriste. En d'autres termes, nous prenons en compte que le public fréquentant le littoral ne provient pas seulement des communes littorales.

L'évaluation de ce critère suit les mêmes principes que pour l'écosystème de « cordons et plages de galets et graviers fixés à végétation vivace ».

D1. Modification d'une variable biotique au cours des 50 dernières années

Les occurrences connues de cet écosystème se situent dans les collectivités suivantes (par ordre décroissant, Tableau 23 de l'Annexe 7) : la Haute-Corse (46,6% de l'étendue « avérée »), l'Hérault (45,2%), et la Corse-du-Sud (8,2%).

D'après les données de l'Insee (Insee 2021), la densité de population dans ces départements est hétérogène sur l'étendue de l'écosystème (Tableau 22 de l'Annexe 7). Par exemple, en 2018, la Haute-Corse et la Corse-du-Sud présentent des densités proches de 40 habitants par km^2, tandis que l'Hérault a une densité de population au moins 3 fois plus élevée (185 habitants par km^2). La pression de fréquentation due aux publics riverains est donc potentiellement variable selon la zone concernée.

Cette hétérogénéité se traduit également sur les taux d'évolution des populations. La densité de population a quasiment doublé dans l'Hérault (+92%) entre 1968 et 2018, tandis qu'elle a augmenté de 20% en Corse (Tableau 22 de l'Annexe 7). À une fréquentation des populations résidentes s'ajoute celle d'un tourisme qui s'est développé sur le littoral méditerranéen durant la seconde moitié du XX^e siècle (Satta 2004). Cependant, les seules données dont nous disposons pour quantifier la dynamique touristique sur le littoral méditerranéen ne remonte pas au-delà de 2011 et présentent une relative stabilité interannuelle sur cette période (Figure 59 de l'Annexe 7). À défaut de permettre d'apprécier l'évolution temporelle de la pression touristique sur 50 ans, ces séries temporelles reflètent néanmoins la saisonnalité de la fréquentation touristique – et notamment la concentration de ces impacts sur la période estivale.

En conclusion, si la pression de fréquentation sur les écosystèmes du littoral est probablement en augmentation continue depuis 50 ans, nous ne disposons pas de données permettant de quantifier ou d'estimer la sévérité relative de la dégradation induite sur cet écosystème au cours des 50 dernières années.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

D2a. Modification d'une variable biotique estimée au cours des 50 prochaines années

Les impacts futurs de la fréquentation dépendent à la fois de l'évolution démographique des communes où se situe cet écosystème et celle des stratégies de gestion en réponse à une éventuelle augmentation de cette pression. Il n'est pas possible de prédire les évolutions futures de ces impacts pour les 50 prochaines années dans le cadre de cet exercice d'évaluation.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

D2b. Modification d'une variable biotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

Depuis la crise sanitaire due à l'épidémie de Sars-Cov-2 en 2020, et notamment les mesures de gestion de cette crise (confinement, restriction de déplacement, distanciation sociale), les membres du comité technique relèvent une évolution des pratiques de fréquentation du littoral. Les écosystèmes du littoral – dont les plages et cordons de galets et graviers, sont fréquentés intensément sur une période plus longue, dépassant les seuls mois d'été qui concentrent historiquement l'essentiel de l'accueil du public usager. La saisonnalité de la fréquentation est donc réduite : l'écosystème est perturbé plus longtemps pendant une année ce qui est susceptible d'augmenter l'importance des impacts dus à la fréquentation. De plus, les pratiques sur le littoral se sont diversifiées (ex. vélos électriques) et se traduisent pas une étendue impactée potentiellement plus importante.

Le comité technique estime que ce changement de pratiques dans la fréquentation du littoral est amené à durer au-delà de la seule crise sanitaire et qu'il est donc susceptible de se traduire en un déclin continu du fonctionnement de l'écosystème dans un futur proche.

Pour évaluer ce critère, nous utilisons la typologie européenne du gradient rural-urbain (Eurostat 2019, 2021) pour les départements concernés. Cette typologie permet de catégoriser d'un territoire à partir de la densité de population, mais aussi de la distribution spatiale et la structure des espaces urbanisés. Elle est interprétée ici comme un proxy de la pression de fréquentation sur le littoral.

D'après la distribution de cet écosystème, 45,2% de l'étendue observée de cet écosystème se trouve dans des départements de densité intermédiaire (0% dans les départements de densité élevée). En prenant en compte les sites où l'écosystème est susceptible d'être présent aujourd'hui, ce pourcentage descend à 37%. L'ensemble de ces sites se trouvent dans le périmètre d'aires protégées.

En fixant le seuil d'effondrement de cet écosystème pour ce sous-critère à 100% de l'étendue spatiale de l'écosystème dans un espace densément peuplé ou de densité intermédiaire, les conclusions de l'évaluation de ce sous-critère dépendent de la prise en compte ou non des actions de protection qui peuvent être mises en place dans les aires protégées.

Étant donnée l'incertitude sur l'étendue de l'écosystème pouvant être soustraite à la pression de fréquentation, **ce sous-critère classe l'écosystème en « quasi-menacé » (NT).**

D3. Modification d'une variable biotique depuis une référence historique (≈1750)

Depuis la moitié du XVIIIe siècle, les cordons et plages de galets et graviers fixés à végétation vivace ont été principalement impactés par l'urbanisation du littoral – en particulier dans la région Provence-Alpes-Côte d'Azur. Dans cette région, l'expansion de la population a démarré au cours du XIXe siècle (en particulier dans les Alpes maritimes et les Bouches du Rhône) alors qu'elle date des années 1960 dans les autres départements littoraux.

Malgré de profondes mutations sur les usages du littoral concerné, il n'existe pas de données à l'échelle de cette période permettant de qualifier la sévérité relative des impacts de cette littoralisation sur les cordons et plages de galets et graviers fixés à végétation vivace du littoral méditerranéen français sur une période de plus de 250 ans.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

La catégorie « quasi-menacée » (NT) est attribuée à l'écosystème « cordons et plages de galets et graviers fixés à végétation vivace » selon le critère D.

L'évaluation du critère D traduit le manque d'information disponible pour quantifier les impacts de la fréquentation et des pratiques associées ou apprécier plus finement l'évolution des pressions (ex. distribution temporelle et spatiale du nombre de visiteurs et des pratiques). S'il est possible d'émettre une conclusion pour le futur proche, la prédominance de la catégorie DD pour ce critère rend compte du besoin de connaître la capacité de charge des sites pour apprécier le risque auquel ils sont exposés.

■ Critère E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème

À la date de cette évaluation, il n'existe pas de modélisation de cet écosystème qui permette d'estimer la probabilité d'effondrement de l'écosystème selon les critères de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN.

La catégorie « données insuffisantes » (DD) est attribuée à l'écosystème « cordons et plages de galets et graviers fixés à végétation vivace » selon le critère E.

■ Bilan de l'évaluation des plages et cordons de galets et graviers à végétation vivace dans la région méditerranéenne française

Critère	Sous-critère	Catégorie
A : Réduction de la distribution spatiale	A1. 50 dernières années	LC
	A2a. 50 prochaines années	DD
	A2b. 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	A3. Depuis une référence historique (≈1750)	DD
B : Distribution spatiale restreinte	B1. Zone d'occurrence	VU
	B2. Zone d'occupation	EN
	B3. Nombre de localités	LC
C : Dégradation de l'environnement abiotique	C1. 50 dernières années	LC
	C2a. 50 prochaines années	DD
	C2b. 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	C3. Depuis une référence historique (≈1750)	DD
D : Perturbation des processus et interactions biotiques	D1. 50 dernières années	DD
	D2a. 50 prochaines années	DD
	D2b. 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	NT
	D3. Depuis une référence historique (≈1750)	DD
E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème		DD
Catégorie globale pour l'écosystème		**EN**

■ Fiabilité de l'évaluation

Le degré de confiance est caractérisé par une **fiabilité moyenne des indicateurs** et un **fort consensus au sein du comité technique**.

■ Évaluateur

Alix SAUVE, Clémentine AZAM (Comité français de l'UICN).

Bilan et interprétation de l'évaluation

Situé plus en arrière des plages de galets et graviers, cet écosystème est particulièrement exposé à l'artificialisation des sols sur le littoral. Sa distribution actuelle, particulièrement restreinte et fragmentée sur le littoral méditerranéen, est le produit d'une régression spatiale causée par un processus d'urbanisation ancien qui s'est stabilisé à la fin du XXe siècle. Sans données anciennes sur la distribution passée de cet écosystème, la perte en surface reste difficile à quantifier.

La distribution restreinte et fragmentée de cet écosystème le rend particulièrement vulnérable aux impacts de la fréquentation et des changements récents dans l'usage des littoraux par les populations touristiques et locales suite à la crise sanitaire liée à l'épidémie de Sars-Cov-2. Ces modifications de comportement de fréquentation sont qualifiées de durables par le comité technique et susceptible d'induire une accentuation des impacts sur le compartiment biologique.

Situé en contact avec l'écosystème de plages et cordons de galets et graviers fixés à végétation pionnière, l'évaluation de cet écosystème suit les mêmes principes d'application des lignes directrices de l'UICN. Elle rend compte donc aussi du besoin de suivi généralisé sur les impacts de la fréquentation sur le littoral méditerranéen français qui permettrait d'approfondir l'évaluation du risque de perte de cet écosystème. La fréquentation est en effet une menace déterminante pour conclure sur le statut de cet écosystème dans cette évaluation. Cela souligne l'importance de connaître la capacité de charge des sites concernés et d'adapter en réponse les stratégies d'accueil pour préserver le fonctionnement de l'écosystème et la biodiversité associée.

Falaises littorales et rivages rocheux méditerranéens

Présentation et distribution géographique

Les falaises littorales et les rivages rocheux méditerranéens représentent plus de la moitié du linéaire côtier continental et près des 2/3 de celui de la Corse (Figure 31). Sur le continent, il est présent de la frontière espagnole à la frontière italienne : ponctuellement en Occitanie (la Côte Vermeille, le Plateau de Leucate, Agde et la Corniche de Sète), puis largement sur le littoral de Provence-Alpes-Côte d'Azur. En Corse, il s'exprime sur le littoral du Cap Corse, les rivages de la côte occidentales, et le Sud-Est de l'île jusqu'à Solenzara.

Sur les côtes rocheuses méditerranéennes, c'est l'écosystème végétalisé le plus exposé à l'influence de la mer. La topographie de cet écosystème est variable : il s'exprime aussi bien sur des falaises, plus ou moins hautes, que sur des rivages rocheux au profil moins abrupt. L'origine géologique des roches constituant cet écosystème est également variée. Les Calanques de Marseille et l'archipel de Riou, en Provence occidentale, les environs d'Antibes dans les Alpes-Maritimes ainsi que les côtes de Bonifacio et de Patrimonio, en Corse, correspondent à des falaises calcaires formées sur des roches sédimentaires. L'essentiel des autres littoraux rocheux méditerranéens du Roussillon, de Provence, des Alpes-Maritimes et de la Corse occidentale sont cristallins, composées de granites et de schistes.

Cet écosystème est caractérisé par des conditions écologiques contraignantes ne permettant l'expression que d'une végétation clairsemée.

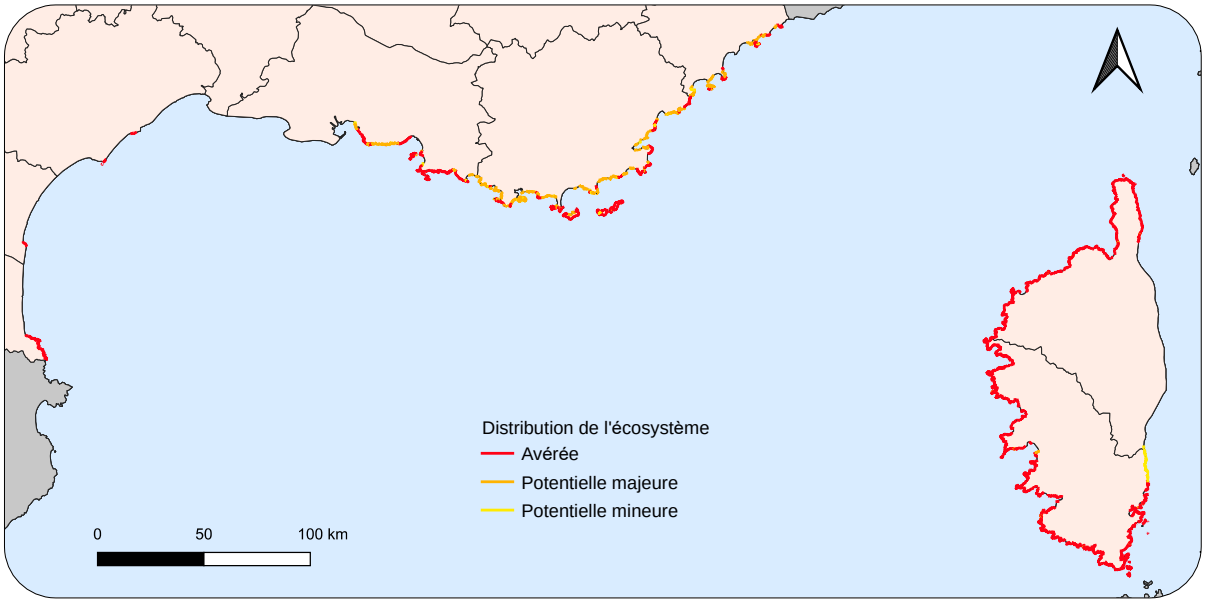


Figure 31. Distribution des falaises et rivages rocheux sur le littoral méditerranéen français. Cette carte distingue les zones de présence avérée (observations) des zones où la présence de l'écosystème est possible d'après leurs caractéristiques mais n'a pas été vérifiée sur le terrain (présence potentielle majeure ou mineure selon que l'ensemble de la zone pointée est concerné ou non). Cette carte contient des données du rapportage dans le cadre de la directive « Habitat-Faune-Flore » pour la période d'évaluation 2013-2018 (PatriNat 2019), ainsi que du CBN de Corse et du CBN méditerranéen de Porquerolles (Annexe 4).

Classification

EUNIS / CORINE biotopes

Nous retenons pour l'écosystème « Falaises littorales et rivages rocheux méditerranéens » les unités EUNIS présentées dans le Tableau 10.

Tableau 10. Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Falaises littorales et rivages rocheux » (Davies *et al.* 2004; Louvel *et al.* 2013).

Code	Intitulé	Description
B3.2	Falaises, corniches, rivages et îlots rocheux sans végétation	Falaises rocheuses littorales, leurs parois, corniches et grottes, les rivages rocheux et rochers littoraux isolés ; leurs communautés d'oiseaux et de mammifères marins, de limicoles et, dans un petit nombre de cas, d'oiseaux terrestres. Le couvert végétal vasculaire est par définition faible ou inexistant, mais les lichens sont habituellement présents.
B3.26	Falaises marines et littoraux rocheux méditerranéo-pontiques	Falaises marines, leurs parois, corniches et grottes associées, littoraux rocheux et rochers isolés de la mer Méditerranée et de la mer Noire. L'espèce menacée *Monachus monachus* dépend de ces grottes pour sa reproduction. *Calonectris diomedea diomedea*, *Puffinus yelkouan mauretanicus*, *Puffinus yelkouan yelkouan*, *Phalacrocorax aristotelis desmarestii*, *Falco eleonorae*, *Larus audouinii* sont des nicheurs caractéristiques. Les communautés vasculaires aérohalines, aussi bien que les communautés des rochers de l'unité H3 qui colonisent les parties moins influencées par le sel, sont particulièrement diversifiées et riches en espèces endémiques.
B3.3	Falaises, corniches et rivages rocheux à angiospermes	Falaises ou parties de falaises littorales et rivages rocheux colonisés par des associations disjointes de plantes de fissures halo-tolérantes (chasmophytes) ou par des prairies halo-tolérantes plus ou moins fermées, avec leurs communautés faunistiques d'invertébrés et de vertébrés terrestres.
B3.33	Communautés des falaises littorales du domaine téthyen	Végétation des falaises et des rivages rocheux de la Méditerranée, de la mer Noire et de l'Atlantique est subtropical, à espèces endémiques du genre *Limonium* et, par exemple, *Silene sedoides*, *Frankenia hirsuta*, *Frankenia pulverulenta*, *Crithmum maritimum*, *Lotus cytisoides* des *Crithmo-Staticetea* et des espèces des *Saginetea* : *Anthemis rigida*, *Bellium minutum*, *Catapodium marinum*, *Mesembryanthemum nodiflorum*, *Parapholis incurva*, *Phleum crypsoides*, *Phleum exaratum*, *Plantago weldenii*, *Psilurus incurvus*, *Sagina maritima*, *Sedum litoreum*, *Valantia muralis*.

Les unités EUNIS B3.2 et B3.33 correspondent respectivement aux unités 18.1 et 18.22 de CORINE biotopes (Bissardon *et al.* 1997).

EUNIS liste une unité de niveau 3 (sans unité de niveau 4) pouvant s'apparenter, d'après son intitulé et la diagnose (Gayet *et al.* 2018), aux falaises littorales méditerranéennes à substrat meuble : l'unité B3.4 intitulée « Falaises littorales à substrat meuble, souvent avec un couvert végétal ». Cependant, la description de cet habitat renvoie davantage à un habitat de la façade atlantique étant données les espèces végétales mentionnées : « Falaises littorales constituées de dépôts de particules minérales relativement meubles, instables ou granuleuses, façonnées par le vent et les vagues. Elles peuvent abriter des arbustes similaires à ceux des dunes (B1.6) avec *Hippophae rhamnoides, Salix repens, Sorbus aucuparia*. »

Ainsi, à défaut d'unités de niveau 4 pour le B3.4, l'écosystème peut être, tout au plus, mis en correspondance avec le B3.4 en *pro parte*.

Un rattachement est néanmoins possible avec l'unité N35, intitulée '*Mediterranean and Black Sea soft sea cliff*", décrite dans EUNIS depuis sa mise à jour (European Environment Agency (EEA) 2022). Cet habitat de la typologie EUNIS est décrit comme suit : "*Coastal soft cliffs around the Mediterranean and Black Seas that consist of readily-eroded clays, shales and sands. Usually, they have gently sloping and often unstable surfaces with a mixture of open soil, pioneer vegetation, scrub and flushes influenced by percolating waters. This habitat is poorly known, and there is little information on its ecological and floristic features.*"

■ Types d'habitats d'intérêt communautaire (Bensettiti *et al.* 2004; Gaudillat *et al.* 2018)

Cet écosystème correspond aux falaises et côtes rocheuses méditerranéennes dans leur ensemble. Il inclut donc les falaises, corniches et rivages sans végétation qui ne correspondent à aucun habitat d'intérêt communautaire, ainsi que les falaises littorales méditerranéennes à végétations aérohalines qui correspondent à l'habitat 1240 « Falaises avec végétation des côtes méditerranéennes avec *Limonium* spp. endémiques ». D'après l'actualisation des interprétations des Cahiers d'habitats (Gaudillat *et al.* 2018), cet habitat générique à logique « biotope » exclut l'habitat élémentaire 1240.3 « garrigues littorales primaires ».

Désormais, l'habitat 1240 comprend également les végétations de chasmophytes pionniers aérohalins des falaises maritimes méditerranéennes (*Armerietum ruscinonensis*, *Crithmo maritimi-Limonietum tremolsii*) du *Crithmo maritimi-Staticion* ainsi que les végétations du Roussillon (*Plantagini subulatae – Dianthetum catalaunici* et *Thymelaeo hirsutae – Plantaginetum subulatae*) des communautés de l'*Euphorbion pithyusae*, initialement rattachées à l'habitat élémentaire 5410.4 « pelouses et garrigues des falaises littorales thermo-méditerranéennes du Roussillon » (Gaudillat *et al.* 2018). Ces dernières ne correspondent pas à l'écosystème décrit ici, la correspondance avec l'habitat du la directive Habitats-Faune-Flore (92/43/EEC) est donc *pro parte*.

■ Classification phytosociologique (Bardat *et al.* 2004; Reyman *et al.* 2016; Noble & Baret 2019)

Végétation de chasmophytes aérohalins des falaises maritimes

- **Classe** : *Crithmo maritimi-Staticetea*
  - **Ordre** : *Spergularietalia macrorhizae*
    - **Alliance :** *Spergularion macrorhizae* (Communautés halophiles à hyperhalophiles des cuvettes et vires rocheuses)
  - **Ordre :** *Crithmo maritimi-Staticetalia*
    - **Alliance :** *Crithmo maritimi-Staticion* (Communautés des fissures de rochers des falaises et rochers littoraux soumis aux embruns de la Méditerranée nord-occidentale)
    - **Alliance :** *Crithmo maritimi-Limonion articulati* [Syn. *: Erodion corsici*] (Communautés cyrno-sardes)

Végétation annuelle halophile

- **Classe** : *Saginetea maritimae*
  - **Ordre** : *Saginetalia maritimae*
    - **Alliance :** *Saginion maritimae* (Communautés vernales subhalophiles sur substrat décapé des falaises en zone d'embruns)
    - **Alliance :** *Sileno sedoidis - Catapodion loliacei* (Végétation annuelle, aérohalophile, thermophile, des replats et cuvettes des rochers littoraux de la Méditerranée orientale et centrale)
  - **Ordre :** *Frankenietalia pulverulentae*
    - **Alliance :** *Polypogonion subspathacei* (Pelouses halophiles, subnitrophile et plus ou moins hygrophiles des falaises cyrno-sardes)

■ IUCN Global Ecosystem Typology 2.0 (Keith *et al.* 2020)

- ***Realm****: Transitional marine-terrestrial*
  - ***Biome****: MT2 Supralittoral coastal biome*
    - ***Functional group:*** *MT2.1 Coastal shrublands and grasslands*

Description

Cet écosystème se caractérise par la présence de communautés aérohalines, résistantes aux vents et aux embruns marins. Les plantes vasculaires se développent dans des conditions extrêmes et sur des milieux très pauvres, où seules quelques anfractuosités permettent leur enracinement. Ces espèces très spécialisées forment des communautés végétales particulièrement riches en espèces endémiques (Bensettiti *et al.* 2004).

■ Biote indigène caractéristique

Végétation

Végétations vivaces à *Crithmum maritimum* et *Limonium* spp.

Figure 32. Végétation chasmophytique du littoral corse (*Limonio corsici-erodietum corsici*).

Les falaises littorales méditerranéennes hébergent un ensemble de végétations pérennes dites chasmophytiques, qui se développent dans les fissures des rochers (Paradis *et al.* 2014). Ces communautés soumises aux aspersions d'eau de mer appartiennent à la classe des *Crithmo maritimi-Staticetea*. Elles se caractérisent d'une part par la crithme marine, *Crithmum maritimum,* et d'autre part par plusieurs espèces du genre *Limonium,* souvent patrimoniales et à distribution restreinte comme *Limonium cordatum* ou *L. cuspidatum*.

Sur le continent, les falaises littorales hébergent l'endémique *Limonium cordatum* dans les Alpes Maritimes et l'est du Var et la saladelle naine (*Limonium pseudominutum*) en Provence occidentale (Lapraz 1979). En Corse, le statice de Patrimonio (*Limonium patrimoniense*) et le statice à feuilles obtuses (*Limonium obtusifolium*) ne se trouvent que sur calcaire, respectivement au Cap Corse et à Bonifacio (Delage & Hugot 2020). Sur les falaises siliceuses et les côtes rocheuses de granites et de schistes de Corse on trouve une autre endémique le statice articulé (*Limonium articulatum*). D'autres, comme le statice de Corse (*Limonium corsicum*), sont moins exigeants sur la nature du substrat.

Les falaises du Roussillon hébergent quant à elles plusieurs espèces endémiques protégées comme l'armérie du Roussillon (*Armeria ruscinonensis*), le limonium de Gérone (*Limonium geronense*) et limonium en baguette (*L. virgatum*).

D'autres espèces sont également caractéristiques de ces végétations vivaces, en particulier le lotier faux-cytise (*Lotus cytisoides*) présent à la fois sur les falaises calcaires et siliceuses, ainsi que la spergulaire à grosse racine (*Spergularia macrohiza*) sur les falaises siliceuses.

Végétations annuelles halophiles

Les côtes rocheuses méditerranéennes hébergent, au bénéfice de petits replats, des communautés de plantes annuelles halophiles et souvent nitrophiles. Ces communautés annuelles éphémères forment des pelouses basses, entre 4 et 20 cm de haut suivant les espèces dominantes. Le recouvrement de ces pelouses est compris entre 20 % et 100 % et dépend de la capacité du substrat à retenir l'eau douce apportée par les pluies et de l'intensité des perturbations subies. Ces communautés sont marquées par la présence de *Catapodium marinum*, *Parapholis incurva*, *Plantago weldenii, Crepis bellidifolia* ou encore de taxons moins caractéristiques de ces milieux comme *Plantago afra* et *Lamarckia aurea* (Paradis *et al.* 2014).

Faune

Invertébrés

Les côtes rocheuses méditerranéennes abritent des communautés d'invertébrés plus ou moins spécialisées mais toujours adaptées aux milieux venteux et chargés en sels. Les bas de falaise sont colonisés par des crustacés isopodes terrestres comme *Porcellio lamellatus*, *Ligia italica* et *Platyarthrus costulatus* (Noël & Séchet 2016).

Sur les parties végétalisées, on trouve notamment *Parmena solieri,* un petit longicorne inféodé aux côtes nord-ouest de la Méditerranée. La larve de cette espèce polyphage consomme les tiges sèches de différentes espèces dont l'euphorbe des garrigues (*Euphorbia characias*), mais également les griffes-de-sorcière (*Carpobrotus* spp.), végétaux invasifs d'Afrique du Sud (Médail *et al.* 2013).

Avifaune

Les falaises et côtes rocheuses méditerranéennes sont des sites d'intérêt majeur pour les oiseaux. Cela s'explique notamment par leur position biogéographique mais également par le fait de disposer de sites peu accessibles et relativement préservées des perturbations humaines.

Ce sont ainsi des sites de nidification pour différents oiseaux marins comme le puffin de Scopoli (*Calonectris diomedea*), le puffin yelkouan (*Puffinus yelkouan*), l'océanite tempête de Méditerranée (*Hydrobates pelagicus melitensis*), le cormoran huppé de Méditerranée (*Phalacrocorax aristotelis desmarestii*) et le goéland d'Audouin (*Ichthyaetus audouinii*) (Courbin *et al.* 2018; Recorbet 2020).

Cet écosystème constitue également un refuge pour des oiseaux rupestres nicheurs comme le faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) et le martinet à ventre blanc (*Tachymarptis melba*) et migrateurs comme le tichodrome échelette (*Tichodroma muraria*) et le martinet pâle (*Apus pallidus*).

Le balbuzard pêcheur (*Pandion haliaetus*) est une espèce cosmopolite à répartition mondiale. En méditerranée, elle est cependant inféodée aux rivages rocheux littoraux avec à peine 80 couples dont 30 en Corse. Les effectifs en Corse se sont effondrés au cours du XX^{e} siècle. Malgré une protection forte et la création de réserves, l'état de conservation des balbuzards de Corse reste préoccupant (Monti *et al.* 2017).

Chiroptères

Les grottes et les cavités des côtes rocheuses méditerranéennes jouent un rôle important pour la reproduction, l'alimentation et l'hibernation de plusieurs espèces de chauves-souris, notamment le minioptère de schreiber, *Miniopterus schreibersii*, le molosse de Cestoni, *Tadarida teniotis,* et la vespère de Savi, *Hypsugo savii* (Ancillotto *et al.* 2014). Sur l'île de Porquerolles des femelles gestantes de murin à oreilles échancrées (*Myotis emarginatus*) occupant des cavités rocheuses ont été équipées d'un émetteur. Certaines rejoignent chaque soir le continent pour aller chasser sur la presqu'île de Giens à une distance de 2,7 km (Albalat *et al.* 2015).

Mammifères marins

Présent historiquement dans toute la mer Noire et la Méditerranée, ainsi qu'au large des côtes atlantiques du nord-ouest de l'Afrique et de la Macaronésie, le phoque moine méditerranéen (*Monachus monachus*) a subi un déclin spectaculaire. Il est devenu l'espèce de phoque la plus menacés au monde (Karamanlidis *et al.* 2016). Sur les côtes méditerranéennes françaises, l'espèce a disparu des îles d'Hyères en 1935, des Calanques de Marseille vers 1945 et de Corse en 1975 (Pascal *et al.* 2006). Pour se reproduire le phoque moine méditerranéen dépend notamment des grottes littorales et des côtes rocheuses abritées avec des zones hors d'atteintes des vagues lors de tempêtes.

■ Milieu physique

Climat

Au niveau bioclimatique cet écosystème peut se rencontrer aux étages thermoméditerranéen et mésoméditerranéen inférieur qui se caractérisent par des températures douces en hiver et plusieurs mois arides en été.

Substrat

Le substrat est en majorité minéral. Les conditions du milieu (embruns, vent, parois verticales) empêchent le développement d'un véritable sol. La végétation prend racine dans des fissures rocheuses et des micro-vires où des particules minérales, issues de l'altération de la roche mère (éboulis, arènes), et des particules organiques, peuvent être piégées (Paradis *et al.* 2014).

Sur le plan géologique, les types de roche qui constituent le littoral méditerranéen sont très variés. Il s'agit notamment de calcaires, de grès, de granites, de schistes, de gneiss, de poudingues (conglomérat de galets).

En Méditerranée, les falaises sont principalement formées à partir de matériaux durs. Il existe par ailleurs des falaises à substrat meuble et friable de type marneux que l'on trouve notamment au pied des falaises Soubeyranes à Cassis et sur la côte occidentale de Corse.

Humidité, salinité et exposition aux vents

L'exposition aux vents et aux embruns est un facteur essentiel pour caractériser cet écosystème. L'absence de sol et la verticalité des parois empêche en grande partie la rétention de l'eau de pluie. Ce phénomène est accentué par les mois de sécheresse caractéristiques des climats méditerranéens. Pour se développer les organismes dépendent en grande partie de l'humidité apportée par les embruns et par les vagues lors des tempêtes.

■ Processus et interactions clés

Dynamique de la végétation

En raison des très fortes contraintes écologiques, les dynamiques de végétations sont bloquées de manière permanente au premier stade (permasérie) de leur succession naturelle (Paradis *et al.* 2006; Delbosc *et al.* 2018).

Les rochers les plus proches de la mer sont presque dépourvus de végétation. Quelques mètres au-dessus des plus hautes vagues apparaissent les premières espèces vivaces halophiles souvent crassulescentes. Par sa capacité à attaquer la roche grâce à une substance acide au niveau des racines, la criste marine ou perce-pierre (*Crithmum maritimum*) constitue une espèce à la fois pionnière et ingénieure de cet écosystème.

Des pelouses annuelles se développent dans les replats les moins exposés aux vagues au cours de l'hiver et au début du printemps. Ces communautés profitent de la saison fraîche et pluvieuse quand l'évaporation et la concentration en sel dans le substrat est réduite (Paradis *et al.* 2014).

Érosion

Sur les stations où le substrat est de nature meuble, l'érosion peut constituer un processus dynamique clef. Dans ces cas, la texture du substrat et le relief rendent facilement érodables les couches superficielles du sol.

Le premier facteur d'érosion est le régime des précipitations avec des pluies rares mais abondantes de type torrentielles qui ravinent les parois. En pied de falaise, l'usure est due à l'impact des vagues et renforcée par les matériaux solides qu'elle transporte. Enfin, les vents qui transportent des sables et des particules de roche contribuent à dégrader les secteurs non végétalisés (Claeys *et al*., 2017).

■ Facteurs de vulnérabilité

Fréquentation

Les falaises et les côtes rocheuses sont relativement préservées car une partie de l'écosystème est difficilement accessible notammant les parois verticales. Pour autant, l'augmentation de la fréquentation et des activités touristiques impactent fortement les milieux en particulier lorsqu'elles sont concentrées sur des sites où se trouvent des espèces rares et sensibles. Dans le Parc national des Calanques, les activités de loisir en falaises comme l'escalade ont entraîné sur certains secteurs des purges de roche, du piétinement et une érosion accélérée de stations d'espèces de flore patrimoniales (Le Mire-Pêcheux, comm. pers. 2015).

Pour la faune, le dérangement lié à la fréquentation représente également une perturbation non négligeable. Dans la réserve naturelle de Scandola en Corse, le stress anthropique est un des facteurs qui impacte négativement le succès reproducteur du Balbuzard pêcheur (ex. Monti *et al.* 2017, 2018).

Espèces végétales exotiques envahissantes

La fréquentation de cet écosystème et de ses alentours favorise également l'augmentation du cortège de plantes nitrophiles, tandis que les aménagements touristiques à proximité peuvent favoriser la propagation d'espèces végétales exotiques envahissantes. L'urbanisation ou l'aménagement du haut des falaises peut par exemple entraîner la substitution des communautés à *Limonium* par des peuplements dominés par *Carpobrotus* ou d'autres espèces exotiques envahissantes comme le figuier de Barbarie (*Opuntia ficus-indica*).

Surpopulation de goélands leucophées

Les populations de goélands leucophées (*Larus michahellis*) ont montré une très forte progression tout au long du XXe siècle. Cette augmentation est en grande partie liée à l'accroissement considérable des ressources alimentaires pour ces oiseaux du fait de la multiplication de décharges à ciel ouvert et, dans une moindre mesure, du développement du chalutage industriel (Duhem *et al.* 2003).

La fermeture progressive des décharges a eu pour conséquence une régression des populations de goélands sur l'ensemble du littoral mais avec des dynamiques propres à chaque secteur. Sur l'archipel des îles d'Hyères, la diminution a commencé à partir de 1982 et s'est intensifiée depuis 2006. Sur les îles de Marseille, l'accroissement des populations s'est poursuivi jusque dans les années 2005 pour connaître une baisse importante et continue depuis (Berger *et al.* 2011).

L'impact de ces goélands sur la faune et la flore littorales est important. Les goélands piétinent la flore, prélèvent des végétaux pour constituer leurs nids, et enrichissent très fortement le sol en composés azotés ou phosphorés. Sur les îles méditerranéennes, ils peuvent être à l'origine du transport de graines continentales, parfois exotiques. Les goélands participent également à l'expansion des pelouses annuelles, au détriment d'une végétation pérenne à fort endémisme (Paradis & Lorenzoni 1996).

Leurs impacts sur les communautés d'arthropodes est à la fois directe et indirecte (Médail *et al.* 2013) :

- Réductions de populations par prédation, ou, au contraire, facilitation par création d'habitats très spécifiques comme les cadavres d'oiseaux, des terriers ;
- Changements de la composition de l'entomofaune associée aux sites colonisés par modification de la physionomie (ouverture du milieu) et de la composition (élimination de certains taxons, facilitation des espèces végétales nitrophiles) de la communauté végétale.

Érosion littorale

L'érosion des falaises littorales est un phénomène naturel issu du rapport de force entre la morphologie des reliefs, les propriétés intrinsèques de la roche et l'action des forçages météorologiques aériens et marins (Lee 2008; Giuliano 2015). Il s'agit d'un processus sur le temps long qui s'accompagne d'événements ponctuels et localisés de types éboulements et glissements de terrain (Claeys *et al.* 2017a).

Bien que le phénomène soit moins marqué que sur la côte atlantique, l'érosion du littoral est un aléa avéré sur la côte méditerranéenne. L'intensité et la répartition spatiale du démantèlement des falaises dépendent toutefois en grande partie du contexte local. Dans les Bouches-du-Rhône 17,5 % du linéaire rocheux présente un risque fort d'instabilité des falaises (Marçot *et al.* 2014b).

Contrairement aux zones urbanisées où le risque est bien évalué, la vulnérabilité des écosystèmes côtiers liée à l'érosion est peu documentée (Claeys *et al.* 2017a).

La Figure 33 ci-dessous résume les impacts de ces facteurs de vulnérabilité sur l'écosystème et son fonctionnement.

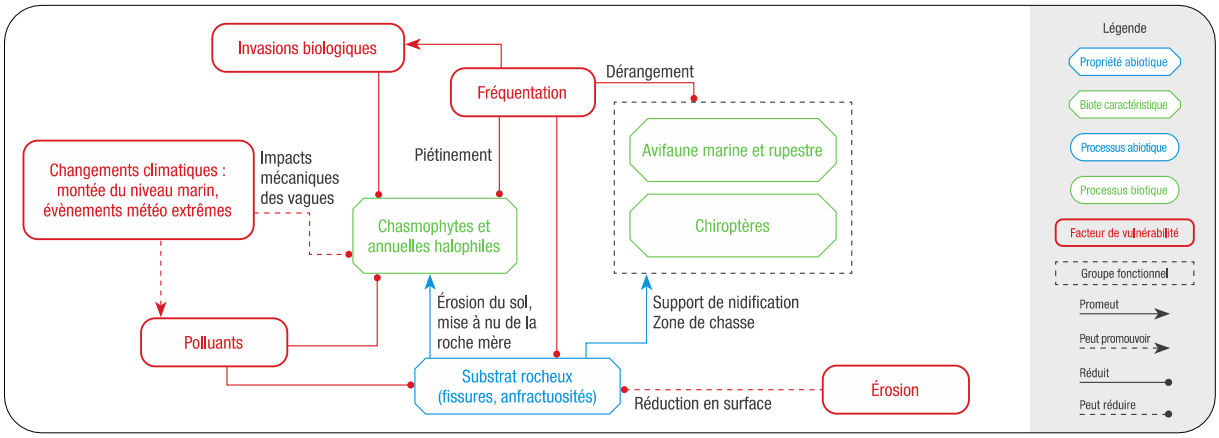


Figure 33. Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème « falaises littorales et rivages rocheux méditerranéens à substrat dur » et impacts des menaces identifiées.

Évaluation (méthode de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015)

■ Critère A : Réduction de la distribution spatiale

A1. Réduction au cours des 50 dernières années

Cet écosystème est exposé à l'artificialisation du littoral qui peut conduire à une perte directe en surface par construction d'infrastructures touristiques, portuaires, ou de logements, ou par une artificialisation du trait de côte (enrochement, murs façonnés) pour favoriser son accessibilité (Bensettiti *et al.* 2004).

Cette artificialisation du littoral ayant eu lieu entre la seconde moitié du XIXe siècle et les années 1980, une estimation de la surface de l'écosystème aujourd'hui et en 1970 serait nécessaire pour quantifier la réduction de la distribution spatiale. A minima, établir une cartographie diachronique des surfaces imperméabilisées sur les rivages rocheux apporterait l'information nécessaire pour établir un proxy de cette réduction sur les 50 dernières années. Ce type de cartographie permettrait également d'objectiver l'efficacité de la loi « Littoral » (Loi n° 86-2 du 3 janvier 1986).

En donnée indirecte, l'évolution temporelle du taux d'artificialisation du littoral rapporté par le MEDAM (consultation en 2022) permet d'approximer cette réduction spatiale, en particulier en Corse où se trouve près de 70% de l'étendue de cet écosystème. Entre 1970 et 2020, ce taux d'artificialisation est passé de 1,44% à 2,83%. Avec un littoral rocheux bien moins exposé à cette artificialisation et moins impacté par l'urbanisation, la réduction spatiale de cet écosystème au cours des 50 dernières années est donc estimée bien inférieure à 30%.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « préoccupation mineure » (LC).

A2a. Réduction estimée au cours des 50 prochaines années

Les falaises et rivages rocheux méditerranéens à substrat durs sont premièrement exposé aux effets de l'urbanisation de la littoral, la nature du substrat limitant grandement le phénomène d'érosion du fait de sa résistance.

Pour la période future, ce sont donc les décisions des collectivités en termes de gestion du littoral, et en particulier concernant son aménagement (approche adaptative des risques naturels et des impacts de l'urbanisation sur la biodiversité du littoral terrestre dans le PLU des communes littorales, respect de la loi « Littoral ») qui peuvent être déterminants du risque de réduction de la distribution spatiale de l'écosystème. La servitude de passage des piétons le long du littoral est néanmoins garantie par la loi du 31 décembre 1976 et réaffirmée par celle du 3 janvier 1986 (loi « littorale »).

Le risque de perte de surface sous l'effet de l'érosion dépend quant à lui de la nature de la roche constituant le substrat qui détermine la résistance de l'écosystème à l'action de la mer et des eaux de pluie. L'évolution de la surface de l'écosystème sous l'effet de ce processus est cependant difficile à prédire.

En l'absence de zone de repli, les rivages rocheux les moins escarpés pourraient régresser du fait de l'ennoiement permanent produit par l'élévation du niveau marin. Cependant, l'incertitude existante autour de l'estimation de l'élévation du niveau marin en mer Méditerranée (Adloff *et al.* 2015) rend difficile de prédire les zones occupées par cet écosystème qui seront effectivement inondées de manière permanente.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

A2b. Réduction estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

Dans un futur proche, le risque de réduction de la distribution spatiale de cet écosystème dépend essentiellement du processus d'urbanisation sur le littoral. Comme exposé ci-dessus pour le critère A2a., ce risque dépend des objectifs inscrits dans les PLU des communes littorales et de leur cohérence avec la loi « Littoral » (loi du 3 janvier 1986). En principe, le code de l'urbanisme interdit toute construction dans la bande des 100 m du rivage (article L.121-16) mais des dérogations existent notamment pour les infrastructures « nécessaires à des services publics ou à des activités économiques exigeant la proximité immédiate de l'eau » (article L.121-17).

La faible urbanisation du littoral, et surtout sa relative stabilité depuis le début des années 2000, ainsi que la protection par la loi « littoral » (loi du 3 janvier 1986)

Cet écosystème est protégé par (i) sa topographie dans les espaces où le relief littoral est le plus escarpé et par (ii) la loi « littoral » qui interdit toute construction dans la bande des 100 m du rivage (article L.121-16). Dans un contexte où le niveau d'urbanisation est relativement stable depuis le début des années 2000, la réduction spatiale de cet écosystème sur une fenêtre temporelle contemporaine de 50 ans est estimée inférieure à 30%.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « préoccupation mineure » (LC).

A3. Réduction depuis une référence historique (≈1750)

Depuis la moitié du XVIII^{e} siècle, la distribution de cet écosystème a pu régresser sous l'effet de l'urbanisation du littoral par la construction de ports, de murs façonnés, de routes, et d'enrochements. Un examen du linéaire côtier occupé par des zones portuaires ou des remblais dans les zones majoritairement rocheuses du littoral ne permettent pas de conclure à une perte supérieure ou égale à 50% du linéaire occupé par cet écosystème (EUROSION 2004).

L'évaluation de ce sous-critère se base strictement sur la longueur du trait de côte occupé par cet écosystème, et non sur la largeur de la bande littorale concernée. Il n'existe pas de données qui permettraient d'estimer une réduction de surface de l'écosystème dans sa largeur sur cette période temporelle.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « préoccupation mineure » (LC).

La catégorie « préoccupation mineure » (LC) est attribuée à l'écosystème « falaises et rivages rocheux méditerranéens » selon le critère A.

■ Critère B : Distribution spatiale restreinte

B1. Zone d'occurrence (km²)

La zone d'occurrence de cet écosystème est estimée supérieure à 50 000 km^2 (Tableau 11, Figure 34).

Ce sous-critère classe l'écosystème en « préoccupation mineure » (LC).

B2. Zone d'occupation (maille 10x10 km)

La zone d'occupation de cet écosystème est estimée supérieure à 50 mailles de 10x10 km^2 (Tableau 11, Figure 34).

Ce sous-critère classe l'écosystème en « préoccupation mineure » (LC).

Tableau 11. Valeurs de l'EOO (superficie de la zone d'occurrence = aire du plus petit polygone convexe) et de l'AOO (taille de la zone d'occupation en nombre de mailles 10x10 km^2 occupées) des falaises et rivages rocheux méditerranéens selon que la distribution de l'écosystème est basée strictement sur des observations (A), ou en prenant en compte des zones de présence potentielle majeure (B) et mineure (C).

Types d'occurrences pris en compte dans le calcul	AOO en nombre de mailles 10x10 km^2	EOO en km^2
Avérée	97	91 765
Avérée, potentielle majeure	104	91 765
Avérée, potentielle majeure et mineure	105	91 765

B3. Nombre de localités

Pour cet écosystème, une localité peut être définie comme un segment côtier de nature géologique et géomorphologique continue d'après les données EUROSION (2004). Ce nombre est très largement supérieur à 5 (Figure 34).

Ce sous-critère classe l'écosystème en « préoccupation mineure » (LC).

La catégorie « préoccupation mineure » (LC) est attribuée à l'écosystème « falaises littorales et rivages rocheux méditerranéens à substrat dur » selon le critère B.

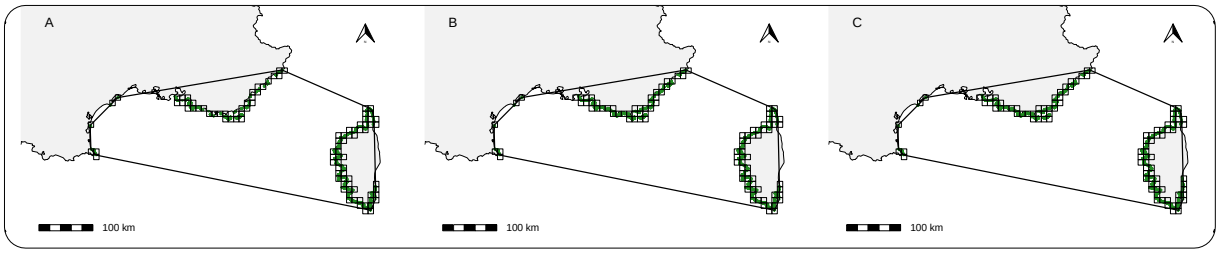


Figure 34. Zone d'occurrence (plus petit polygone convexe) et zone d'occupation (mailles 10x10 km² occupées) des falaises et rivages rocheux méditerranéens selon que la distribution de l'écosystème est basée strictement sur des observations (A), ou en prenant en compte des zones de présence potentielle majeure (B) et mineure (C).

■ Critère C : Dégradation de l'environnement abiotique

C1. Modification d'une variable abiotique au cours des 50 dernières années

L'érosion des falaises rocheuses peut être un facteur de dégradation de l'environnement caractéristique de cet écosystème en provoquant la perte de substrat à une fréquence ne permettant pas le maintien du biote caractéristique. Ce phénomène est cependant négligeable pour cet écosystème et ne ressort donc pas comme un facteur de déclin continu (Figure 35).

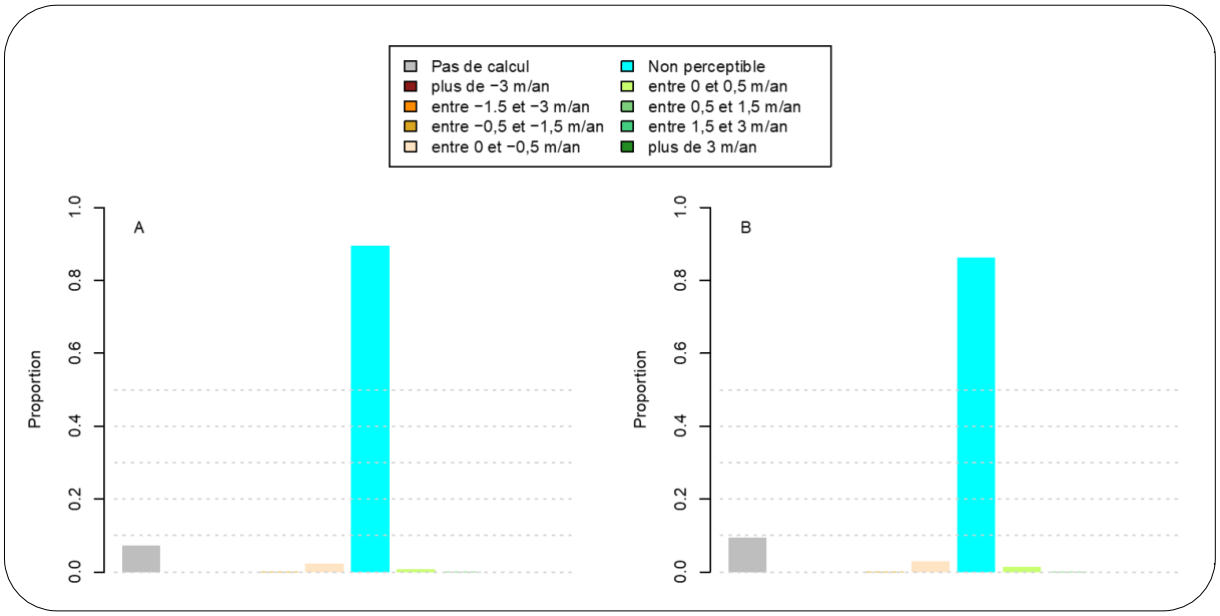


Figure 35. Distribution du taux d'évolution du trait de côte du littoral concerné par les falaises et rivages rocheux du littoral méditerranéen selon différentes catégories de l'indicateur national d'érosion côtière (Cerema et MTES, 2017). La proportion correspond au ratio de sections littorales concernées pour chaque catégorie de l'indicateur sur la totalité des sections littorales où l'écosystème est observé. Deux graphiques sont ici présentés pour prendre en compte l'incertitude sur la distribution de l'écosystème : A) présente l'indicateur national d'érosion côtière sur une distribution de l'écosystème basée uniquement sur les observations, tandis que B) prend également les tendances sur les sections littorales où l'écosystème est potentiellement présent (« présence potentielle majeure »).

Les pollutions diffuses sont susceptibles d'avoir été un moteur de dégradation du milieu abiotique de cet écosystème, et ce malgré la mise en place de normes environnementales, en raison de la diversification des polluants et des potentiels effets « cocktails ». Cependant, l'évaluation de ce sous-critère n'est pas possible en raison de deux facteurs limitants :

1. L'absence de données sur l'augmentation de cette pollution (en termes d'émissions, dépôts, voire d'accumulation) au cours des 50 dernières années ;
2. La difficulté de définir un seuil d'effondrement basé prenant en compte un effet « cocktail » de polluants.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

C2a. Modification d'une variable abiotique estimée au cours des 50 prochaines années

Les changements climatiques en cours et à venir sont susceptible d'impacter le niveau d'exposition de cet écosystème à l'influence de la mer : (i) une augmentation du niveau marin s'accompagnerait d'une progression du niveau de salinité dans

les zones où s'exprime actuellement cet écosystème, (ii) l'augmentation de la fréquence et la force des évènements météorologiques extrêmes équivaudrait à une modification du régime de perturbation de l'écosystème.

L'évolution des caractéristiques (composition, quantité) de la pollution diffuse à venir et celles des normes environnementales est également difficile à projeter.

À la date de cette évaluation, nous ne disposons pas de données permettant d'estimer l'évolution de ces paramètres abiotiques d'ici 50 ans, et donc d'évaluer ce sous-critère.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

C2b. Modification d'une variable abiotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

Ce sous-critère n'est pas évalué ici pour les raisons invoquées pour les sous-critères C1 et C2a.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

C3. Modification d'une variable abiotique depuis une référence historique (≈1750)

À l'échelle d'une période historique (~1750 à nos jours), le facteur de dégradation principal des caractéristiques abiotiques de cet écosystème est la pollution du milieu (sol et atmosphère). Celle-ci est le résultat du développement de l'industrie, du trafic maritime et de la démographie à proximité du littoral méditerranéen français. Si aujourd'hui près de 60% de l'étendue de cet écosystème est situé à une distance inférieure à 5 km d'un site industriel (Figure 55 dans l'Annexe 7) et traduit une démultiplication des sources de polluants, cette information sur la pression ne peut être interprétée directement dans le cadre de cette évaluation du risque de perte de l'écosystème. En effet, si les sources de pollution diffuse se sont multipliées sur le territoire depuis la moitié du XVIII^{e} siècle, les caractéristiques des polluants (bioaccumulation, persistance dans l'environnement, dégradabilité) a également considérablement changé et leur nocivité a évolué, notamment en réponse à la mise en œuvre de normes environnementales à partir de la fin des années 1980. Il est donc difficile d'en déduire un déclin continu de la qualité environnementale, mais surtout de le quantifier, en l'absence de données de long terme.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

La catégorie « données insuffisantes » est attribuée à l'écosystème « falaises et rivages rocheux du littoral méditerranéen » selon le critère C.

■ Critère D : Perturbation des processus et interactions biotiques

L'évaluation de ce critère suit les mêmes principes que pour les écosystèmes relevant des cordons et plages de galets et graviers en ce qui concerne la dégradation liée à la fréquentation du littoral. Ce critère prend également en compte les impacts de la progression d'espèces végétales exotiques envahissantes en se basant sur les données d'observations centralisées par les Conservatoires botaniques nationaux dont les territoires d'agrément se situent dans le périmètre de ce chapitre.

D1. Modification d'une variable biotique au cours des 50 dernières années

Nous ne disposons pas de données permettant d'estimer la dégradation de cet écosystème sous l'effet de la fréquentation locale et touristique, ou d'une eutrophisation due au pullulement des populations de goélands leucophées induit par les activités humaines.

Cet écosystème étant également exposé à une dégradation due à l'introduction d'EVEE, nous évaluons ce sous-critère en nous basant sur les données de distribution d'une sélection d'EVEE du CBN de Corse et du CBN méditerranéen de Porquerolles extraites des bases de données internes en 2022 (voir Annexe 8 pour une description de la méthode employée). Cette sélection regroupe les espèces pouvant potentiellement présenter de forts impacts sur les écosystèmes littoraux méditerranéens.

D'après ces données, l'occurrence d'EVEE localement problématiques est passée d'1,8% à 44% de l'étendue de l'écosystème que nous évaluons ici (Figure 36A et C), soit une sévérité relative de 43%. En excluant les mailles où le temps de résidence est inférieur à 1 an afin de réduire le risque de surestimer cette sévérité relative au regard du type de données (données opportunistes), cette sévérité relative descend à 22,2% (Figure 36B et D), en dessous du seuil permettant de classer cet écosystème dans la catégorie « vulnérable » selon ce sous-critère.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « quasi-menacé » (NT).

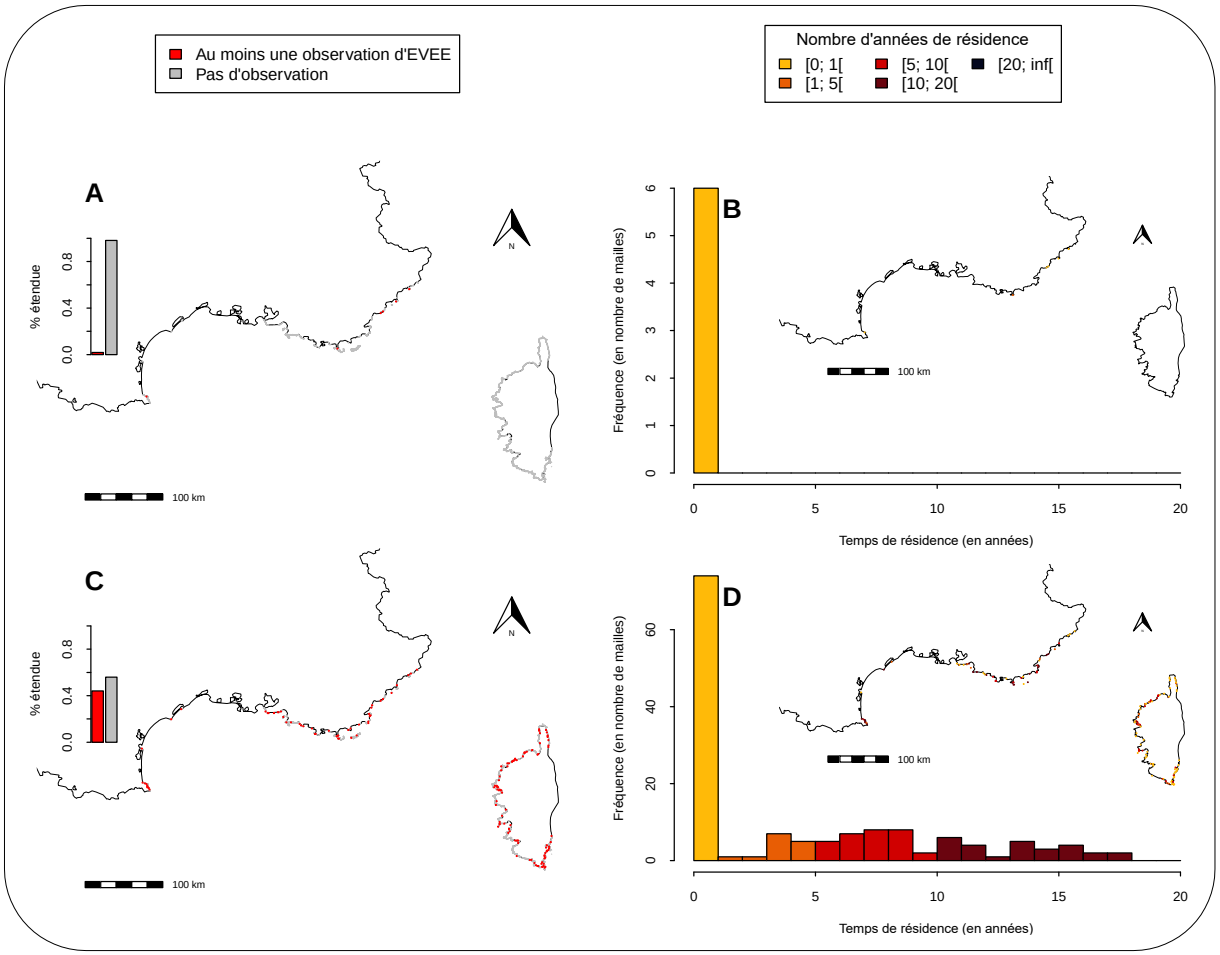


Figure 36. Évolution de la distribution d'EVEE majeures et émergentes problématiques pour les écosystèmes littoraux rocheux méditerranéens entre A) la période 1951-1971 et C) la période 2001-2021. Sur les cartes A et C, la distribution actuelle de l'écosystème est représentée en gris, et la présence d'EVEE est marquée en rouge (standardisation des données d'occurrence selon un maillage 1x1 km²). Ces cartes incluent des histogrammes qui décrivent la proportion de l'écosystème (en nombre de maille 1x1 km² concernée) où au moins une EVEE est présente (rouge). L'étendue de l'écosystème où aucune observation n'a été rapportée pour cette période est représentée en gris dans ces mêmes graphiques. Les figures B et D représentent la distribution des mailles de présence d'EVEE dans plusieurs catégories de temps de résidence, respectivement pour la période 1951-1971 et la période 2001-2021. Les cartes incluses décrivent la distribution spatiale des mailles de présence d'EVEE selon ce temps de résidence. L'ensemble de la figure contient des données issues du Conservatoire botanique national Corse (2022) et du Conservatoire botanique national méditerranéen de Porquerolles (2022).

D2a. Modification d'une variable biotique estimée au cours des 50 prochaines années

Les impacts futurs de la fréquentation dépendent à la fois de l'évolution démographique des communes où se situe cet écosystème et celle des stratégies de gestion en réponse à une éventuelle augmentation de cette pression. Ces évolutions futures sont donc difficiles à prédire. Il en est de même pour l'impact des espèces végétales exotiques envahissantes.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

D2b. Modification d'une variable biotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

Depuis la crise sanitaire due à l'épidémie de Sars-Cov-2 en 2020, et notamment les mesures de gestion de cette crise (confinement, restriction de déplacement, distanciation sociale), les membres du comité technique relèvent une évolution des pratiques de fréquentation du littoral. Les écosystèmes du littoral – dont les falaises littorales et les rivages rocheux méditerranéens, sont fréquentés intensément sur une période plus longue, dépassant les seuls mois d'été qui concentrent historiquement l'essentiel de l'accueil du public usager. La saisonnalité de la fréquentation est donc réduite : l'écosystème est perturbé plus longtemps pendant une année ce qui est susceptible d'augmenter l'importance des impacts dus à la fréquentation. De plus, les pratiques sur le littoral se sont diversifiées (ex. escalade) et se traduisent pas une étendue impactée potentiellement plus importante.

Le comité technique estime que ce changement de pratiques dans la fréquentation du littoral est amené à durer au-delà de la seule crise sanitaire et qu'il est donc susceptible de se traduire en un déclin continu du fonctionnement de l'écosystème dans un futur proche.

Pour évaluer ce critère, nous utilisons la typologie européenne du gradient rural-urbain (Eurostat 2019, 2021) pour les départements concernés. Cette typologie permet de catégoriser d'un territoire à partir de la densité de population, mais aussi de la distribution spatiale et la structure des espaces urbanisés. Elle est interprétée ici comme un proxy de la pression de fréquentation sur le littoral.

D'après la distribution de cet écosystème, entre 29,9% et 39,6% de son étendue se trouve dans des départements de densité intermédiaire ou densément peuplé. L'étendue de cet écosystème exposée à cette menace en dehors du périmètre d'aires protégées tombe à un niveau bien inférieur (entre 6,7 et 12,7%).

En fixant le seuil d'effondrement de cet écosystème pour ce sous-critère à 100% de l'étendue spatiale de l'écosystème dans un espace densément peuplé ou de densité intermédiaire, les conclusions de l'évaluation de ce sous-critère dépendent donc de la prise en compte ou non des actions de protection qui peuvent être mises en place dans les aires protégées.

Étant donnée l'incertitude sur l'étendue de l'écosystème pouvant être soustraite à la pression de fréquentation, **ce sous-critère classe l'écosystème en « quasi-menacé » (NT).**

D3. Modification d'une variable biotique depuis une référence historique (≈1750)

La distribution actuelle des EVEE d'après les données du CBN de Corse et du CBN méditerranéen de Porquerolles (2022) ne permet pas de conclure que cet écosystème est menacé selon le sous-critère D3. En effet, même en supposant l'absence d'EVEE sur l'essentiel de la distribution de l'écosystème à la moitié du XVIIIe siècle, la progression des EVEE touche moins de 50% de la distribution de l'écosystème aujourd'hui.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « préoccupation mineure » (LC).

La catégorie « quasi-menacé » (NT) est attribuée à l'écosystème « falaises littorales et rivages rocheux méditerranéens » selon le critère D.

■ Critère E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème

À la date de cette évaluation, il n'existe pas de modélisation de cet écosystème qui permette d'estimer la probabilité d'effondrement de l'écosystème selon les critères de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN.

La catégorie « données insuffisantes » (DD) est attribuée à l'écosystème « falaises littorales et rivages rocheux méditerranéens » selon le critère E.

■ Bilan de l'évaluation des falaises littorales et côtes rocheuses méditerranéennes en France métropolitaine

Critère	Sous-critère	Catégorie
A : Réduction de la distribution spatiale	A1. 50 dernières années	LC
	A2a. 50 prochaines années	DD
	A2b. 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	LC
	A3. Depuis une référence historique (≈1750)	LC
B : Distribution spatiale restreinte	B1. Zone d'occurrence	LC
	B2. Zone d'occupation	LC
	B3. Nombre de localités	LC
C : Dégradation de l'environnement abiotique	C1. 50 dernières années	DD
	C2a. 50 prochaines années	DD
	C2b. 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	C3. Depuis une référence historique (≈1750)	DD
D : Perturbation des processus et interactions biotiques	D1. 50 dernières années	NT
	D2a. 50 prochaines années	DD
	D2b. 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	NT
	D3. Depuis une référence historique (≈1750)	LC
E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème		DD
Catégorie globale pour l'écosystème		**NT**

■ Fiabilité de l'évaluation

Le degré de confiance est caractérisé par une **fiabilité moyenne des indicateurs** et un **fort consensus au sein du comité technique**.

■ Évaluateur

Alix SAUVE, Clémentine AZAM (Comité français de l'UICN).

Bilan et interprétation de l'évaluation

Sur l'essentiel de leur étendue, c'est la perturbation du compartiment biologique qui est à l'origine de la dynamique de dégradation des falaises et rivages rocheux. La présence d'espèces végétales exotiques envahissantes est ancienne sur le littoral, et leur expansion contribue à une lente érosion de la végétation caractéristique et se répercute sur le reste de l'écosystème. À cela s'ajoutent les impacts d'une fréquentation de plus en plus intense à laquelle cet écosystème linéaire est particulièrement sensible. Ces facteurs de dégradation sont favorisés par l'urbanisation des territoires situés à l'arrière de cet écosystème. En effet, si l'artificialisation des sols n'a que marginalement impacté l'étendue des falaises et rivages rocheux sur le littoral méditerranéen français, elle est corrélée à une multiplication des sources de propagules d'espèces végétales exotiques envahissantes et à une augmentation de la pression causées par les activités de loisirs des populations riveraines.

Aujourd'hui, des inconnues demeurent sur les autres facteurs de dégradation de cet écosystème et leurs évolutions futures. L'acquisition de données sur le long terme est nécessaire pour anticiper la dynamique future de cet écosystème en réponse à la diversification des polluants et aux impacts des changements climatiques sur l'interface terre-mer.

Garrigues basses et phryganes des côtes rocheuses méditerranéennes

Présentation et distribution géographique

Cet écosystème comprend les garrigues primaires littorales et les phryganes, fruticées ouvertes dominées par des formations en coussins, parfois épineux selon les espèces présentes, en alternance avec un sol nu et des roches affleurantes. Sur les côtes rocheuses, cet écosystème se situe au-dessus des végétations aérohalines qui sont les plus exposées à l'influence de la mer, et devant les maquis bas et fourrés du littoral.

En France, cet écosystème est présent sur la Côte Vermeille dans les Pyrénées-Orientales, sur le littoral de la Provence occidentale et siliceuse, les rivages maralpins et sur l'ensemble du littoral rocheux de la Corse (Figure 37).

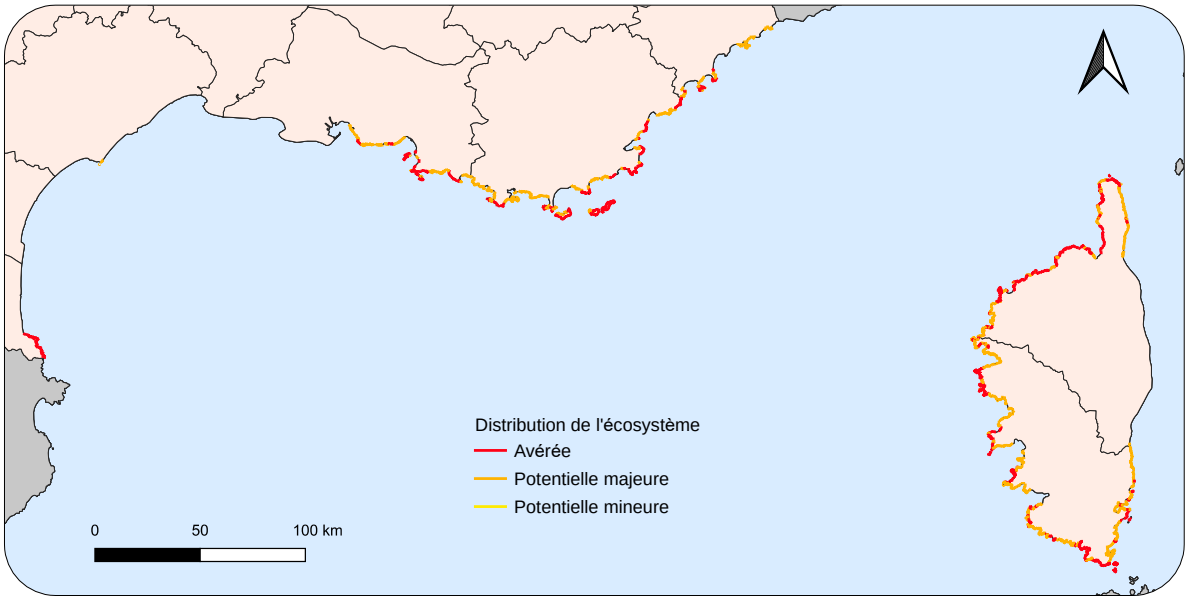


Figure 37. Distribution des garrigues basses et phryganes des côtes rocheuses sur le littoral méditerranéen français. Cette carte distingue les zones de présence avérée (observations) des zones où la présence de l'écosystème est possible d'après leurs caractéristiques écologiques mais n'a pas été vérifiée sur le terrain (présence potentielle majeure ou mineure selon que l'ensemble de la zone pointée est concerné ou non). Cette carte contient des données du rapportage dans le cadre de la directive « Habitat-Faune-Flore » pour la période d'évaluation 2013-2018 (PatriNat 2019), ainsi que du CBN de Corse et du CBN méditerranéen de Porquerolles (Annexe 4).

Classification

EUNIS / CORINE biotopes

Nous retenons pour l'écosystème « Garrigues basses et phryganes des côtes rocheuses méditerranéennes » l'unité présentée dans le Tableau 12.

Tableau 12. Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Garrigues basses et phryganes des côtes rocheuses méditerranéennes » (Davies *et al.* 2004; Louvel *et al.* 2013).

Code	Intitulé	Description
F5.517	Garrigues côtières à *Helichrysum*	Formations basses d'*Helichrysum* (*Helichrysum italicum ssp. microphyllum*, *Helichrysum italicum ssp. italicum*) avec des Euphorbes (*Euphorbia pithyusa*, entre autres), *Pistacia lentiscus*, *Camphorosma monspeliaca*, *Artemisia densiflora* ou *Thymelaea passerina*, *Thymelaea hirsuta*, *Thymelaea tartonraira*. Ces formations se présentent à proximité immédiate de falaises littorales, faisant la transition entre les végétations des falaises ou les phryganes des sommets des falaises et les buissons thermoméditerranéens. Elles sont particulièrement caractéristiques des grandes îles de la Méditerranée.
F7.11 p.p.	Phryganes ouest-méditerranéennes du sommet des falaises	Associations rares, extrêmement locales et isolées, des sommets des falaises et des zones adjacentes, dispersées le long des côtes de Provence, du Cap Corse, du détroit de Bonifacio, de Catalogne (Cabo de Creus) et de l'extrême sud-ouest du Portugal. Elles sont caractérisées par la présence d'*Astragalus massiliensis* ou d'*Anthyllis hermanniae*, accompagnés selon les cas par *Thymelaea hirsuta*, *Helichrysum italicum*, *Plantago subulata*, *Armeria ruscinonensis*.

Cet écosystème est à mettre en correspondance avec les unités 32.217 et 33.1 (33.11 à 33.14) de CORINE biotopes (Bissardon *et al.* 1997).

Types d'habitats d'intérêt communautaire (Bensettiti *et al.* 2005; Gaudillat *et al.* 2018)

Cet écosystème comprend l'habitat d'intérêt communautaire 5320 « Formations basses d'euphorbes près des falaises » présent sur les replats sommitaux des falaises littorales des îles tyrrhéniennes. Il intègre également l'habitat d'intérêt communautaire 5410, « Phryganes ouest méditerranéennes des sommets des falaises (*Astragalo-plantaginetum subulatae*) ».

En France, le 5320 est restreint à la corse et le 5410 ne se trouve qu'en Provence calcaire et en Corse-du-Sud (Gaudillat *et al.* 2018).

Classification phytosociologique (Bardat *et al.* 2004; Reyman *et al.* 2016; Noble & Baret 2019)

Garrigues et formations chaméphytiques

- **Classe** : *Rosmarinetea officinalis*
  - **Ordre :** *Helichrysetalia italici*
    - **Alliance :** *Euphorbion pithyusae* (Garrigues thermoméditerranéennes halotolérantes sur substrats rocheux)

Landes thermophiles sur substrat acide

- **Classe** : *Cisto ladaniferi-Lavanduletea stoechadis*
  - **Ordre** : *Lavanduletalia stoechadis*
    - **Alliance :** *Teucrion mari* (Communautés basses thermo- et mésoméditerranéennes de Corse et de Sardaigne sur silice et calcaire)

■ IUCN Global Ecosystem Typology 2.0 (Keith *et al.* 2020)

- ***Realm**: Transitional marine-terrestrial*
  - ***Biome**: MT2 Supralittoral coastal biome*
    - ***Functional group:** MT2.1 Coastal shrublands and grasslands*

Description

Cet écosystème littoral est moins directement exposé aux embruns que les falaises et les côtes rocheuses à végétation aérohaline. Il présente une physionomie ouverte où le caractère rocheux est bien visible, composée de petits arbustes à la teinte généralement grisâtre caractéristique, ce qui le distingue des maquis et fourrés où le recouvrement est quasi-total.

■ Biote indigène caractéristique

Végétation

Garrigues primaires

Végétation semi-halophile ligneuse basse à moyenne, formant une ceinture qui s'intercale entre les végétations des rochers et les maquis littoraux des secteurs moins exposés. Les espèces caractéristiques sont des espèces halotolérantes en particulier l'euphorbe pin (*Euphorbia pithyusa*) et les immortelles (*Helichrysum* spp.) et *Daucus carota* subsp. *hispanicus* (Rodriguez-Perez & Traveset 2009). Elles sont marginalement, du fait de leur proximité immédiate, accompagnées d'espèces thermophiles comme *Pistacia lentiscus*, *Phillyrea latifolia*, *Rosmarinus officinalis* ou *Lavandula stoechas* (Reyman *et al.* 2016; Noble & Baret 2019).

Cet habitat héberge plusieurs espèces à valeur patrimoniale comme la passerine hirsute (*Thymelaea hirsuta*), l'immortelle à petites feuilles (*Helichrysum italicum* subsp. *microphyllum*) ou l'halimium à feuilles d'obione (*Halimium halimifolium*).

Figure 38. Garrigues primaires côtières à *Helichrysum* du Capo Bianco (Cap Corse).

Phryganes littorales

Les phryganes littorales sont des formations végétales en coussinets constituées de taxons thermoxérophiles halotolérantes ouest-méditerranéennes. Cette physionomie particulière est due à des plantes épineuses protégées : l'astragale de Marseille (*Astragalus tragacantha*) et l'astragale de Terracciano en Corse (*Astragalus terraccianoi*). Dans les conditions particulièrement venteuses et sèches de cet écosystème, la passerine tartonraire (*Thymelaea tartonraira*) et le plantain caréné (*Plantago subulata*) contribuent également à la physionomie de la végétation en développant un port en coussinet.

Astragalus tragacantha est particulièrement menacé avec 95 % de son effectif mondial localisé en Provence calcaire sur le littoral du Parc national des Calanques (Affre *et al.* 2015).

En France, cet habitat est limité à la côte et aux îles adjacentes entre Marseille et Cassis et en Corse-du-Sud au niveau du Capu Pertusatu (Gaudillat *et al.* 2018). Du fait de sa distribution restreinte et morcelée, cet écosystème est particulièrement vulnérable.

Faune

Herpétofaune

Les garrigues et les phryganes sont des milieux chauds qui présentent de nombreux microhabitats pour l'herpétofaune, en particulier les serpents (la coronelle girondine, *Coronella girondica,* ou la couleuvre de Montpellier, *Malpolon monspessulanus*) et les lézards (le lézard ocellé, *Timon lepidus,* ou le psammodrome d'Edward, *Psammodromus edwarsianus*).

Le phyllodactyle d'Europe (*Euleptes europaea*) est un petit gecko nocturne caractéristique de cet écosystème (Renet *et al.* 2012). Cette espèce se trouve principalement sur le littoral en particulier sur les îles et les îlots. En France, il est présent sur les îles de Marseille, en Corse et dans les Alpes-Maritimes.

Invertébrés

Une des caractéristiques des garrigues et des phryganes littorales est l'importance des interactions entre la flore et les invertébrés (Rodriguez-Perez & Traveset 2009).

De nombreuses espèces sont zoogames, elles nécessitent l'intervention de la faune pour que les fleurs puissent être pollinisées et fécondées. Les floraisons sont abondantes et attirent une grande variété de pollinisateurs, en particulier les insectes : les abeilles sauvages, les bourdons, les diptères syrphidés et bombyliidés, et dans une moindre mesure les papillons et coléoptères (Petanidou & Ellis 1993; Schurr *et al.* 2019). La principale récompense fournie par les plantes à fleurs est le pollen et dans une moindre mesure le nectar (Thompson 2005).

Entre l'ère tertiaire et l'ère quaternaire, le climat tropical du bassin méditerranéen évolue vers un climat plus modéré. Les plantes à fruits charnus diminuent progressivement au profit des fruits secs, la myrméchorie prend alors une place importante par rapport à la dispersion par les oiseaux et les mammifères (Rico-Gray & Oliveira 2007; Schurr *et al.* 2019). Dans les fruticées méditerranéennes, les fourmis participent également à la dispersion des fruits secs (ex. *Euphorbia pithyusa*, *Astragalus tragacantha*) mais également de certains fruits charnus comme ceux du pistachier lentisque ou de la myrte (Aronne & Wilcock 1994). Les graines perdues ou non consommées par les fourmis pourront germer si elles trouvent les conditions favorables à leur développement. Cette stratégie de dispersion vers des microsites enrichis en éléments nutritifs est un atout pour les végétaux dans ces milieux pauvres en éléments nutritifs (Leal *et al.* 2015).

■ Milieu physique

Climat

Les garrigues primaires et les phryganes se trouvent exclusivement au niveau de l'étage thermoméditerranéen avec une température moyenne annuelle de 16°C et une température minimale du mois le plus froid autour de 5°C.

Substrat

Cet écosystème se trouve sur les côtes rocheuses et sur le rebord sommital des falaises méditerranéennes. Sous l'influence forte du vent, des embruns et de la radiation solaire, les sols sont peu développés, secs, caillouteux et pauvres en matière organique.

La chimie du sol issue de la dégradation de la roche-mère n'est cependant pas le facteur le plus déterminant pour les végétaux caractéristiques de cet écosystème. Sur substrats siliceux et cristallins on trouve les garrigues à *Thymelaea hirsuta*, *Anthyllis barba-jovis*, *Lotus cytisoides*. Les astragales épineuses, *Astragalus tragacantha* et *A. terraccianoi,* caractéristiques des phryganes littorales sont quant à elles plutôt inféodées aux substrats calcaires (Tison *et al.* 2014).

Humidité, salinité et exposition aux vents

Les garrigues primaires et les phryganes sont soumises aux embruns mais uniquement lors d'épisodes de vents forts. Contrairement aux végétations aérohalines typiquement halophiles, les espèces de cet écosystème sont halotolérantes (Delbosc 2015).

L'humidité est apportée par les précipitations et dans une moindre mesure par les embruns. En raison d'un substrat peu développé, la capacité de rétention d'eau des sols est très faible.

Les vents constituent l'un des principaux facteurs limitant pour les végétaux. Ils expliquent notamment le port bas des ligneux.

■ Processus et interactions clés

Dynamique de la végétation

Les garrigues primaires et les phryganes forment une ceinture qui s'intercale entre les végétations aérohalines, strictement halophiles, des rochers et les maquis bas du littoral des secteurs moins exposés. La physionomie dominante est une fruticée ouverte avec des chaméphytes parfois épineux. Le recouvrement est variable mais jamais total.

La régénération de cet habitat est liée à la production et à la dispersion d'un grand nombre de graines disponibles dans la couche superficielle du sol, en particulier par la faune comme les oiseaux, les mammifères et les fourmis (Rodriguez-Perez & Traveset 2009).

Sur le plan dynamique, il s'agit d'une série de végétation tronquée ou miniasérie (Delbosc 2015). Les végétaux ne se développent jamais au-delà de la strate arbustive basse en raison d'un milieu hyperventilé, soumis aux embruns et avec des sols squelettiques. Les formes structurales des ligneux, notamment en coussinets compacts, s'expliquent par les vents dominants.

Relations symbiotiques

Pour son fonctionnement, cet écosystème dépend d'un réseau de relations symbiotiques au niveau du sol. Certaines plantes comme *Astragalus tragacantha* disposent d'une double symbiose. D'une part, une symbiose mycorhizienne est à l'œuvre grâce à l'association de champignons avec les racines de la plante. D'autre part, une symbiose bactérienne s'exprime sous forme de nodosités sous l'action de bactéries du genre *Rhizobium* spécialistes de la famille des Fabacées. Ces relations symbiotiques sont indispensables pour le développement des végétaux et leur absence pourrait expliquer les faibles capacités de recolonisation sur certains secteurs du Parc national des Calanques (Laffont-Schwob *et al.* 2011).

■ Facteurs de vulnérabilité et menaces

Fréquentation

L'impact de la fréquentation est concentré sur des secteurs touristiques et en contexte péri-urbain. L'augmentation de la fréquentation est source de piétinement et de déchets qui dégradent la qualité de l'écosystème.

Sur les phryganes du Parc national des Calanques, une recherche interdisciplinaire a été menée pour caractériser la vulnérabilité écologique liée à la fréquentation. Il en ressort le besoin de mieux canaliser les itinéraires, de limiter la multiplication des sentiers, de mieux informer les publics et de circonscrire le parking sauvage (Tatoni & Le Mire Pêcheux 2013).

Espèces végétales exotiques envahissantes

Les espèces végétales envahissantes, en premier lieu les griffes-de-sorcière (*Carpobrotus* spp.), appauvrissent la diversité des écosystèmes littoraux. Elles dominent localement le couvert végétal au détriment de la faune et de la flore indigène.

L'apparition et la propagation de populations de griffes-de-sorcière sur le littoral méditerranéen est lié à de nombreuses introductions anciennes (pour l'ornementation, la fixation des dunes, etc.) mais aussi à l'urbanisation, aux aménagements et aux perturbations d'origines anthropiques. Sur certains milieux particulièrement fragiles comme les phryganes, des études ont montré l'effet compétiteur des *Carpobrotus* spp. qui réduisent la croissance des individus d'espèces rares et menacées comme *Astragalus tragacantha*, *Thymelaea tartonraira* et *Plantago subulata* (Pavon *et al.* 2009; Affre *et al.* 2015).

Pollution

Les écosystèmes littoraux subissent directement les polluants transportés par les aérosols. Les hydrocarbures liés au trafic maritime et aux industries pétrolières dégradent l'épiderme des végétaux, tandis que les détergents issus des eaux grises urbaines augmentent la tension superficielle (Richard *et al.* 1996). Ces phénomènes augmentent la pénétration du sel et des polluants dans les tissus et augmentent la nécrose du feuillage.

Localement, il existe des pollutions historiques liées à d'anciennes activités industrielles. Celles-ci impactent négativement la faune et la flore même si des phénomènes de résistance ont été observés, notamment des populations de l'Astragale de Marseille, espèce menacée, qui se maintiennent sur des sols à teneur importante en métaux lourds (Affre *et al.* 2015).

Urbanisation

Les garrigues littorales ont été considérés jusqu'à la deuxième moitié du XX^{e} siècle comme des milieux peu hospitaliers et donc peu propices à l'urbanisation. Avec le développement du tourisme de masse, le phénomène s'est inversé et le taux d'artificialisation des sols est 3 fois plus important dans les communes littorales que dans le reste du territoire national (Merckelbagh 2009). Cette urbanisation résidentielle et balnéaire s'est faite notamment au détriment des écosystèmes des côtes rocheuses.

Élévation du niveau de la mer

L'élévation du niveau de la mer Méditerranée est un phénomène dont les conséquences sont difficiles à appréhender. Si les écosystèmes des hauts de falaises ne devraient pas être impactés, certaines phryganes littorales proches de la mer pourraient souffrir de l'augmentation des vagues et des embruns. Étant donnée leur faible capacité de colonisation, des régressions voire des disparitions locales sont à envisager à l'horizon des années 2100 (Affre *et al.* 2015).

Les incendies

Les garrigues primaires et les phryganes sont des écosystèmes adaptés aux incendies (Arianoutsou-Faraggitaki & Margaris 1981; Pavon *et al.* 2009). Le couvert végétal étant ouvert, la propagation du feu est moindre que dans les maquis et les forêts. Cependant, en Grèce, le passage répété des feux se révèle être une menace non négligeable pour la faune et la flore de ces milieux fragiles (Sgardelis & Margaris 1992) – mais ces impacts restent peu documenté pour la France à notre connaissance.

La Figure 39 résume sous forme d'un modèle conceptuel les impacts de ces facteurs de vulnérabilité sur l'écosystème et son fonctionnement.

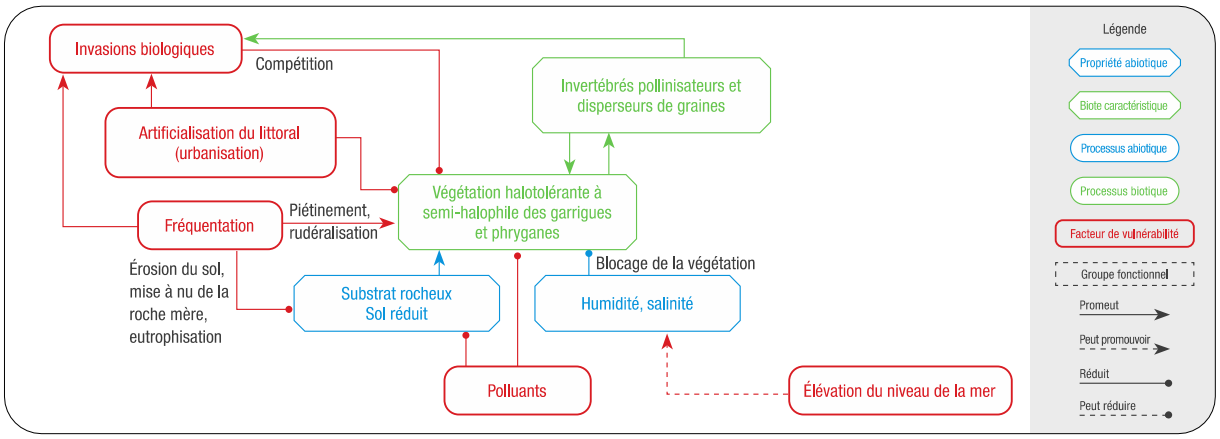


Figure 39. Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème « garrigues basses et phryganes des côtes rocheuses méditerranéennes » et impacts des menaces identifiées.

Évaluation (méthode de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015)

■ Critère A : Réduction de la distribution spatiale

A1. Réduction au cours des 50 dernières années

Situé en sommet de falaises ou sur la partie moins escarpée des rivages rocheux, les garrigues basses et phryganes du littoral méditerranéen ont été fortement exposées à l'urbanisation au cours des 50 dernières années. L'examen visuel des orthophotographies historiques (prises entre 1950 et 1965) et plus récentes (photographies aériennes prises entre 2000 et 2005) sur le littoral rocheux indique que cette urbanisation est pour l'essentiel antérieure aux années 2000 et concentrée sur le littoral de la région PACA (IGN, BD ORTHO® Historique, BD ORTHO®). Localement, de fines franges de l'écosystème demeurent entre les constructions et les végétations aérohalines des falaises et rivages rocheux, mais nous ignorons s'il s'agit de reliquats ou d'une portion significative de la surface couverte par l'écosystème avant construction.

Situé au niveau du sentier du littoral, la fréquentation de cet écosystème est également un facteur de réduction de sa distribution spatiale : lorsqu'elle est intense, elle peut détruire la végétation de façon permanente (ex. stationnement sur le littoral, piétinement) ce qui équivaut à la perte de cet écosystème.

En l'absence d'une cartographie diachronique fine de l'étendue de l'écosystème sur 50 ans, il reste difficile d'estimer quelle est la proportion de la superficie de cet écosystème qui a été perdue sous l'effet de ces pressions et si elle est effectivement supérieure à 30% de son étendue dans les années 1970.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

A2a. Réduction estimée au cours des 50 prochaines années

Le taux d'urbanisation dans l'étendue actuelle de l'écosystème est stable depuis le début du XX^{e} siècle (2000 à 2018) d'après les données CORINE Land Cover (European Union, Copernicus Land Monitoring Service 2018). L'encadrement de l'urbanisation par la loi « Littoral » et la faible pression dans les espaces aujourd'hui les moins touchés peuvent laisser supposer que ce taux devrait rester stable dans un avenir proche. Les données CORINE Land Cover présentent néanmoins des limites dans le cadre de cette évaluation. Si ces données sont informatives sur la pression d'urbanisation qui s'exprime dans une zone donnée, avec une résolution de 25 m, ces données ne permettent pas de détecter les changements de l'occupation du sol à une échelle plus fine nécessaire pour apprécier le niveau de risque auquel est exposé cet écosystème.

Comme par le passé, la fréquentation intense du littoral demeure un facteur de réduction de la superficie de cet écosystème. Nous ne disposons cependant pas de données permettant de prédire cet impact en termes de réduction de la distribution.

Dans les 50 prochaines années, cet écosystème pourrait subir les impacts de la modification de l'interface terre-mer due aux changements climatiques :

- Impacts directs : comme mentionné précédemment, les rivages rocheux les moins escarpés pourraient être régresser du fait de l'ennoiement permanent produit par l'élévation du niveau marin. Cependant, l'incertitude existante autour de l'estimation de l'élévation du niveau marin en mer Méditerranée (Adloff *et al.* 2015) rend difficile de prédire les zones occupées par cet écosystème qui seront effectivement inondées de manière permanente ou exposées à la submersion marine. L'estimation d'une borne minimale pour une perte de l'écosystème nécessiterait une analyse des modèles numériques de terrain avec une résolution inférieure à 1 m.
- Impacts indirects : les changements climatiques en cours et à venir sont susceptibles d'augmenter le niveau d'exposition à l'influence de la mer actuel dans les zones où se situe cet écosystème, c'est-à-dire une augmentation de la salinité du milieu (submersions, embruns salés) à laquelle une végétation halotolérante peut être rendue plus sensible sous l'effet des polluants. Ce contexte pose la question de la capacité de cet écosystème à se maintenir, éventuellement en se déplaçant vers l'intérieur des terres. Cette capacité dépend des espèces qui constituent le biote caractéristique, notamment leur capacité de colonisation dans un contexte donné, mais aussi de la présence de zones non artificialisées, et présentant les mêmes caractéristiques abiotiques, vers l'intérieur des terres (Affre *et al.* 2015). En l'absence de ces zones de recul (ou zones de « repli stratégique ») pouvant être colonisé par son biote caractéristique, cet écosystème peut être amené à disparaître par suppression de sa végétation.

Étant données la complexité des facteurs de réduction de la surface de cet écosystème et l'absence d'analyses permettant d'estimer la proportion de la distribution de l'écosystème exposée à ces facteurs de réduction spatiale, il n'est pas possible de conclure à une catégorie de risque pour ce sous-critère.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

A2b. Réduction estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

L'évaluation de ce sous-critère est soumise à mêmes limitations que le sous-critère A2a.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

A3. Réduction depuis une référence historique (≈1750)

À la moitié du XVIII^{e} siècle, les villes du littoral méditerranéen présentaient un degré d'urbanisation bien inférieur à celui qui peut être observé aujourd'hui et à la moitié du XX^{e} siècle (Merckelbagh 2009). C'est le moteur principal de la réduction de surface de cet écosystème depuis le XVIIIe siècle, auxquels se sont ajoutés les effets d'une fréquentation intense du littoral à partir de la seconde moitié du XXe siècle.

Cependant, en l'absence de données cartographiques fines sur la distribution potentielle de l'écosystème qui pourrait servir de référence pour la distribution de l'écosystème autour de 1750, il reste difficile d'estimer quelle est la proportion de la superficie de cet écosystème qui a été perdue depuis.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

La catégorie « données insuffisantes » (DD) est attribuée à l'écosystème « garrigues basses et phryganes des côtes rocheuses méditerranéennes » selon le critère A.

■ Critère B : Distribution spatiale restreinte

B1. Zone d'occurrence (km²)

La zone d'occurrence de cet écosystème est estimée à supérieure à 50 000 km^2 (Figure 40, Tableau 13).

Ce sous-critère classe l'écosystème en « préoccupation mineure » (LC).

B2. Zone d'occupation (maille 10x10 km)

La zone d'occupation de cet écosystème est estimée supérieure à 50 mailles de 10x10 km^2 (Figure 40, Tableau 13).

Ce sous-critère classe l'écosystème en « préoccupation mineure » (LC).

Tableau 13. Valeurs de l'EOO (superficie de la zone d'occurrence = aire du plus petit polygone convexe) et de l'AOO (taille de la zone d'occupation en nombre de mailles 10x10 km^2 occupées) des garrigues basses et phryganes des côtes rocheuses méditerranéennes selon que la distribution de l'écosystème est basée strictement sur des observations (A), ou en prenant en compte des zones de présence potentielle majeure (B) et mineure (C).

Types d'occurrences pris en compte dans le calcul	AOO en nombre de mailles 10x10 km^2	EOO en km^2
Avérée	75	78 076
Avérée, potentielle majeure	102	89 275
Avérée, potentielle majeure et mineure	104	91 707

B3. Nombre de localités

Pour cet écosystème, une localité peut être définie comme un segment côtier de nature géologique et géomorphologique continue d'après les données EUROSION (2004). Ce nombre est estimé supérieur à 5 (Figure 40).

Ce sous-critère classe l'écosystème en « préoccupation mineure » (LC).

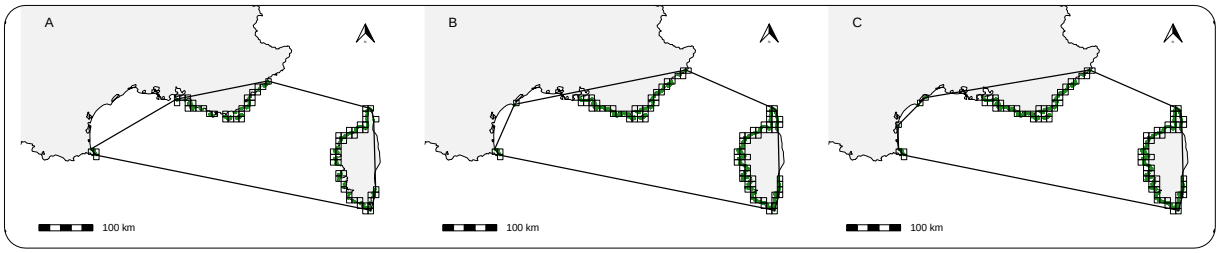


Figure 40. Zone d'occurrence (plus petit polygone convexe) et zone d'occupation (mailles 10x10 km² occupées) des garrigues basses et phryganes des côtes rocheuses méditerranéennes selon que la distribution de l'écosystème est basée strictement sur des observations (A), ou en prenant en compte des zones de présence potentielle majeure (B) et mineure (C).

La catégorie « préoccupation mineure » (LC) est attribuée à l'écosystème « garrigues et phryganes des côtes rocheuses méditerranéennes » selon le critère B.

■ Critère C : Dégradation de l'environnement abiotique

C1. Modification d'une variable abiotique au cours des 50 dernières années

Sur les 50 dernières années, cet écosystème a été particulièrement exposé à l'augmentation de la fréquentation humaine et au développement de l'activité industrielle à proximité des villes et des espaces portuaires les plus développés. Ces menaces sont des facteurs de dégradation de la qualité environnementale des garrigues basses et des phryganes du littoral en raison de leurs impacts sur le sol (tassement, polluants) et la qualité de l'atmosphère (embruns marins et pluies inclus) auxquels s'ajoutent les pollutions indirectes causées par la vaporisation d'intrants sur les cultures du littoral méditerranéens français (maraichage, horticulture).

L'estimation de la sévérité relative de la dégradation de l'environnement abiotique nécessite de comparer le niveau de dégradation actuel à celui des années 1970. Si les mesures de suivis de la qualité des eaux et des sols se sont multipliées au cours des dernières décennies, il reste difficile d'estimer le niveau de pollution et de dégradation des sols du littoral terrestre il y a 50 ans dans le cadre de ce premier exercice d'évaluation.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

C2a. Modification d'une variable abiotique estimée au cours des 50 prochaines années

Plusieurs facteurs de vulnérabilité sont susceptibles de contribuer à la dégradation de l'environnement abiotique de cet écosystème au cours des 50 prochaines années : la fréquentation du littoral, l'émission de polluants par différentes sources (industrielles, domestiques, agricoles, maritimes) et également l'élévation du niveau marin et les autres changements climatiques qui l'accompagneront et qui affecteront les zones les plus exposées à l'influence de la mer.

Cependant, et malgré leur gravité potentielle, nous ne disposons pas de projections sur le niveau de dégradation futur lié à ces menaces :

- Les impacts de la fréquentation dépendent des mesures de gestion (mise en défens, stratégie de gestion des flux de fréquentation) et de l'adhésion du public (respect des mesures matérielles de protection comme la mise en défens) ;
- L'ampleur des impacts de la pollution à la fois du développement des sites industriels, des activités et des pratiques qui les accompagnent est difficile à prédire dans un contexte de diversification des polluants (avec des effets « cocktails » potentiels). Si les normes environnementales peuvent se révéler efficaces dans l'amélioration des conditions environnementales, leur efficience future dépend de la prise en compte de l'évolution des caractéristiques des pollutions en cours et à venir ;
- Les projections concernant les impacts des changements climatiques sur la mer (niveau marin, tempêtes, coup de mer) présentent une variabilité importante selon les modèles et les scénarios de changements climatiques, avec des inconnues sur les symptômes à une échelle très locale (effet de l'exposition et de la topographie du littoral).

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

C2b. Modification d'une variable abiotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

L'évaluation de ce sous-critère est ne permet pas d'identifier une catégorie de risque en raison des limitations listées pour le sous-critère C2a.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

C3. Modification d'une variable abiotique depuis une référence historique (≈1750)

Le facteur de dégradation principal de cet écosystème depuis la moitié du XVIII^{e} siècle – la pollution du milieu, est similaire à ceux des falaises et rivages rocheux caractérisés par une végétation aérohaline.

Celle-ci est le résultat du développement de l'industrie, du trafic maritime et de la démographie à proximité du littoral méditerranéen français. Si aujourd'hui au moins la moitié de l'étendue de cet écosystème est située à une distance inférieure à 5 km d'un site industriel (Figure 61 dans l'Annexe 7) et traduit une démultiplication des sources de polluants, cette information sur la pression ne peut être interprétée directement dans le cadre de cette évaluation du risque de perte de l'écosystème. En effet, si les sources de pollution diffuse se sont multipliées sur le territoire depuis la moitié du XVIII^{e} siècle, les caractéristiques des polluants (bioaccumulation, persistance dans l'environnement, dégradabilité) a également considérablement changé et leur nocivité a évolué, notamment en réponse à la mise en œuvre de normes environnementales à partir de la fin des années 1980. Il est donc difficile d'en déduire un déclin continu de la qualité environnementale, mais surtout de le quantifier, en l'absence de données de long terme.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

La catégorie « données insuffisantes » (DD) est attribuée à l'écosystème « garrigues basses et phryganes des côtes rocheuses méditerranéennes » selon le critère C.

■ Critère D : Perturbation des processus et interactions biotiques

L'évaluation de ce critère suit les mêmes principes que pour les écosystèmes relevant des cordons et plages de galets et graviers en ce qui concerne la dégradation liée à la fréquentation du littoral. Comme pour les falaises et rivages rocheux du littoral méditerranéen, ce critère prend également en compte les impacts de la progression d'espèces végétales exotiques envahissantes en se basant sur les données d'observations centralisées par les Conservatoires botaniques nationaux dont les territoires d'agrément se situent dans le périmètre de ce chapitre (CBN de Corse et CBN méditerranéen de Porquerolles). Ces données fournissant une information indirecte sur les impacts, les conclusions pour chaque critère sont également basées sur le dire d'experts.

D1. Modification d'une variable biotique au cours des 50 dernières années

Nous ne disposons pas de données permettant d'estimer la dégradation de cet écosystème sous l'effet de la fréquentation locale et touristique, ou d'une eutrophisation due au pullulement des populations de goélands leucophées induit par les activités humaines.

Cet écosystème étant également exposé à une dégradation due à l'introduction d'EVEE, nous évaluons ce sous-critère en nous basant sur les données de distribution d'une sélection d'EVEE du CBN de Corse et du CBN méditerranéen de Porquerolles extraites des bases de données internes en 2022 (voir Annexe 8 pour une description de la méthode employée). Cette sélection regroupe les espèces pouvant potentiellement présenter de forts impacts sur les écosystèmes littoraux méditerranéens.

D'après ces données, l'occurrence d'EVEE localement problématiques est passée d'2% à 46% de l'étendue de l'écosystème que nous évaluons ici (Figure 41A et C), soit une sévérité relative de 45%. En excluant les mailles où le temps de résidence est inférieur à 1 an afin de réduire le risque de surestimer cette sévérité relative au regard du type de données (données opportunistes), cette sévérité relative descend à 30,3% (Figure 41B et D). Cet écart augmente si ce calcul prend en compte les sites où cet écosystème est susceptible de se trouver : entre 29,6% (observations de plus d'un an pour la seconde période), en-dessous du seuil permettant de classer cet écosystème dans la catégorie « vulnérable » selon ce sous-critère, et 49,8% (toutes observations) de sévérité relative.

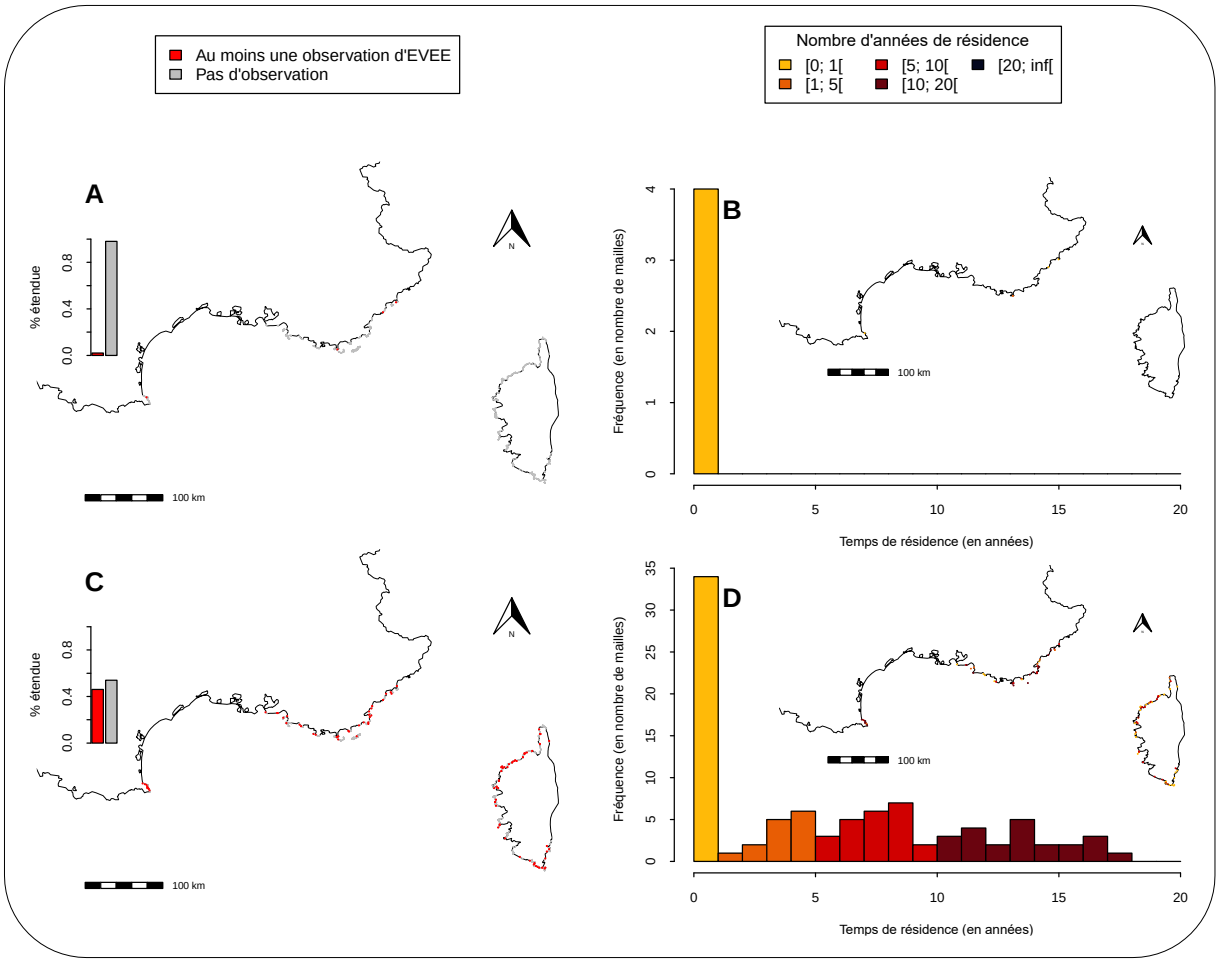


Figure 41. Évolution de la distribution d'EVEE majeures et émergentes problématiques pour les écosystèmes littoraux rocheux méditerranéens entre A) la période 1951-1971 et C) la période 2001-2021. Sur les cartes A et C, la distribution actuelle de l'écosystème est représentée en gris, et la présence d'EVEE est marquée en rouge (standardisation des données d'occurrence selon un maillage 1x1 km²). Ces cartes incluent des histogrammes qui décrivent la proportion de l'écosystème (en nombre de maille 1x1 km² concernée) où au moins une EVEE est présente (rouge). L'étendue de l'écosystème où aucune observation n'a été rapportée pour cette période est représentée en gris dans ces mêmes graphiques. Les figures B et D représentent la distribution des mailles de présence d'EVEE dans plusieurs catégories de temps de résidence, respectivement pour la période 1951-1971 et la période 2001-2021. Les cartes incluses décrivent la distribution spatiale des mailles de présence d'EVEE selon ce temps de résidence. L'ensemble de la figure contient des données issues du Conservatoire botanique national Corse (2022) et du Conservatoire botanique national méditerranéen de Porquerolles (2022).

Étant donnée la sensibilité de l'indicateur à la distribution de l'écosystème et le risque de surestimer la sévérité relative sur la base de cette seule donnée d'occurrence, **la catégorie « quasi-menacé » (NT) est retenue pour cet écosystème.**

La sensibilité de cet indicateur appelle à examiner de manière plus approfondie les informations – et leurs limites, qu'il est possible d'extraire sur la dynamique des EVEE à partir des données opportunistes centralisées par les CBN.

D2a. Modification d'une variable biotique estimée au cours des 50 prochaines années

Les impacts futurs de la fréquentation dépendent à la fois de l'évolution démographique des communes où se situe cet écosystème et celle des stratégies de gestion en réponse à une éventuelle augmentation de cette pression. Ces évolutions futures sont donc difficiles à prédire. Il en est de même pour l'impact des espèces végétales exotiques envahissantes, en particulier à l'horizon de 50 ans.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

D2b. Modification d'une variable biotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

Depuis la crise sanitaire due à l'épidémie de Sars-Cov-2 en 2020, et notamment les mesures de gestion de cette crise (confinement, restriction de déplacement, distanciation sociale), les membres du comité technique relèvent une évolution des pratiques de fréquentation du littoral. Les écosystèmes du littoral – dont les falaises littorales et les rivages rocheux

méditerranéens, sont fréquentés intensément sur une période plus longue, dépassant les seuls mois d'été qui concentrent historiquement l'essentiel de l'accueil du public usager. La saisonnalité de la fréquentation est donc réduite : l'écosystème est perturbé plus longtemps pendant une année ce qui est susceptible d'augmenter l'importance des impacts dus à la fréquentation. De plus, les pratiques sur le littoral se sont diversifiées (ex. escalade) et se traduisent pas une étendue impactée potentiellement plus importante.

Le comité technique estime que ce changement de pratiques dans la fréquentation du littoral est amené à durer au-delà de la seule crise sanitaire et qu'il est donc susceptible de se traduire en un déclin continu du fonctionnement de l'écosystème dans un futur proche.

Pour évaluer ce critère, nous utilisons la typologie européenne du gradient rural-urbain (Eurostat 2019, 2021) pour les départements concernés. Cette typologie permet de catégoriser d'un territoire à partir de la densité de population, mais aussi de la distribution spatiale et la structure des espaces urbanisés. Elle est interprétée ici comme un proxy de la pression de fréquentation sur le littoral.

D'après la distribution de cet écosystème, 44,2% de son étendue observée se trouve dans des départements de densité intermédiaire ou densément peuplé. Ce chiffre descend à 38,8% quand les zones de présence potentielle majeure sont également prises en compte. L'étendue de cet écosystème exposée à cette menace en dehors du périmètre d'aires protégées tombe à un niveau bien inférieur (entre 8,5 et 11,9%).

En fixant le seuil d'effondrement de cet écosystème pour ce sous-critère à 100% de l'étendue spatiale de l'écosystème dans un espace densément peuplé ou de densité intermédiaire, les conclusions de l'évaluation de ce sous-critère dépendent donc de la prise en compte ou non des actions de protection qui peuvent être mises en place dans les aires protégées.

Étant donnée l'incertitude sur l'étendue de l'écosystème pouvant être soustraite à la pression de fréquentation, **ce sous-critère classe l'écosystème en « quasi-menacé » (NT).**

D3. Modification d'une variable biotique depuis une référence historique (≈1750)

La distribution actuelle des EVEE d'après les données du CBN de Corse et du CBN méditerranéen de Porquerolles (2022) ne permet pas de conclure que cet écosystème est menacé selon le sous-critère D3. En effet, même en supposant l'absence d'EVEE sur l'essentiel de la distribution de l'écosystème à la moitié du XVIIIe siècle, la progression des EVEE touche moins de 50% de la distribution de l'écosystème aujourd'hui.

La progression de la distribution des EVEE n'est cependant pas le seul facteur de dégradation de cet écosystème. La fréquentation du littoral est un moteur de la perturbation de cet écosystème étant donnée sa position relative dans la séquence de végétation observées sur le littoral. En effet, il s'exprime dans les zones les plus accessibles, généralement là où le sentier du littoral est désormais aménagé (Colas *et al.* 2015). Or nous ne disposons pas de données de référence permettant de conclure sur l'ampleur de la dégradation de cet écosystème sous l'effet de l'évolution de la fréquentation du littoral.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

La catégorie « quasi-menacée » (NT) est attribuée à l'écosystème « garrigues basses et phryganes des côtes rocheuses méditerranéennes » selon le critère D.

■ Critère E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème

À la date de cette évaluation, il n'existe pas de modélisation de cet écosystème qui permette d'estimer la probabilité d'effondrement de l'écosystème selon les critères de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN.

La catégorie « données insuffisantes » (DD) est attribuée à l'écosystème « garrigues et phryganes des côtes rocheuses méditerranéennes » selon le critère E.

■ Bilan de l'évaluation des garrigues primaires et phryganes des côtes rocheuses méditerranéennes en France

Critère	Sous-critère	Catégorie
A : Réduction de la distribution spatiale	A1. 50 dernières années	DD
	A2a. 50 prochaines années	DD
	A2b. 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	A3. Depuis une référence historique (≈1750)	DD
B : Distribution spatiale restreinte	B1. Zone d'occurrence	LC
	B2. Zone d'occupation	LC
	B3. Nombre de localités	LC
C : Dégradation de l'environnement abiotique	C1. 50 dernières années	DD
	C2a. 50 prochaines années	DD
	C2b. 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	C3. Depuis une référence historique (≈1750)	DD
D : Perturbation des processus et interactions biotiques	D1. 50 dernières années	NT
	D2a. 50 prochaines années	DD
	D2b. 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	NT
	D3. Depuis une référence historique (≈1750)	DD
E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème		DD
Catégorie globale pour l'écosystème		**NT**

■ Fiabilité de l'évaluation

Le degré de confiance est caractérisé par une **fiabilité moyenne des indicateurs** et un **fort consensus au sein du comité technique**.

■ Évaluateur

Alix SAUVE, Clémentine AZAM (Comité français de l'UICN).

Bilan et interprétation de l'évaluation

Les garrigues basses et les phryganes du littoral méditerranéen subissent les conséquences d'une pression historique d'urbanisation. Mais, malgré un fort enjeu écologique, la régression de la distribution spatiale de cet écosystème reste difficile à quantifier.

Ces espaces urbanisés à proximité de l'écosystème sont des sources de propagules d'espèces végétales exotiques envahissantes. À partir d'une implantation ancienne sur le littoral méditerranéen, ces espèces continuent d'étendre leur aire de distribution, contribuant à la déstructuration des communautés écologiques des garrigues basses et des phryganes du littoral méditerranéen.

À cela s'ajoute l'effet d'une fréquentation intense qui, au-delà d'une perturbation du compartiment biologique, supprime durablement la végétation. En l'absence de données généralisées sur ses impacts, il reste difficile de conclure sur l'évolution de ses impacts sur le temps long. Il est pourtant essentiel de connaître la capacité de charge et l'évolution de la fréquentation de ces milieux afin d'identifier le niveau de risque auquel exposé cet écosystème et de pouvoir en préserver efficacement le bon fonctionnement et les espèces hébergées.

La présence d'espèces végétales exotiques localement envahissantes et la fréquentation sont les deux facteurs de dégradation déterminants de cette évaluation du risque d'effondrement de cet écosystème. Les dynamiques de dégradation varient cependant d'un espace à un autre, le littoral Corse et le littoral de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur n'étant pas exposés au même niveau de pressions et ne partageant pas le même historique d'urbanisation. Enfin, les garrigues basses et les phryganes du littoral ne présentent pas le même niveau de patrimonialité et de fragilité face à ces menaces, des différences appelant donc à un effort de conservation adapté aux enjeux propres à chaque espace concerné.

Figure 42. Garrigue à *Plantago subulata* et *Helichrysum stoechas* sur la côte des Albères (Pyrénées-Orientales).

Maquis bas et fourrés des côtes rocheuses méditerranéennes

Présentation et distribution géographique

Figure 43. Maquis à bruyère arborescente (*Erica arborea*) et salsepareille (*Smilax aspera*) sur la côte des Albères (Pyrénées-Orientales).

Les maquis sont des formations denses, thermophiles, dominées par des arbustes et des sous-arbrisseaux. Si les maquis constituent l'écosystème le plus répandu dans le bassin méditerranéen (Allen 2009), nous ne retenons ici que ceux qui correspondent à la ceinture de végétation dont la dynamique est bloquée par l'influence de la mer. Sur le littoral, les maquis ont une physionomie basse (jusqu'à environ 2 m de hauteur), anémomorphosé, caractéristique des milieux battus par le vent. Les végétaux qui dominent sont des espèces sclérophylles, des légumineuses, des lamiacées et des espèces lianescentes qui ne sont cependant pas spécifiques au bioclimat qui caractérise cet écosystème.

Cet écosystème inclus également les fourrés littoraux à genévrier, à pistachier lentisque et à euphorbe arborescente se développent dans les secteurs les plus abrités – formations végétales en limite de leur aire de distribution.

Les maquis bas et les fourrés littoraux forment une ceinture à l'arrière des rivages rocheux là où la salinité est la plus faible dans la séquence de végétation constituant les écosystèmes du littoral rocheux. En France, cet écosystème est présent sur l'ensemble de côtes rocheuses du littoral catalan, de Provence, des Alpes-Maritimes et de Corse (Figure 44).

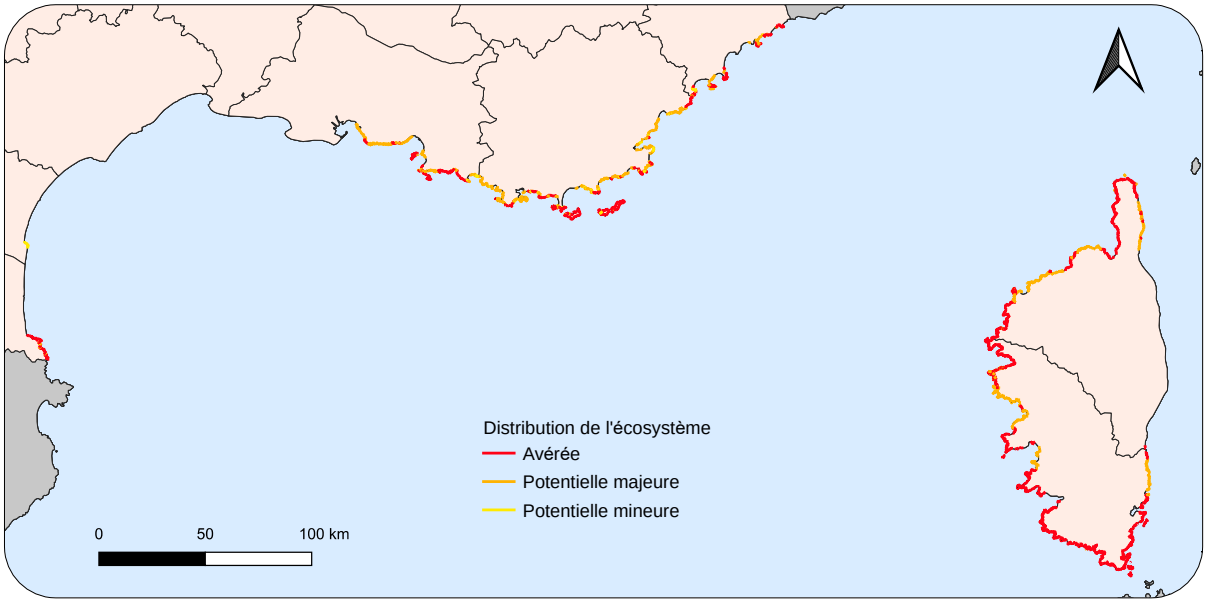


Figure 44. Distribution des maquis bas et fourrés des côtes rocheuses du littoral méditerranéen français. Cette carte distingue les zones de présence avérée (observations) des zones où la présence de l'écosystème est possible d'après leurs caractéristiques écologiques mais n'a pas été vérifiée sur le terrain (présence potentielle majeure ou mineure selon que l'ensemble de la zone pointée est concerné ou non). Cette carte contient des données du rapportage dans le cadre de la directive « Habitat-Faune-Flore » pour la période d'évaluation 2013-2018 (PatriNat 2019), ainsi que du CBN de Corse et du CBN méditerranéen de Porquerolles (Annexe 4).

Classification

EUNIS / CORINE biotopes

Nous retenons pour l'écosystème « Maquis et fourrés des côtes rocheuses méditerranéennes » l'unité EUNIS F5.51 en pro parte (voir la description du F5.51). Les unités relevant sans ambiguïté de l'écosystème décrit ici sont listées et décrites dans le Tableau 14, d'autres comme le F5.52 (« Formations à *Euphorbia dendroides* »), le F5.53 (« Garrigues dominées par *Ampelodesmos mauritanica* ») ou le F5.54 (« Fourrés à *Chamaerops humilis* ») correspondent à des végétations observables sur le littoral méditerranéen français, mais qui ne sont pas caractéristiques de cet écosystème.

Tableau 14. Descriptions des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Maquis bas et fourrés des côtes rocheuses méditerranéennes » (Davies *et al.* 2004; Louvel *et al.* 2013).

Code	Intitulé	Description
F5.51 p.p.	Fourrés et landes-garrigues thermoméditerranéens	Broussailles et formations apparentées dominées ou riches en Lentisques, avec *Olea europaea* var. *sylvestris, Pistacia lentiscus, Rhamnus* spp. et les sous-espèces de *Rhamnus lycioides, Myrtus communis, Rubia* spp., *Asparagus* spp., *Phillyrea* spp., *Osyris* spp., *Bupleurum* spp., divers Chênes (*Quercus ilex, Quercus coccifera* et d'autres espèces), *Calicotome* spp., *Laurus nobilis, Helichrysum italicum* et d'autres espèces répandues dans l'ensemble de la zone thermoméditerranéenne (à l'exception du sud-est aride de la péninsule Ibérique : unité F5.55). Un petit nombre d'habitats extrêmement différenciés, formés par des faciès de ces formations, répartis à l'intérieur d'un vaste secteur de leur aire de répartition, sont classés séparément sous les unités F5.52-F5.54. D'autres habitats caractéristiques sont classés comme des sous-unités de cette unité selon l'espèce dominante.
F5.51L	Garrigues littorales à légumineuses naines	Formations basses thermoméditerranéennes locales, des côtes calcaires de Corse, Sardaigne, Sicile et de la région occidentale méditerranéenne continentale d'Europe et d'Afrique, dominées par des sous-arbrisseaux de légumineuses du genre *Dorycnium* ou *Coronilla*.
F5.514	Broussailles à lentisque	Formations riches en *Pistacia lentiscus* ou dominées par cette espèce, répandues et abondantes dans les zones thermoméditerranéennes et mésoméditerranéennes côtières de l'ensemble du bassin méditerranéen. Localement, des formations similaires peuvent apparaître dans des zones mésoméditerranéennes continentales chaudes. Souvent basses et parfois très ouvertes, les broussailles à Lentisque peuvent, dans des conditions favorables, atteindre plusieurs mètres de haut, évoluant ainsi en matorrals arborescents (unité F5.123).

Cet écosystème correspond aux unités 32.21 à 32.26 de CORINE biotopes (Bissardon *et al.* 1997).

Types d'habitats d'intérêt communautaire (Bensettiti *et al.* 2005; Gaudillat *et al.* 2018)

Cet écosystème est compris partiellement dans les habitats d'intérêt communautaire 5330 « Fourrés thermo-méditerranéens et prédésertiques » et 5210 « Matorrals arborescents à *Juniperus* spp. ».

Classification phytosociologique (Bardat *et al.* 2004; Reyman *et al.* 2016; Noble & Baret 2019)

Fourrées littoraux thermophiles

- **Classe** : *Quercetea ilicis*
  - **Ordre :** *Pistacio lentisci-Rhamnetalia alaterni*
    - **Alliance :** *Oleo sylvestris-Ceratonion siliquae* (Végétation arbustive à arborescente, dominée par des espèces sclérophylles, des étages thermo- et méso-méditerranéen inférieur de la Méditerranée nord-occidentale)

Maquis thermophiles méditerranéens

- **Classe** : *Cisto ladaniferi-Lavanduletea stoechadis*
  - **Ordre :** *Lavanduletalia stoechadis*
    - **Alliance :** *Cistion ladaniferi* (Végétation vivace, sous-arbustive à arbustive, xérophile et acidiphile des étages thermo- et mésoméditerranéen de la Méditerranée nord-occidentale)
    - **Alliance :** *Teucrion mari* (Communautés basses thermo- et mésoméditerranéennes de Corse et de Sardaigne sur silice et calcaire)

IUCN Global Ecosystem Typology 2.0 (Keith *et al.* 2020)

- ***Realm**: Transitional marine-terrestrial*
  - ***Biome**: MT2 Supralittoral coastal biome*
    - ***Functional group:** MT2.1 Coastal shrublands and grassland*

Description

Les maquis bas et fourrés littoraux se caractérisent par un recouvrement important où la roche-mère n'est pas ou peu apparente à la différence des garrigues et des végétations pionnières des côtes rocheuses. L'influence marine est notable, notamment au niveau de la physiognomie des végétaux, pour autant les communautés animales et végétales qui s'y développent ne sont pas strictement halophiles.

Biote indigène caractéristique

Végétation

Maquis littoraux à genévriers de Phénicie des substrats rocheux

Ce maquis littoral plus ou moins dense se caractérise par la présence de *Juniperus phoenicea* subsp. *turbinata*. Sur sols peu épais, les ligneux dépassent rarement 1,5 m. mais dans les secteurs abrités à sols plus développés la strate arbustive peut atteindre 3 m. Cet habitat est présent indifféremment sur substrats siliceux et basiques (Reyman *et al.* 2016; Noble & Baret 2019).

Les genévriers sont accompagnés d'un cortège d'espèces thermophiles comme *Olea europaea* subsp. *sylvestris*, *Pistacia lentiscus*, *Anthyllis barba-jovis*, *Phillyrea angustifolia*, *Smilax aspera*, *Rubia peregrina* ou *Arbutus unedo*.

Maquis littoraux à pistachier lentisque

Les formations à *Pistacia lentiscus* sont largement représentées sur l'ensemble du bassin méditerranéen. Elles s'accompagnent des espèces ligneuses des maquis, en particulier la myrte (*Myrtus communis*), le romarin (*Rosmarinus officinalis*), l'oléastre (*Olea europaea* subsp. *sylvestris*), la phillyrée à feuilles étroites (*Phillyrea angustifolia*), la bruyère arborescente (*Erica arborea*). Elles sont souvent recouvertes d'espèces lianescentes, comme la salsepareille (*Smilax aspera*), le chèvrefeuille des Baléares (*Lonicera implexa*) ou la garance voyageuse (*Rubia peregrina*). Plus rarement, elles peuvent être accompagnées de chaméphytes comme l'anthyllide barbe de Jupiter, *Anthyllis barba-jovis* (Reyman *et al.* 2016; Noble & Baret 2019).

En haut des falaises littorales, cet habitat se développe de manière particulière. Sous l'action des vents dominants, les ligneux adaptent leur morphologie et se maintiennent au stade de nanophanérophytes. Cet accommodat ou adaptation phénotypique est appelé anémomorphose.

Fourrés littoraux thermoméditerranéens à euphorbe arborescente

L'euphorbe arborescente (*Euphorbia dendroides*) est un arbuste pionnier caractéristique des milieux rocheux littoraux en contexte xérique sous climat de type thermoméditerranéen. Il forme un habitat caractéristique sur le plan paysager en raison de la forme particulière des arbustes pouvant localement atteindre jusqu'à 3 mètres de hauteur et à son au port sphérique. Il peut former des faciès où il domine le couvert végétal ou se trouver en mélange avec des espèces des maquis comme *Pistacia lentiscus*, *Juniperus oxycedrus*, *Erica arborea*, *Olea europaea* subsp. *sylvestris* ou *Phillyrea latifolia*. Cet habitat se trouve à la fois sur substrats calcaires et siliceux mais toujours lié à des fissures dans la roche ou des éboulis (Ozenda 1950).

Ces fourrés sont assez localisés, présents en France en Provence, dans les Alpes-Maritimes et en Corse, parfois à plus à l'intérieur des terres quand le climat est suffisamment doux. Ici, ce sont les formations littorales qui correspondent à cet écosystème en raison du blocage de la végétation qui le caractérise.

Figure 45. Fourrés à *Euphorbia dendroides* sur la côte ouest de la Corse.

Faune

Invertébrés

Les interactions entre la flore et les invertébrés sont un élément clé du fonctionnement de cet écosystème et ont fait l'objet d'une coévolution longue et complexe. Parmi les pollinisateurs des écosystèmes méditerranéens, les plus efficaces sont les abeilles sauvages suivi par les diptères syrphidés et bombyliidés (Thompson 2005; Schurr *et al.* 2019). D'autres insectes participent à la pollinisation mais dans une moindre mesure : les papillons (Sphinx-colibri, *Macroglossum stellatarum,* ou le sphinx gazé, *Hiemaris fuciformis*) et des coléoptères (ex. certains *Nitulidae,* cf. Encadré 2). Les fourmis participent quant à elles à la dispersion des graines dont elles s'alimentent (Rico-Gray & Oliveira 2007).

En l'absence de gel en hiver, de nombreux invertébrés sont actifs toute l'année. Le pic d'activité est le printemps ainsi que l'automne pour certains d'entre eux. Les végétaux entomogames comme le romarin ou la bruyère arborescente sont adaptés à ce cycle et produisent une floraison abondante avec d'importantes récompenses (nectar et pollen) pour les pollinisateurs (Thompson 2005).

Encadré 2. L'hespérie du barbon, hôte disparu des fourrés thermophiles à euphorbe arborescente

L'hespérie du barbon (*Gegenes pumilio*) est un discret petit papillon de jour de la famille des hesperiidae. S'il est naturellement présent de l'ouest de l'Asie à l'Afrique tropicale, il est inféodé en France aux fourrés thermophiles à euphorbe arborescente (*Euphorbia dendroides*). Les conditions favorables du milieu permettent à ce papillon de se développer en trois générations dont la plus abondante est à la fin de l'été en septembre / octobre. La femelle pond sur l'andropogon hérissé (*Andropogon hirsuta*) une graminée dont la feuille est suffisamment large pour que la chenille y fabrique un abri en forme de tube (Nel 1984).

Sensible à la dégradation de son habitat lié au développement urbain, l'hespérie du barbon n'a pas été revu depuis 1997. Considéré en danger critique selon Liste rouge des rhopalocères de France métropolitaine (UICN France *et al.* 2012), il est présumé disparu de France par certains auteurs (Lafranchis *et al.* 2015).

© Charles J. Sharp (CC BY-SA 4.0)

Herpétofaune

Les maquis et les fourrés littoraux sont des habitats appréciés par les reptiles, en particulier certaines espèces protégées comme les psammodromes (*Psammodromus edwarsianus* et *Psammodromus algirus*) ou le phyllodactyle d'Europe (*Euleptes europaea*). Ces espèces sont sensibles à la fermeture des milieux et l'évolution naturelle des maquis vers des boisements (Renet *et al.* 2012). En contexte littoral, le vent et les embruns empêchent ces dynamiques naturelles et permettent le maintien de microhabitats rupestres ouverts.

Bien que moins connu et moins documenté, les lézards participent également de manière importante à la pollinisation de certaines espèces de cet écosystème, en particulier de l'euphorbe arborescente (Traveset & Sáez 1997).

■ Milieu physique

Climat

Cet écosystème a son optimum à l'étage thermoméditerranéen qui se caractérise par des températures moyennes annuelles autour de 16°C et la température minimale du mois le plus froid autour de 5°C. Il se trouve également en limite inférieure de l'étage mésoméditerranéen avec des températures moyennes annuelles de 14 à 15,5°C (Bagnouls & Gaussen 1957; Gamisans 2010).

Substrat

Le substrat est sensiblement plus développé que dans les autres écosystèmes des côtes rocheuses. Dans les secteurs où le couvert végétal est important et malgré le climat aride, la production de litière est conséquente (Wainwright 2009).

Humidité, salinité et exposition aux vents

La pluviométrie est saisonnière en climat méditerranéen avec 3 à 6 mois en situation de déficit hydrique. Les précipitations sont peu fréquentes mais intenses. La présence de litière permet de conserver l'humidité du sol.

Cet écosystème est exposé aux vents mais pas directement aux embruns. Les sols ne contiennent donc pas de chlorure de sodium.

■ Processus et interactions clés

Dynamique de la végétation

En conditions normales, les maquis et les fourrés méditerranéens évoluent naturellement vers des boisements à chêne vert (*Quercus ilex*) ou à chêne liège (*Quercus suber*). En contexte littoral, les vents dominants et la sécheresse plus marquée empêchent le développement d'une strate arborescente et rares sont les ligneux qui dépassent 2 m de hauteur. La physionomie des maquis et des fourrés littoraux est alors en état de relatif équilibre dynamique.

Cet écosystème peut pour autant faire l'objet d'une dynamique récessive en raison des incendies. Les feux quand ils ne sont pas trop fréquents ou liés aux activités anthropiques font partie du cycle naturel des maquis. Lorsque les précipitations sont suffisantes, les végétaux peuvent recoloniser rapidement le maquis.

La myrméchorie

En Méditerranée comme dans de nombreux écosystèmes à travers le monde, les plantes à fleurs et les insectes sociaux ont évolués conjointement afin de profiter au mieux des ressources du milieu (Rico-Gray & Oliveira 2007). De nombreuses plantes des maquis ont développé des semences sous forme de fruits secs avec une excroissance charnue, l'élaïosome, riche en lipides et en protéines et très appréciée des fourmis. Certaines espèces se nourrissent également de fruits charnus comme ceux du pistachier lentisque, *Pistacia lentiscus,* ou de la myrte, *Myrtus communis* (Aronne & Wilcock 1994).

Les graines non consommées ou perdues en chemin participent à la dispersion des graines. La présence dans la fourmilière de restes alimentaires, d'excréments et de cadavres de fourmis en font des lieux propices à la germination. Le fait d'être enterré est également un avantage lors des feux (Leal *et al.* 2015).

■ Facteurs de vulnérabilité

Fréquentation

Les maquis sont des milieux a priori difficilement pénétrables et peu accessibles. Pour autant le développement important du tourisme et de l'urbanisation du littoral méditerranéen est à l'origine d'une dégradation des milieux. Le piétinement et les aménagements peuvent être une source d'érosion et le substrat, une fois mis à nu, se rétablit difficilement. L'augmentation de la fréquentation s'accompagne également de pollution diffuse par les déchets et de l'implantation d'espèces végétales exotiques envahissantes.

Incendies

Le feu est une composante importante des écosystèmes forestiers méditerranéens et fait partie de la dynamique naturelle de leur végétation (Wainwright 2009). Pour autant, la nature des départs de feux a évolué. Les feux naturels et les écobuages traditionnels sont aujourd'hui minoritaires par rapport aux incendies d'origines involontaire ou criminelle (Ganteaume & Jappiot 2013).

Le départ de feu correspond à l'inflammabilité de l'habitat. Celle-ci est liée au taux d'humidité de la végétation, impacté négativement par la sécheresse. L'intensité de l'incendie dépend d'une part de la combustibilité, liée à la biomasse, et au vent responsable de la dispersion (Schaffhauser *et al.* 2015).

Les maquis et les fourrés littoraux sont globalement moins sensibles que les forêts. Leur biomasse et donc leur combustibilité est moins importante et ils sont plus résilients en raison de la vitesse de croissance des espèces végétales caractéristiques. Certains habitats localisés comme les fourrés à Euphorbe arborescente sont toutefois plus vulnérables que les maquis à Lentisque.

Pour autant, ces végétations peuvent contribuer aux grands incendies qui représentent un risque pour la faune, la flore et les activités humaines, en particulier dans un contexte de changement climatique.

Enfin, les incendies peuvent favoriser l'installation d'espèces à forte dispersion et croissance rapide tels que les pins noirs (*Pinus nigra laricio*), ainsi que le lessivage des sols dans le cas des fourrés littoraux.

Figure 46. Maquis à bruyère arborescente (*Erica arborea*) incendié au Cap Béar sur la côte des Albères (Pyrénées-Orientales).

La Figure 47 ci-dessous résume les caractéristiques de cet écosystème et les impacts de ces facteurs de vulnérabilité sur son fonctionnement.

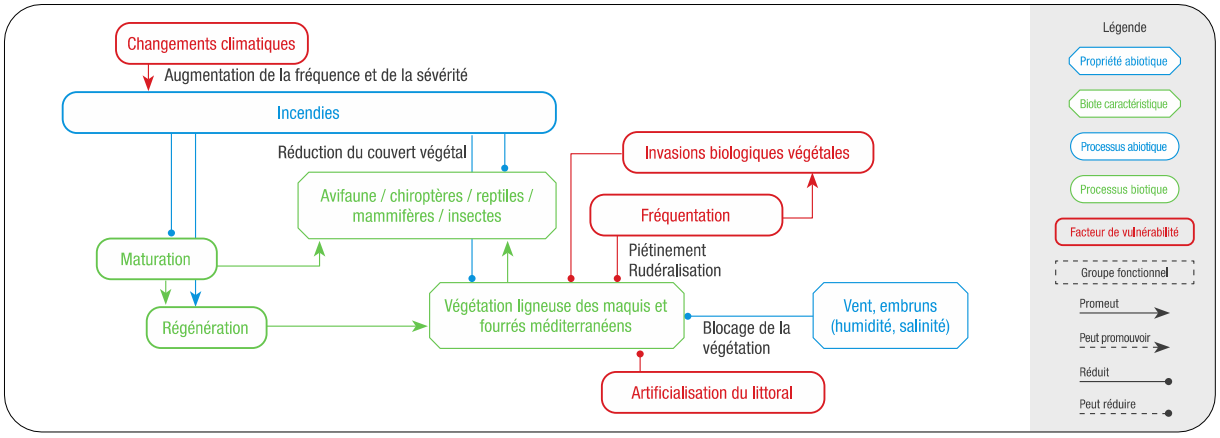


Figure 47. Modèle conceptuel des maquis bas et fourrés des côtes rocheuses méditerranéennes et des impacts des facteurs de vulnérabilité sur leur fonctionnement.

Évaluation (méthode de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015)

■ Critère A : Réduction de la distribution spatiale

A1. Réduction au cours des 50 dernières années

Les maquis et fourrés littoraux sont exposés à l'urbanisation des rivages, et ont pu voir leur superficie réduite au cours des 50 dernières années. L'examen visuel des orthophotographies de l'IGN (BD ORTHO ® Historique et BD ORTHO ®) pour les périodes 1950-1965 et 2000-2005 indique un processus d'urbanisation concentré avant les années 2000 et probablement antérieur à la loi « Littoral ». Néanmoins, sur le continent – là où la pression d'urbanisation a été la plus forte, les photographies aériennes historiques (1950-1965) révèlent une occupation du sol clairement dominée par l'agriculture à proximité des rivages, ce qui suggère que la régression des maquis et fourrés littoraux est antérieure aux 50 dernières années. En l'absence de données *ad hoc*, la régression de la distribution spatiale de cet écosystème au cours des 50 dernières années est estimée inférieure à 30%.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « préoccupation mineure » (LC).

A2a. Réduction estimée au cours des 50 prochaines années

Du fait de sa position relative au niveau de la mer, cet écosystème est essentiellement vulnérable à l'urbanisation. Cependant, les sites relictuels sont pour la plupart situés dans des espaces peu accessibles et protégés par la loi « Littoral ». Si le risque de réduction de la distribution spatiale au cours des 50 prochaines années n'est pas nulle, elle est cependant estimée inférieure à 30% de la distribution actuelle.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « préoccupation mineure » (LC)

A2b. Réduction estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

L'évaluation du sous-critère A2b pour les maquis bas et fourrés des côtes rocheuses méditerranéennes peut être basée sur les mêmes informations que pour les garrigues basses et phryganes des mêmes zones.

Le taux d'urbanisation dans l'étendue actuelle de l'écosystème est stable depuis le début du XXe siècle (2000 à 2018) d'après les données Corine Land Cover (European Union, Copernicus Land Monitoring Service 2018). L'encadrement de l'urbanisation par la loi « Littoral » et la faible pression dans les espaces aujourd'hui les moins touchés (contrairement aux garrigues basses et phryganes) peuvent laisser supposer que ce taux devrait rester stable dans un avenir proche. L'écosystème ne devrait donc pas perdre plus de 30% de son étendue actuelle sur une fenêtre contemporaine de 50 ans.

L'évaluation de ce sous-critère présente les mêmes limites que les données Corine Land Cover : avec une résolution de 25 m, ces données ne permettent pas de détecter les changements de l'occupation du sol à une échelle plus fine. Elles demeurent néanmoins informatives sur la pression d'urbanisation qui s'exprime localement.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « préoccupation mineure » (LC)

A3. Réduction depuis une référence historique (≈1750)

Une comparaison entre la distribution potentielle et la distribution actuelle des maquis et fourrés littoraux permettrait d'estimer l'évolution de la distribution spatiale de cet écosystème.

Si cet écosystème ne correspond par définition aux zones où la dynamique de la végétation est bloquée par l'influence de mer (végétation primaire), en pratique il est souvent difficile de distinguer sur le littoral les formations primaires des formations secondaires. Que ce soit sur le littoral ou plus à l'intérieur des terres, l'évolution en surface des maquis peut être le résultat de la dégradation de la végétation forestière (défrichage) que celle de la reprise de la dynamique de végétation suivant la levée de pressions (ex. pâturage, incendies) à l'origine de steppes herbacées et de pelouses.

A titre d'illustration, Paradis *et al.* (2021) listent quelques îles et îlots corses où les maquis ont pu régresser en surface pour favoriser le pâturage. Jusque dans les années 1980, les îles satellites corses ont accueilli des animaux d'élevage (chèvres, ânes, vaches, moutons) que ce soit à l'année sous la houlette des gardiens de tours génoises de phares (ex. Giraglia,

Finocchiarola, Pinareddu, Mezzu Mare, Gargalu, ancienne île de la Pietra), ou de façon saisonnière (îles de l'archipel des Lavezzi et des Cerbicale, San Ciprianu, Pinareddu). Les maquis bas ont été incendiés pour favoriser des végétations de substitution plus à même d'accueillir et nourrir ces animaux domestiques.

Avec la déprise agricole, l'abandon de ces pratiques sur le littoral, quelle que soit la région concernée, a donc pu contribuer à l'augmentation en surface de cet écosystème alors même que l'urbanisation du littoral a pu induire des réductions localement. Ainsi, la distribution actuelle de cet écosystème est le produit de plusieurs processus – parfois antagonistes, qui ont modifié l'étendue de l'écosystème. Ces processus ont opéré de façon hétérogène sur l'ensemble de la distribution de cet écosystème avec d'une part une forte littoralisation dès la fin du XIX^{e} siècle (Plan Bleu 2001) sur le continent et d'autre part l'abandon progressif de l'agropastoralisme en Corse à partir du début du XX^{e} siècle (Sorba & Michon 2019).

Malgré l'absence de données cartographiques permettant de comparer, pour cet écosystème, sa distribution actuelle avec celle qu'il avait il y a plus de 250 ans, le comité technique estime que les évolutions de sa superficie dans les différents territoires correspondent à une réduction spatiale nette bien inférieure à 50%.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « préoccupation mineure » (LC).

La catégorie « préoccupation mineure » (LC) est attribuée à l'écosystème « Maquis et fourrés des falaises littorales méditerranéennes » selon le critère A.

■ Critère B : Distribution spatiale restreinte

B1. Zone d'occurrence (km²)

La zone d'occurrence de cet écosystème couvre une étendue supérieure à 50 000 km² (Tableau 15, Figure 48).

Ce sous-critère classe l'écosystème en « préoccupation mineure » (LC).

B2. Zone d'occupation (maille 10x10 km)

La zone d'occupation des maquis et fourrés des côtes rocheuses méditerranéennes est de de plus de 50 mailles de 10x10 km² (Tableau 15, Figure 48).

Ce sous-critère classe l'écosystème en « préoccupation mineure » (LC).

Tableau 15. Valeurs de l'EOO (superficie de la zone d'occurrence = aire du plus petit polygone convexe) et de l'AOO (taille de la zone d'occupation en nombre de mailles 10x10 km² occupées) des maquis bas et fourrés des côtes rocheuses méditerranéennes selon que la distribution de l'écosystème est basée strictement sur des observations (A), ou en prenant en compte des zones de présence potentielle majeure (B) et mineure (C).

Types d'occurrences pris en compte dans le calcul	AOO en nombre de mailles 10x10 km²	EOO en km²
Avérée	83	81 825
Avérée, potentielle majeure	101	83 581
Avérée, potentielle majeure et mineure	103	87 046

B3. Nombre de localités

Pour les maquis et fourrés des côtes rocheuses méditerranéennes, une localité peut être définie par les limites de propriétés définies par le cadastre. Le nombre de localités est supérieur à 5 pour cet écosystème (Figure 48).

Ce sous-critère classe l'écosystème en « préoccupation mineure » (LC).

La catégorie « préoccupation mineure » (LC) est attribuée à l'écosystème « maquis bas et fourrés des côtes rocheuses méditerranéennes » selon le critère B.

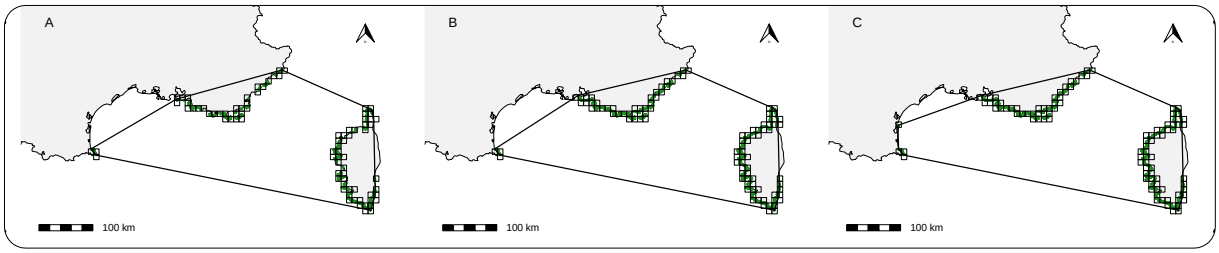


Figure 48. Zone d'occurrence (plus petit polygone convexe) et zone d'occupation (mailles 10x10 km² occupées) des maquis bas et fourrés des côtes rocheuses méditerranéennes selon que la distribution de l'écosystème est basée strictement sur des observations (A), ou en prenant en compte des zones de présence potentielle majeure (B) et mineure (C).

■ Critère C : Dégradation de l'environnement abiotique

C1. Modification d'une variable abiotique au cours des 50 dernières années

Au cours des 50 dernières années, la dégradation de l'environnement abiotique de cet écosystème a été principalement causée par les effets de la fréquentation qui contribue au tassement du sol et à son eutrophisation. Ces impacts sont localement importants, mais la faible pénétrabilité du couvert végétal de cet écosystème restreint cette dégradation aux sentiers et leurs abords immédiats.

Les zones impactées représentent une proportion de la distribution spatiale de l'écosystème bien inférieure à 30%, ce qui permet d'évaluer cet écosystème même en l'absence d'estimation de la sévérité relative de la dégradation.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « préoccupation mineure » (LC).

C2a. Modification d'une variable abiotique estimée au cours des 50 prochaines années

Au cours des 50 prochaines années, cet écosystème sera soumis aux effets des changements climatiques qui se manifesteront principalement par une augmentation du risque d'occurrence de feu en raison de l'augmentation des températures et des épisodes de sécheresses, mais aussi la disponibilité de combustible au niveau de ces végétations (Figure 49).

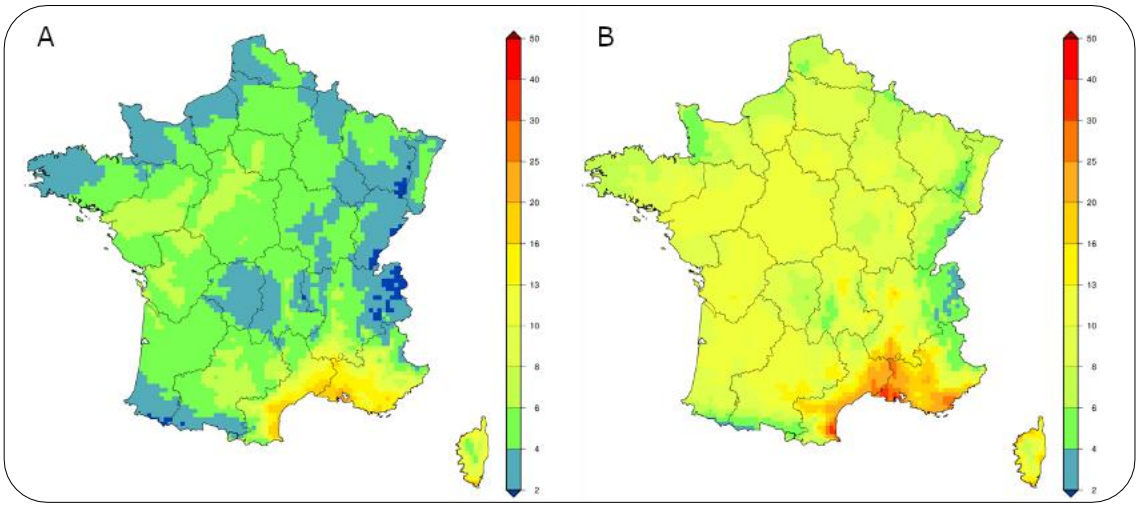


Figure 49. Indice feu météorologique (IFM) pour A) le jeu de données de référence correspondant à la période allant de 1989 à 2008, et B) pour les projections sur un horizon lointain (2081-2100) selon le scénario d'évolution socio-économique pessimiste A2. Ces cartographies ont été produites avec le modèle Arpege-V4.6 étiré de Météo-France et fournies par le projet DRIAS.

En découvrant le sol par consumation de la biomasse aérienne, les incendies favorisent l'érosion du sol, support de la végétation caractéristique de cet écosystème et de la faune associée. Les maquis bas et fourrés des côtes rocheuses méditerranéennes constituent néanmoins un écosystème très résilient aux incendies. Il est donc nécessaire de pouvoir déterminer une fréquence d'incendie correspondant à l'effondrement de cet écosystème selon le critère C.

L'indice feu météorologique (IFM) caractérise le danger lié aux facteurs météorologiques et à la végétation, mais pas ne prend pas à en compte les causes de feux, l'accessibilité des sites incendiés, et les éléments opérationnels liés à la gestion du risque. L'IFM seul ne peut donc être traduit directement en fréquence d'incendie, et ne peut donc être utilisé directement pour une évaluation selon les critères de la Liste rouge des écosystèmes.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

C2b. Modification d'une variable abiotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

L'augmentation du risque incendie est un facteur de vulnérabilité de cet écosystème dans un futur proche. Pour le même modèle (Arpege), les projections de l'indice feu météorologique (IFM) pour la zone biogéographique méditerranéenne sont relativement similaires entre les scénarios d'évolutions socio-économiques (Figure 50).

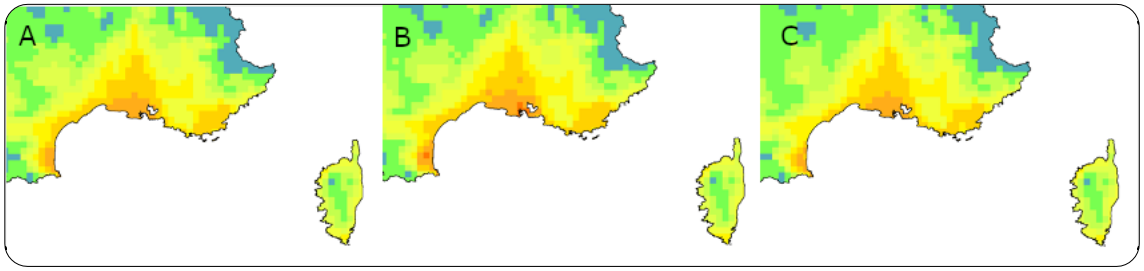


Figure 50. Distribution spatiale de l'indice feu météorologique (IFM) pour les projections sur un horizon proche (2031-2050) selon différents scénarios d'évolution socio-économique : A) le scénario pessimiste A2, B) le scénario intermédiaire A1B, et C) le scénario optimiste B2 dans le secteur méditerranéen de la France métropolitaine. Ces cartographies ont été produites avec le modèle Arpege-V4.6 étiré de Météo-France et fournies par le projet DRIAS. La légende est la même que pour la Figure 49.

Cependant, l'évaluation du critère C2b est limitée par les mêmes facteurs que ceux listés pour le critère C2a.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

C3. Modification d'une variable abiotique depuis une référence historique (≈1750)

Depuis la moitié du XVIII^{e} siècle, les maquis et fourrés du littoral rocheux méditerranéens ont été essentiellement touchés par l'urbanisation, avec pour conséquence une réduction de la distribution de l'écosystème. Ce symptôme de dégradation est traité dans le critère A3.

Le comité technique n'a pas identifié de processus de dégradation du compartiment abiotique pouvant contribuer à une dynamique d'effondrement de l'écosystème depuis la moitié du XVIII^{e} siècle.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « préoccupation mineure » (LC).

La catégorie « préoccupation mineure » (LC) est attribuée à l'écosystème « maquis bas et fourrés des falaises littorales méditerranéennes » selon le critère C.

■ Critère D : Perturbation des processus et interactions biotiques

D1. Modification d'une variable biotique au cours des 50 dernières années

Nous ne disposons pas de données permettant d'estimer la dégradation de cet écosystème sous l'effet de la fréquentation locale et touristique, ou d'une eutrophisation due au pullulement des populations de goélands leucophées induit par les activités humaines. La végétation de cet écosystème présente néanmoins une forte résilience face aux perturbations, avec une capacité importante de régénération du couvert végétal. Cet écosystème est donc a priori moins vulnérable à des facteurs de dégradation tels que la fréquentation, comparé aux garrigues basses et phryganes ou aux végétations aérohalines des mêmes côtes rocheuses.

Cet écosystème étant également exposé à une dégradation due à l'introduction d'EVEE, nous examinons les données de distribution d'une sélection d'EVEE du CBN de Corse et du CBN méditerranéen de Porquerolles extraites des bases de données internes en 2022 (voir Annexe 6 pour la sélection d'EVEE retenues). Cette sélection regroupe les espèces pouvant potentiellement présenter de forts impacts sur les écosystèmes littoraux méditerranéens.

D'après ces données, l'occurrence d'EVEE localement problématiques est passée d'1,8% à 45,7% de l'étendue de l'écosystème que nous évaluons ici (Figure 51A et C) entre les périodes de 1951-1971 et 2001-2021. En excluant les mailles où le temps de résidence est inférieur à 1 an afin de réduire le risque de surestimer les impacts des EVEE au regard du type de données (données opportunistes), ces chiffres descendent à 0,36% et 25,2% (Figure 51B et D) pour 1951-1971 et 2001-2021 respectivement.

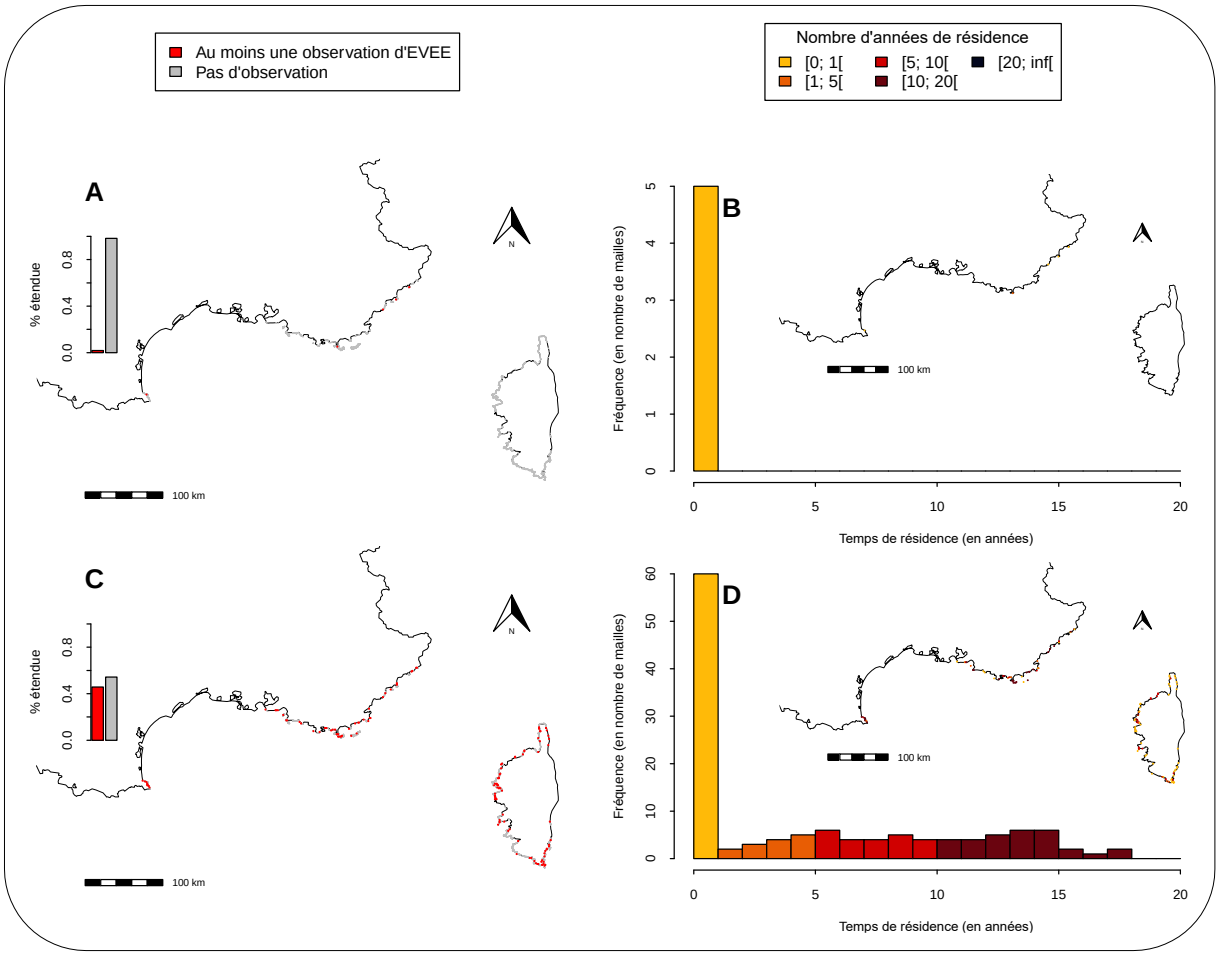


Figure 51. Évolution de la distribution d'EVEE majeures et émergentes problématiques pour les écosystèmes littoraux rocheux méditerranéens entre A) la période 1951-1971 et C) la période 2001-2021. Sur les cartes A et C, la distribution actuelle de l'écosystème est représentée en noir, et la présence d'EVEE est marquée en rouge (standardisation des données d'occurrence selon un maillage 1x1 km²). Ces cartes incluent des histogrammes qui décrivent la proportion de l'écosystème (en nombre de maille 1x1 km² concernée) où au moins une EVEE est présente (rouge) ou non observée (bleu). Les cartes B et D reprennent la distribution des EVEE pour B) la période 1951-1971 et D) la période 2001-2021, cette fois en indiquant le nombre d'année de résidence des EVEE sur la maille (cf. code couleur en légende) sur la période considérée. Ces cartes incluent la distribution du temps de résidence des EVEE pour chaque période sous forme d'histogrammes. L'ensemble de la figure contient des données issues du Conservatoire Botanique National Corse (2022) et du Conservatoire Botanique National méditerranéen de Porquerolles (2022).

En supposant que l'effondrement de cet écosystème correspond à 100% de l'étendue de l'écosystème concerné par la présence d'au moins une EVEE sélectionnée à dire d'expert pour le critère D1, ces données ne permettent pas de conclure à une catégorie de risque d'écosystème menacé (sévérité relative comprise entre 24,9% et 44,7%). Contrairement aux écosystèmes de falaises et rivages rocheux, ou bien des garrigues basses et phryganes du même littoral, la catégorie « quasi-menacée » n'est pas retenue étant donnée la forte densité de la végétation qui présente une plus grande résistance à l'installation d'EVEE. En effet, cet écosystème présente un couvert de végétation dense et très résilient, beaucoup moins exposé à la fréquentation qui est un facteur facilitateur de l'installation des EVEE. Ensemble, ces caractéristiques sont susceptibles de freiner l'installation d'EVEE sur cet écosystème et donc leurs impacts.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « préoccupation mineure » (LC).

D2a. Modification d'une variable biotique estimée au cours des 50 prochaines années

Les impacts futurs de la fréquentation dépendent à la fois de l'évolution démographique des communes où se situe cet écosystème et celle des stratégies de gestion en réponse à une éventuelle augmentation de cette pression. Ces évolutions futures sont donc difficiles à prédire. Il en est de même pour l'impact des espèces végétales exotiques envahissantes, en particulier à l'horizon de 50 ans.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

D2b. Modification d'une variable biotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

Le manque de données décrit pour le critère D2a est également valable pour le sous-critère D2b.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

D3. Modification d'une variable biotique depuis une référence historique (≈1750)

La distribution actuelle des EVEE d'après les données du CBN de Corse et du CBN méditerranéen de Porquerolles (2022) ne permet pas de conclure que cet écosystème est menacé selon le sous-critère D3. En effet, même en supposant l'absence d'EVEE sur l'essentiel de la distribution de l'écosystème à la moitié du XVIIIe siècle, la progression des EVEE touche moins de 50% de la distribution de l'écosystème aujourd'hui.

Cependant, les EVEE ne sont *a priori* pas le seul facteur de dégradation du compartiment biologique de cet écosystème sur cette échelle de temps et l'absence de données sur la dégradation du fonctionnement de cet écosystème par d'autres facteurs depuis la moitié du XVIIIe siècle ne permet pas de conclure pour ce sous-critère.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « données insuffisantes » (DD).

La catégorie « préoccupation mineure » (LC) est attribuée à l'écosystème « maquis bas et fourrés des côtes rocheuses méditerranéennes » selon le critère D.

■ Critère E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème

À la date de cette évaluation, il n'existe pas de modélisation de cet écosystème qui permette d'estimer la probabilité d'effondrement de l'écosystème selon les critères de la Liste rouge des écosystèmes.

La catégorie « données insuffisantes » (DD) est attribuée à l'écosystème « maquis bas et fourrés des côtes rocheuses méditerranéennes » selon le critère E.

Bilan de l'évaluation des maquis bas et des fourrés des côtes rocheuses méditerranéennes en France

Critère	Sous-critère	Catégorie
A : Réduction de la distribution spatiale	A1. 50 dernières années	LC
	A2a. 50 prochaines années	LC
	A2b. 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	LC
	A3. Depuis une référence historique (≈1750)	DD
B : Distribution spatiale restreinte	B1. Zone d'occurrence	LC
	B2. Zone d'occupation	LC
	B3. Nombre de localités	LC
C : Dégradation de l'environnement abiotique	C1. 50 dernières années	LC
	C2a. 50 prochaines années	DD
	C2b. 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	C3. Depuis une référence historique (≈1750)	LC
D : Perturbation des processus et interactions biotiques	D1. 50 dernières années	LC
	D2a. 50 prochaines années	DD
	D2b. 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	D3. Depuis une référence historique (≈1750)	DD
E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème		DD
Catégorie globale pour l'écosystème		**LC**

Fiabilité de l'évaluation

Le degré de confiance est caractérisé par une **fiabilité moyenne des indicateurs** et un **fort consensus au sein du comité technique**.

Évaluateur

Alix SAUVE, Clémentine AZAM (Comité français de l'UICN).

Bilan et interprétation de l'évaluation

Les maquis et fourrés littoraux constituent un écosystème largement répandu sur le littoral rocheux méditerranéen, que ce soit en France ou sur l'ensemble du bassin. La densité de la végétation et l'inaccessibilité des sites protègent cet écosystème d'une des menaces les plus importantes du littoral sur ces 50 dernières années : la fréquentation. Celle-ci est généralement restreinte aux sentiers ouverts dans le couvert végétal, bien que ses impacts soient localement très forts. La distribution de cet écosystème est également largement concernée par la présence d'espèces végétales exotiques au caractère envahissant sur les littoraux méditerranéens français.

Si les incendies font partie du régime de perturbation naturel de cet écosystème et ne représentent pas a priori une menace pour son maintien en raison de la forte résilience de la végétation, des inconnues demeurent pour l'avenir. En effet, sous l'effet des changements climatiques, le risque incendie pourrait fortement augmenter dans les 50 prochaines années d'après les projections sur les variables météorologiques déterminantes. Cependant, ces projections sont d'abord conçues pour prédire les feux de forêt, et donc la nature et le degré de modification du régime d'incendie pour cet écosystème et ses impacts sur les communautés écologiques restent à déterminer.

Bien qu'étant classé en préoccupation mineure, cet écosystème n'est pas à l'abri de menaces. Il présente un enjeu patrimonial fort en raison des espèces rares, et parfois situées en limite de leur aire de distribution en France, qui font partie de son biote caractéristique. Une vigilance sur son bon état et son maintien est donc essentielle pour ne pas faire basculer cet écosystème dans un statut d'écosystème menacé.

Fourrés halonitrophiles des côtes rocheuses méditerranéennes

Présentation et distribution géographique

Cet écosystème des côtes rocheuses méditerranéennes se caractérise par un substrat fortement chargé en chlorure de sodium et en nutriments azotés due en grande partie aux excréments des oiseaux marins (Bensettiti *et al*., 2004). Il est dominé par des arbrisseaux et des plantes herbacées adaptés aux conditions arides et à la richesse en nutriments azotés des sols. Son optimum se trouve en Afrique du Nord, dans la péninsule ibérique, dans les îles macaronésiennes et en Sicile. En France, cet écosystème se situe en limite extrême de son aire de distribution.

Cette situation marginale et le faible nombre d'espèces caractéristiques de l'écosystème rendent difficile la cartographie de sa distribution à partir des informations actuellement disponibles. En effet, si certaines végétations caractéristiques de cet écosystème sont naturelles, d'autres sont le résultat d'une modification du régime de perturbations, voire l'expression d'une dégradation d'autres écosystèmes du littoral méditerranéen français. À titre d'exemples, il est reporté présent sur les îles et îlots de la côte provençale, notamment dans les archipels du Frioul et de Riou (Noble & Baret 2019 ; Figure 52). Mais les sites fortifiés du littoral provençal (Figure 53) ou les falaises situées sous la citadelle de Bonifacio (Géhu, Biondi & Géhu-Franck 1986) présentent des végétations qui sont le fruit d'une dégradation du milieu. Celles-ci ne sont donc pas l'objet de cette évaluation.

Figure 52. Formation à *Dactylo hispanicae-Malvetum arboreae* sur l'île Jarre, Marseille, Bouches-du-Rhône. © J. Ugo, CBN méditerranéen de Porquerolles

Figure 53. Végétation synanthropique – non évaluées dans ce chapitre - à *Artemisia arborescens* sur les rivages de l'île de Port-Cros, Hyères, Var. © V. Noble, CBN méditerranéen de Porquerolles

Établir le caractère naturel des végétations halonitrophiles en l'absence d'historique pour l'ensemble des sites concernés est délicat. Il reste donc difficile de proposer aujourd'hui une carte de distribution qui fasse consensus dans le cadre de cet exercice d'évaluation.

Classification

EUNIS / CORINE biotopes

Nous retenons pour l'écosystème « Fourrés halonitrophiles des côtes rocheuses méditerranéennes » l'unité F6.82 présentée dans le Tableau 16.

Tableau 16. Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Fourrés halonitrophiles des rivages rocheux méditerranéens » (Davies *et al.* 2004; Louvel *et al.* 2013).

Code	Intitulé	Description
F6.82	Fourrés méditerranéens halonitrophiles	Formations arbustives nitrophiles caractéristiques des sols secs et des climats arides, souvent d'un blanc grisâtre et d'un aspect semi-désertique, comprenant parfois des broussailles plus denses et plus élevées. Elles sont particulièrement fréquentes dans l'est de la péninsule Ibérique, où les espèces caractéristiques comprennent notamment *Peganum harmala*, *Artemisia herba-alba*, *Lycium intricatum*, *Capparis ovata* et des Chénopodiacées *Salsola vermiculata, Salsola genistoides, Salsola verticillata, Suaeda pruinosa, Atriplex halimus, Atriplex glauca, Camphorosma monspeliaca, Anabasis articulata* et *Haloxylon articulatum*. Dans le secteur est-méditerranéen *Artemisia arborescens, Piptatherum miliaceum, Smyrnium apifolium, Atriplex halimus, Ruta chelepensis* et *Anagyris foetida* font partie des espèces caractéristiques.

La description de l'unité F6.82 renvoie aux végétations du *Pegano-Salsoletea* dont la présence sur le territoire français fait l'objet de discussions (voir section suivante).

L'unité EUNIS F6.82 correspond à l'unité 15.72 de CORINE biotopes (Bissardon *et al.* 1997).

Types d'habitats d'intérêt communautaire (Bensettiti *et al.* 2004; Gaudillat *et al.* 2018)

Lors de la dernière actualisation des interprétations des Cahiers d'habitats, l'habitat d'intérêt communautaire 1430 « Fourrés halonitrophiles (*Pegano-Salsoletea*) » était indiqué comme présent en France, uniquement à Bonifacio en Corse du Sud (Gaudillat *et al.* 2018). Néanmoins, le conseil scientifique du Conservatoire botanique national Corse a statué son absence sur son territoire d'agrément (réunion du 01/10/2018), et donc que les végétations de Bonifacio ne pouvaient être rattachées au *Pegano-Salsoletea.* Cela remet en question la présence de cet habitat d'intérêt communautaire en France. Parallèlement, Noble & Baret (2019) listent des végétations du *Pegano-Salsoletea* dans le catalogue des végétations du département des Bouches-du-Rhône.

La présence du 1430 sur le territoire français fait donc encore l'objet de discussions au moment de la rédaction de ce rapport technique – cet habitat étant en principe exclu des rapportages depuis 2018. Pour l'heure, les fourrés halonitrophiles des côtes rocheuses méditerranéennes ne peuvent donc pas être formellement rattachés à un habitat d'intérêt communautaire.

Classification phytosociologique (Bardat *et al.* 2004; Noble & Baret 2019)

Les fourrés halonitrophiles du littoral rocheux observés dans les Bouches du Rhône sont rattachés aux unités phytosociologiques suivantes d'après Noble & Baret (2019) :

- **Classe** : *Pegano harmalae - Salsoletea vermiculatae*
  - **Ordre** : *Salsolo vermiculatae - Peganetalia harmalae*
    - **Alliance :** *Medicagini citrinae - Lavaterion arboreae* (Végétation frutescente halophile et nitrophile du littoral de la Méditerranée nord-occidentale)

Des végétations corses sont rattachées à la même classe d'après le prodrome des végétations de Corse (Reymann et al., 2016), en suivant le schéma syntaxonomique proposé par Géhu & Biondi (1994) :

- **Alliance :** *Artemision arborescentis* Géhu & Biondi (1986) 1994
  - **Associations :**

Cinerario maritimae – Artemisietum arborescentis Géhu, Biondi & Géhu-Franck 1988
Cinerario maritimae – Suaedetum verae Géhu & Biondi ex B. Foucault 2015

Dans cette publication antérieure à la décision du conseil scientifique du CBN de Corse concernant l'absence du *Pegano-Salsoletea* du territoire corse, les auteurs du PVC précisent un rattachement « par défaut » à la classe des *Pegano-Salsoletea*, soulignant l'hétérogénéité de cette classe et le faible nombre d'espèces caractéristiques dans les associations corses. Les associations corses qui pourraient témoigner de la présence de cet écosystème sont observées en stations périurbaines, dans des conditions qui correspondent à une forme de dégradation d'autres écosystèmes (ex. maquis à *Pistacia lentiscus*) liée à l'accumulation de déchets. Ainsi, si les conditions abiotiques déterminant ces végétations sont similaires (nitrophilie, thermophilie, halophilie), ils ne sont pas le résultat des mêmes facteurs (déjections d'espèces constitutives du biote caractéristique d'une part, enrichissement du sol par dépôt de déchets de l'autre).

IUCN Global Ecosystem Typology 2.0 (Keith *et al.* 2020)

- ***Realm**: Transitional marine-terrestrial*
  - ***Biome**: MT2 Supralittoral coastal biome*
    - ***Functional group:** MT2.1 Coastal shrublands and grasslands*

Description

Les fourrés halonitrophiles du littoral rocheux méditerranéen sont des fourrés thermoméditerranéens où les nutriments du sol proviennent essentiellement des fientes des oiseaux marins. En raison de l'augmentation exponentielle des populations de goéland leucophée, il est difficile de distinguer les milieux où cet écosystème est naturellement présent des secteurs où il s'agit d'un faciès très dégradé de maquis ou de garrigues littorales. De même, les formations à *Suaeda vera* semblent secondaires et liées à des perturbations anthropiques plus ou moins anciennes.

Biote indigène caractéristique

Végétation

Végétation littorale caractérisée par des espèces halophiles (*Suaeda vera*, *Atriplex halimus*) et halotolérantes (*Malva arborea*, *Dactylis glomerata* subsp. *hispanica*, *Camphorosma monspeliaca*, *Sonchus asper* subsp. *glaucescens*) d'affinités nitrophiles (Bensettiti *et al.* 2004). Elle forme différents fourrés, plus ou moins denses et pouvant dépasser 1 m de hauteur, dominés soit par la mauve royale soit la soude vraie dans les conditions les plus sèches. Elle comporte des éléments floristiques des milieux côtiers arides comme l'astérolide maritime (*Pallenis maritima*), la camphrée (*Camphorosma monspeliaca*), la giroflée violet (*Matthiola incana*) et le séneçon à feuilles grasses (*Senecio leucanthemifolius* subsp. *crassifolius*). Elle héberge également des espèces nitrophiles cosmopolites comme la pariétaire (*Parietaria judaica*) (Noble & Baret 2019).

Faune

Le goéland leucophée, *Larus michahellis*, est une espèce grégaire qui niche en colonies importantes pouvant accueillir des centaines voire des milliers d'individus. Les couples construisent leurs nids séparés de quelques mètres. Pour ce faire, ils collectent des éléments disponibles à proximité dans les laisses de mer, la végétation ou encore dans les débris.

Le caractère grégaire, agressif et cleptoparasite du goéland leucophée est une contrainte forte pour les autres espèces en particulier pour les invertébrés, les reptiles et les oiseaux marins endémiques de méditerranée à fort enjeu de conservation : le puffin de Scopoli (*Calonectris diomedea*), le puffin yelkouan (*Puffinus yelkouan*), l'océanite tempête de Méditerranée (*Hydrobates pelagicus melitensis*), le cormoran huppé de Méditerranée (*Phalacrocorax aristotelis desmarestii*) (Vidal *et al.* 1998; Courbin *et al.* 2018).

■ Milieu physique

Climat

Cet écosystème a son optimum à l'étage thermoméditerranéen. Les températures moyennes annuelles se situent autour de 16°C. La température minimale du mois le plus froid est de 5°C (Bagnouls & Gaussen 1957).

Substrat

La richesse en éléments azotés du sol et le système racinaire des végétaux à fort recouvrement rendent possible la formation d'un sol bien développé. Dans d'autres cas, cette végétation se développe de manière plus localisée dans des fissures des rochers calcaires côtiers ou s'accumulent des argiles (Noble & Baret 2019).

Humidité, salinité et exposition aux vents

Le climat de cet écosystème est aride avec plusieurs mois de déficit hydrique. La présence de couvert végétal et d'un sol bien développé permet de conserver en partie l'humidité apportée par les précipitations et les embruns (Bensettiti *et al.* 2004).

Cet écosystème se situe au-delà de la zone de déferlement des vagues. Il est moins exposé aux embruns que les secteurs à criste marine (*Crithmum maritimum*) et à *Limonium* spp. mais suffisamment pour que l'air et les sols soient chargés en chlorure de sodium.

Des vents importants interviennent en différentes saisons et représentent un facteur limitant pour la végétation.

■ Processus et interactions clés

Enrichissement du milieu par le goéland leucophée

Le goéland leucophée*, Larus michahellis*, est une espèce clé de cet écosystème. Les concentrations importantes des colonies de cette espèce constituent la principale source de nutriments azotés du milieu. Les fientes et l'urine déposées en grandes quantités forment le guano composé notamment de nitrate, de phosphate, d'acide urique, d'oxalate d'ammonium et de protéines.

À partir des années 1970, les populations du littoral méditerranéen ont connu une augmentation démographique exponentielle liée aux ressources alimentaires d'origine anthropique, en particulier les décharges à ciel ouvert (ex. décharge de Marseille fermée en 2010), et dans une moindre mesure le chalutage industriel (Duhem *et al.* 2003). Sur certaines îles, cette explosion démographique est à l'origine d'une eutrophisation du milieu sous l'effet de l'accumulation de guano. Passé un certain seuil, cette eutrophisation peut conduire au remplacement d'un écosystème par un autre – en l'occurrence de fourrés halonitrophiles.

Dynamique de la végétation

La production primaire de cet écosystème est importante et des formations de types fourrés denses d'environ un mètre se mettent en place rapidement. En raison d'un milieu hyperventilé et d'une salinité importante, la succession de végétation est bloquée et ne permet pas l'évolution des milieux vers des maquis à pistachier lentisque. Les fourrés littoraux halonitrophiles sont donc un stade mature de l'écosystème en relatif équilibre (Noble & Baret 2019).

Les colonies de goélands leucophées conditionnent également le couvert végétal par le prélèvement de végétaux pour construire leur nid. Les espèces les plus résistantes sont alors favorisées au détriment des plus sensibles (Vidal *et al.* 1998).

■ Facteurs de vulnérabilité

Inféodé aux îles et îlots sur le littoral français, cet écosystème est ainsi à l'abri des menaces qui sont principalement à l'origine du processus de dégradation des écosystèmes listés dans ce chapitre (urbanisation, fréquentation). Sur ces sites, l'introduction d'espèces exotiques pourrait néanmoins altérer la structure et le fonctionnement des communautés écologiques qui y sont naturellement présentes.

Espèces végétales exotiques envahissantes

Les espèces végétales envahissantes, en premier lieu les griffes-de-sorcière (*Carpobrotus* spp.), appauvrissent la diversité des écosystèmes littoraux. Elles dominent localement le couvert végétal au détriment de la faune et de la flore indigène.

Le rat noir (*Rattus rattus*)

Le rat noir (*Rattus rattus*) est un rongeur originaire d'Asie tropicale qui a été introduit depuis l'antiquité romaine sur la plupart des îles de méditerranée (Ruffino *et al.* 2009). Il se reproduit toute l'année et produit plusieurs générations par an.

Lorsqu'il atteint des densités de population importantes, il représente une menace pour les espèces les plus sensibles de faune et de flore des îles et des îlots. L'impact est notamment fort sur les populations d'invertébrés et d'oiseaux marins (Ruffino *et al.* 2009; Médail *et al.* 2013).

La Figure 54 ci-dessous résume les caractéristiques de cet écosystème et les impacts de ces facteurs de vulnérabilité sur son fonctionnement.

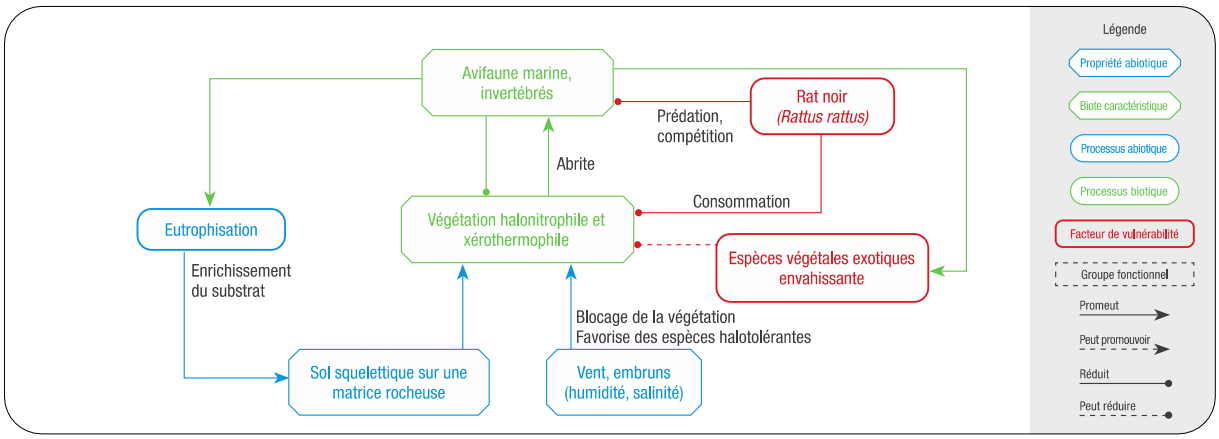


Figure 54. Modèle conceptuel des fourrés halonitrophiles des côtes rocheuses méditerranéennes et des impacts des facteurs de vulnérabilité sur leur fonctionnement.

Évaluation (méthode de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015)

Critère A : Réduction de la distribution spatiale

En raison du manque de connaissance sur la distribution actuelle sur cet écosystème, l'évaluation du critère A est fortement limitée. La donnée est donc systématiquement insuffisante pour estimer le risque d'effondrement de cet écosystème selon le critère A.

La catégorie « données insuffisantes » (DD) est attribuée à l'écosystème « Fourrés halonitrophiles des côtes rocheuses méditerranéennes » selon le critère A.

Critère B : Distribution spatiale restreinte

Le manque de connaissances et de consensus sur la distribution actuelle de cet écosystème limite l'évaluation du critère B à deux niveaux :

- L'évaluation de chaque sous-critère est basée sur le calcul de métriques spatiales (AOO, EOO). Avec un niveau d'incertitude trop grand sur la valeur de ces métriques, il n'est pas possible de conclure pour une catégorie ou une autre ;
- En l'absence d'historique pour la plupart des sites hébergeant cet écosystème, les critères qualitatifs concernant le déclin de l'écosystème ne peuvent être évalués.

La catégorie « données insuffisantes » (DD) est attribuée à l'écosystème « Fourrés halonitrophiles des côtes rocheuses méditerranéennes » selon le critère B.

Critère C : Dégradation de l'environnement abiotique

Aucun facteur de dégradation de l'environnement abiotique n'a été identifié pour cet écosystème. Néanmoins, face au manque de connaissance sur cet écosystème et ses menaces, **la catégorie « données insuffisantes » (DD) est attribuée à l'écosystème « Fourrés halonitrophiles des côtes rocheuses méditerranéennes » selon le critère C.**

Critère D : Perturbation des processus et interactions biotiques

Les menaces listées pour cet écosystème sont susceptibles d'impacter principalement son compartiment biologique. Néanmoins, en l'absence d'une bonne connaissance de la distribution de cet écosystème et de l'historique des sites concernés, il n'est pas possible d'estimer la sévérité relative de la dégradation induite, ni la proportion de l'étendue de l'écosystème touchée.

La catégorie « données insuffisantes » (DD) est attribuée à l'écosystème « Fourrés halonitrophiles des côtes rocheuses méditerranéennes » selon le critère D.

Critère E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème

À la date de cette évaluation, il n'existe pas de modélisation de cet écosystème qui permette d'estimer la probabilité d'effondrement de l'écosystème selon les critères de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN.

La catégorie « données insuffisantes » (DD) est attribuée à l'écosystème « Fourrés halonitrophiles des côtes rocheuses méditerranéennes » selon le critère E.

■ Bilan de l'évaluation des fourrés halonitrophiles des côtes rocheuses méditerranéennes en France

Critère	Sous-critère	Catégorie
A : Réduction de la distribution spatiale	A1. 50 dernières années	DD
	A2a. 50 prochaines années	DD
	A2b. 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	A3. Depuis une référence historique (≈1750)	DD
B : Distribution spatiale restreinte	B1. Zone d'occurrence	DD
	B2. Zone d'occupation	DD
	B3. Nombre de localités	DD
C : Dégradation de l'environnement abiotique	C1. 50 dernières années	DD
	C2a. 50 prochaines années	DD
	C2b. 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	C3. Depuis une référence historique (≈1750)	DD
D : Perturbation des processus et interactions biotiques	D1. 50 dernières années	DD
	D2a. 50 prochaines années	DD
	D2b. 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	D3. Depuis une référence historique (≈1750)	DD
E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème		DD
Catégorie globale pour l'écosystème		**DD**

■ Fiabilité de l'évaluation

Non applicable.

■ Évaluateur

Alix SAUVE, Clémentine AZAM (Comité français de l'UICN).

Bilan et interprétation de l'évaluation

La présence des fourrés halonitrophiles est en partie déterminée par un enrichissement du sol favorisé par les oiseaux marins. C'est pourquoi cet écosystème est essentiellement observé sur les îles et îlots rocheux où les oiseaux marins peuvent nicher tout en se soustrayant au dérangement qu'occasionnent les activités humaines. L'inaccessibilité de la plupart des sites où s'observe cet écosystème le protège contre les menaces les plus communes aux écosystèmes côtiers méditerranéens, et notamment les effets de la fréquentation. Cependant, comme l'expression de végétations halonitrophiles dépend des populations d'oiseaux marins, un suivi ornithologique est essentiel pour connaître au long terme les dynamiques spatiales et temporelles de cet écosystème pour mieux le caractériser.

L'examen de cet écosystème dans le cadre de cet exercice d'évaluation rend compte du manque de consensus sur le caractère « naturel » de cet écosystème. Cette incertitude est liée aux facteurs d'enrichissement du milieu susceptibles de favoriser cet écosystème : les fluctuations de populations d'oiseaux marins peuvent être induites par les activités humaines (perturbation anthropogène indirecte), et une pollution directe des littoraux rocheux peut se traduire par des végétations similaires à celles qui sont caractéristiques de cet écosystème dans certaines conditions.

Dans des espaces particulièrement soumis aux impacts des activités humaines, une connaissance de l'historique des sites et des écosystèmes qui s'y trouvent est donc essentielle pour apprécier l'état de leur fonctionnement et le risque d'effondrement.

Table des figures

Figure 1. Périmètre du domaine bioclimatique méditerranéen (en orange) sur le littoral français selon la directive Habitats-Faune-Flore (92/43/CEE). 7
Figure 2. Les 7 catégories de risque d'effondrement et la catégorie « non évalué » selon les critères de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN. 12
Figure 3. Criste marine (Crithmum maritimum) sur des éboulis littoraux, plage de Bussaghlia, Corse. 13
Figure 4. Représentation schématique de la relation entre le niveau de confiance de l'évaluation et deux indicateurs de confiance d'après (Mastrandrea et al. 2010) 14
Figure 5. Site naturel protégé de la pointe du Cap Corse, Barcaggio (Rogliano, Corse). 16
Figure 6. Distribution spatial des types morphosédimentaires des rivages relevant des plages et cordons de galets sur le littoral méditerranéen français (EUROSION 2004). 17
Figure 7. Laisses de mer et crithme marin sur la plage de l'Arène (Cassis, Bouches-du-Rhône). 18
Figure 8. Plage de Porto en Corse. 19
Figure 9. Agencement spatial schématique des végétations des plages de galets en Corse (Delbosc 2015). 20
Figure 10. Plage de galets sur la côte des Albères (Argelès-sur-Mer, Pyrénées-Orientales). 21
Figure 11. Distribution spatial des types morphosédimentaires des rivages relevant des falaises et rivages rocheux sur le littoral méditerranéen français (EUROSION 2004). 22
Figure 12. L'euphorbe pin (Euphorbia pithyusa) sur le littoral corse. 23
Figure 13. Les falaises Soubeyranes, la plus haute falaise maritime de France (Cassis et La Ciotat, Bouches-du-Rhône). 23
Figure 14. Schéma conceptuel de la dynamique des falaises (Giuliano 2015). 24
Figure 15. Vue en coupe de la configuration générale d'une falaise (Giuliano 2015). 25
Figure 16. Représentation schématique de l'organisation des habitats littoraux à substrat rocheux du littoral (Delbosc 2015). 26
Figure 17. Schéma conceptuel d'exposition des écosystèmes littoraux (Laffont-Schwob & Prudent 2021). 27
Figure 18. Distribution des cordons et plages de galets et graviers à végétation pionnière du littoral méditerranéen français. 31
Figure 19. Anisolabis maritima, un perce-oreille rare des laisses de mer. 34
Figure 20. Chaînes trophiques des milieux terrestres et marins basées sur la remise en circulation de la matière organique et des minéraux à partir de la décomposition des laisses de mer. © EID Méditerranéen, Conservatoire du littoral, Rivages de France 35
Figure 21. Banquette de Posidonie dans le Cap Corse. 37
Figure 22. Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème "cordons et plages de galets et graviers à végétation pionnière" et des impacts des menaces identifiées. 37
Figure 23. Zone d'occurrence (plus petit polygone convexe) et zone d'occupation (mailles 10x10 km^2 occupées) des cordons et plages de galets et graviers méditerranéens à végétation pionnière 40
Figure 24. Distribution du taux d'évolution du trait de côte du littoral concerné par les plages de galets et graviers à végétation pionnière selon différentes catégories de l'indicateur national d'érosion côtière (Cerema et MTES, 2017). 41
Figure 25. Distribution des cordons et plages et graviers à végétation vivace sur le littoral méditerranéen français. 47
Figure 26. Gravelot à collier interrompu (Charadrius alexandrinus), aux Pesquiers (Hyères, Var). © L. Benaiche, CC BY-SA 4.0 50
Figure 27. La plage de Porto (Corse-du-Sud) fortement aménagée. 52
Figure 28. Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème « cordons et plages de galets et graviers fixés à végétation vivace » et impacts des menaces identifiées. 53
Figure 29. Zone d'occurrence (plus petit polygone convexe) et zone d'occupation (mailles 10x10 km^2 occupées) des cordons et plages de galets et graviers méditerranéens à végétation vivace 56
Figure 30. Distribution du taux d'évolution du trait de côte du littoral concerné par les plages de galets et graviers à végétation pionnière selon différentes catégories de l'indicateur national d'érosion côtière (Cerema et MTES, 2017). 56
Figure 31. Distribution des falaises et rivages rocheux sur le littoral méditerranéen français. 62
Figure 32. Végétation chasmophytique du littoral corse (Limonio corsici-erodietum corsici). 65
Figure 33. Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème « falaises littorales et rivages rocheux méditerranéens à substrat dur » et impacts des menaces identifiées. 68

Figure 34. Zone d'occurrence (plus petit polygone convexe) et zone d'occupation (mailles 10x10 km² occupées) des falaises et rivages rocheux méditerranéens 71
Figure 35. Distribution du taux d'évolution du trait de côte du littoral concerné par les falaises et rivages rocheux du littoral méditerranéen selon différentes catégories de l'indicateur national d'érosion côtière (Cerema et MTES, 2017). 71
Figure 36. Évolution de la distribution d'EVEE majeures et émergentes problématiques pour les écosystèmes littoraux rocheux méditerranéens entre A) la période 1951-1971 et C) la période 2001-2021. 73
Figure 37. Distribution des garrigues basses et phryganes des côtes rocheuses sur le littoral méditerranéen français. 77
Figure 38. Garrigues primaires côtières à Helichrysum du Capo Bianco (Cap Corse). 79
Figure 39. Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème « garrigues basses et phryganes des côtes rocheuses méditerranéennes » et impacts des menaces identifiées. 82
Figure 40. Zone d'occurrence (plus petit polygone convexe) et zone d'occupation (mailles 10x10 km² occupées) des garrigues basses et phryganes des côtes rocheuses méditerranéennes 85
Figure 41. Évolution de la distribution d'EVEE majeures et émergentes problématiques pour les écosystèmes littoraux rocheux méditerranéens entre A) la période 1951-1971 et C) la période 2001-2021. 87
Figure 42. Garrigue à Plantago subulata et Helichrysum stoechas sur la côte des Albères (Pyrénées-Orientales). 90
Figure 43. Maquis à bruyère arborescente (Erica arborea) et salsepareille (Smilax aspera) sur la côte des Albères (Pyrénées-Orientales). 91
Figure 44. Distribution des maquis bas et fourrés des côtes rocheuses du littoral méditerranéen français. 91
Figure 45. Fourrés à Euphorbia dendroides sur la côte ouest de la Corse. 94
Figure 46. Maquis à bruyère arborescente (Erica arborea) incendié au Cap Béar sur la côte des Albères (Pyrénées-Orientales). 97
Figure 47. Modèle conceptuel des maquis bas et fourrés des côtes rocheuses méditerranéennes et des impacts des facteurs de vulnérabilité sur leur fonctionnement. 97
Figure 48. Zone d'occurrence (plus petit polygone convexe) et zone d'occupation (mailles 10x10 km² occupées) des maquis bas et fourrés des côtes rocheuses méditerranéennes 100
Figure 49. Indice feu météorologique (IFM) pour A) le jeu de données de référence correspondant à la période allant de 1989 à 2008, et B) pour les projections sur un horizon lointain (2081-2100) selon le scénario d'évolution socio-économique pessimiste A2. 100
Figure 50. Distribution spatiale de l'indice feu météorologique (IFM) pour les projections sur un horizon proche (2031-2050) selon différents scénarios d'évolution socio-économique 101
Figure 51. Évolution de la distribution d'EVEE majeures et émergentes problématiques pour les écosystèmes littoraux rocheux méditerranéens entre A) la période 1951-1971 et C) la période 2001-2021. 102
Figure 52. Formation à Dactylo hispanicae-Malvetum arboreae sur l'île Jarre, Marseille, Bouches-du-Rhône. © J. Ugo, CBN méditerranéen de Porquerolles 106
Figure 53. Végétation synanthropique – non évaluées dans ce chapitre - à Artemisia arborescens sur les rivages de l'île de Port-Cros, Hyères, Var. © V. Noble, CBN méditerranéen de Porquerolles 106
Figure 54. Modèle conceptuel des fourrés halonitrophiles des côtes rocheuses méditerranéennes et des impacts des facteurs de vulnérabilité sur leur fonctionnement. 110
Figure 55. Nombre de sites industriels (A) et diversité d'activités industrielles (B) dans les départements du littoral français méditerranéen d'après l'Inventaire historique de Sites Industriels et Activités de Service (BASIAS) selon un maillage 5x5 km². 137
Figure 56. Grille communale de densité pour les communes des départements français du littoral méditerranéen (Insee 2021). 138
Figure 57. Cartographie des orientations technico-économiques des exploitations agricoles (OTEX) par communes en France (hexagone et DROM) en 2010. 138
Figure 58. Évolution temporelle de la densité de population (en habitants par km²) dans les départements du littoral méditerranéen (Insee 2021). 140
Figure 59. Évolution temporelle du nombre de nuitées (courbes noires) et le nombre d'arrivées (courbes rouges) dans l'hôtellerie dans les départements du littoral méditerranéen français (Insee 2022). 141

Liste des tableaux

Tableau 1. Estimation du linéaire des côtes méditerranéennes françaises (arrondi au km), d'après la base de données EUROSION (EUROSION 2004), dans les collectivités du littoral méditerranéen français. 8
Tableau 2. Liste des habitats côtiers méditerranéens relevant des cordons de galets et graviers selon la classification EUNIS (Davies et al. 2004). 9
Tableau 3. Liste des habitats côtiers méditerranéens relevant des falaises littorales et rivages rocheux selon la classification EUNIS (Davies et al. 2004). 10
Tableau 4. Liste des habitats se développant sur du substrat rocheux et relevant pour partie du littoral méditerranéen français selon la classification EUNIS (Davies et al. 2004). 10
Tableau 5. Liste des écosystèmes des cordons de galets et graviers, falaises littorales et rivages rocheux méditerranéens à évaluer en France, selon la méthode de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN. 11
Tableau 6. Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Cordons et plages de galets et graviers méditerranéens à végétation pionnière » (Davies et al. 2004; Louvel et al. 2013). 32
Tableau 7. Valeurs de l'EOO (superficie de la zone d'occurrence = aire du plus petit polygone convexe) et de l'AOO (taille de la zone d'occupation en nombre de mailles 10x10 km² occupées) des cordons et plages de galets et graviers méditerranéens à végétation pionnière 39
Tableau 8. Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « cordons et plages de galets et graviers fixés à végétation vivace » (Davies et al. 2004; Louvel et al. 2013). 48
Tableau 9. Valeurs de l'EOO (superficie de la zone d'occurrence = aire du plus petit polygone convexe) et de l'AOO (taille de la zone d'occupation en nombre de mailles 10x10 km² occupées) des cordons et plages de galets et graviers méditerranéens à végétation vivace 55
Tableau 10. Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Falaises littorales et rivages rocheux » (Davies et al. 2004; Louvel et al. 2013) 63
Tableau 11. Valeurs de l'EOO (superficie de la zone d'occurrence = aire du plus petit polygone convexe) et de l'AOO (taille de la zone d'occupation en nombre de mailles 10x10 km² occupées) des falaises et rivages rocheux méditerranéens 70
Tableau 12. Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Garrigues basses et phryganes des côtes rocheuses méditerranéennes » (Davies et al. 2004; Louvel et al. 2013). 78
Tableau 13. Valeurs de l'EOO (superficie de la zone d'occurrence = aire du plus petit polygone convexe) et de l'AOO (taille de la zone d'occupation en nombre de mailles 10x10 km² occupées) des garrigues basses et phryganes des côtes rocheuses méditerranéennes 84
Tableau 14. Descriptions des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Maquis bas et fourrés des côtes rocheuses méditerranéennes » (Davies et al. 2004; Louvel et al. 2013). 92
Tableau 15. Valeurs de l'EOO (superficie de la zone d'occurrence = aire du plus petit polygone convexe) et de l'AOO (taille de la zone d'occupation en nombre de mailles 10x10 km² occupées) des maquis bas et fourrés des côtes rocheuses méditerranéennes 99
Tableau 16. Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Fourrés halonitrophiles des rivages rocheux méditerranéens » (Davies et al. 2004; Louvel et al. 2013). 107
Tableau 17. Description des sources de données mobilisées pour cartographier la distribution des écosystèmes évalués dans le présent volume. 132
Tableau 18. Détail des publications de Paradis et al. utilisées pour identifier la distribution des écosystèmes en Corse. 135
Tableau 19. Description des valeurs de la variable CEMOV2 (nature morphosédimentaire du littoral) retenues pour identifier la distribution des écosystèmes évalués dans le présent volume. 136
Tableau 20. Liste des espèces végétales exotiques selon leur statut (EVEE : envahissante ; EVEpotE : potentiellement envahissante) et leur catégorie pour les différentes zones biogéogaphiques où se situent les écosystèmes évalués dans ce chapitre. 139
Tableau 21. Catégories et définitions des espèces végétales exotiques envahissantes (EVEE) et des espèces végétales exotiques potentiellement envahissantes (EVEpotE) d'après Cottaz et al. (2018). 139
Tableau 22. Statistiques démographiques des départements du littoral méditerranéen français (Insee 2021). 140
Tableau 23. Étendue spatiale (en % du linéaire côtier) des écosystèmes évalués dans ce chapitre dans les différents départements du littoral méditerranéen français. 141

Bibliographie générale

Adloff, F., Somot, S., Sevault, F., Jordà, G., Aznar, R., Déqué, M., *et al.* (2015). Mediterranean Sea response to climate change in an ensemble of twenty first century scenarios. *Clim Dyn*, 45, 2775–2802.

Affre, L., Dumas, P.-J., Dumas, E., Laffont-Schwob, I. & Tatoni, T. (2015). Regard écologique sur le recul stratégique : atouts et risques pour la diversité végétale péri-urbaine marseillaise. *vertigo*.

Albalat, F., Sané, R. & Cosson, E. (2015). *Les chauves-souris de Provence, 20 ans d'actions*. Groupe Chiroptères de Provence. Saint-Etienne-les-Orgues.

Allen, H.D. (2009). Vegetation and ecosystem dynamics, in J. C. Woodward (ed.),. In: *The Physical Geography of the Mediterranean.* Oxford University Press, Oxford, pp. 203–227.

Ancillotto, L., Rydell, J., Nardone, V. & Russo, D. (2014). Coastal Cliffs on Islands as Foraging Habitat for Bats. *Acta Chiropterologica*, 16, 103–108.

Anthony, E.J. (1991). La morphodynamique des plages de galets de la Baie des Anges, Côte d'Azur : observations préliminaires. *Analyse spatiale quantitative et appliquée*, 19–25.

Anthony, E.J. (1994). Natural and Artificial Shores of the French Riviera: An Analysis of Their Interrelationship. *Journal of Coastal Research*, 10, 48–58.

Anthony, E.J. (1997). The status of beaches and shoreline development options on the French Riviera: a perspective and a prognosis. *J Coast Conserv*, 3, 169–178.

Anthony, E.J. (2014). The Human influence on the Mediterranean coast over the last 200 years: a brief appraisal from a geomorphological perspective. *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, 20, 219–226.

Anthony, E.J., Cohen, O. & Sabatier, F. (2011). Chronic offshore loss of nourishment on Nice beach, French Riviera: A case of over-nourishment of a steep beach? *Coastal Engineering*, 58, 374–383.

Anthony, E.J., Dubar, M. & Cohen, O. (1998). Les cordons de galets de la Baie des Anges : histoire environnementale et stratigraphique ; évolution morphodynamique récente en réponse à des aménagements. *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, 4, 167–187.

Arianoutsou-Faraggitaki, M. & Margaris, N.S. (1981). Producers and the Fire Cycle in a Phryganic Ecosystem. In: *Components of productivity of Mediterranean-climate regions Basic and applied aspects*, Tasks for Vegetation Science (eds. Margaris, N.S. & Mooney, H.A.). Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 181–190.

Arnaud, A., Prudent, P. & Laffont-Schwob, I. (2021). Évaluation du risque sanitaire de sols pollués méditerranéens : choix de variables et spatialisation. *vertigo*.

Aronne, G. & Wilcock, C.C. (1994). First evidence of myrmecochory in fleshy-fruited shrubs of the Mediterranean region. *New Phytologist*, 127, 781–788.

Bagnouls, F. & Gaussen, H. (1957). Les climats biologiques et leur classification. *Annales de géographie*, 66, 193–220.

Ballouard, J.-M., Kauffman, C., Besnard, A., Ausanneau, M., Amiguet, M., Billy, G., *et al.* (2021). Recent Invaders in Small Mediterranean Islands: Wild Boars Impact Snakes in Port-Cros National Park. *Diversity*, 13, 498.

Bardat, J., Bioret, F., Botineau, M., Boullet, V., Delpech, R., Géhu, J.-M., *et al.* (2004). *Prodrome des végétations de France*. Patrimoines naturels. Muséum national d'histoire naturelle, Paris, France.

Bellan-Santini, D., Lacaze, J.-C. & Poizat, C. (1994). *Les biocénoses marines et littorales de Méditerranée : synthèse, menaces et perspectives.* Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris.

Bensettiti, F., Bioret, F., Roland, J. & Lacoste, J.-P. (Eds.). (2004). *Habitats côtiers*. "Cahiers d'habitats" Natura 2000. La documentation française, Paris, France.

Bensettiti, F., Boullet, V., Chavaudret-Laborie, C. & Deniaud, J. (Eds.). (2005). *Habitats agropastoraux*. "Cahiers d'habitats" Natura 2000. La Documentation française, Paris, France.

Berger, G., Bonnaud, E., Legrand, J., Duhem, C. & Terlon, E. (2011). Recensement de la population de Goéland leucophée (*Larus michahellis*) des îles d'Hyères. *Scientific reports of Port-Cros national park*, 25, 61–79.

Bergere, H. & Le Berre, S. (2011). Définition et étalonnage d'un système d'évaluation de la capacité de charge de l'île de Port-Cros (Hyères, France). *Scientific Reports of the Port-Cros national Park*, 81–104.

Berville, L., Renucci, M. & Provost, E. (2012). Mise en place de protocoles de contrôle de la fourmi d'Argentine (*Linepithema*

humile) sur les îles de Port-Cros et de Porquerolles (Var, France). *Scientific reports of Port-Cros national park*, 26, 91–108.

Bigot, L., Picard, J. & Roman, M.-L. (1982). Contribution à l'étude des peuplements des invertébrés des milieux extrêmes, 1) La plage et les dunes vives de l'Espiguette (Grau-du-Roi, Gard). *Ecologia Mediterranea*, 8, 3–29.

Bissardon, M., Guibal, L. & Rameau, J.-C. (1997). *CORINE biotopes. Version originale. Types d'habitats français.* ENGREF, MNHN, Nancy.

Blanc, J., Froget, C. & Guieu, G. (1967). Geologie littorale et sous-marine dans la region de Marseille ; relations avec les structures de la Basse-Provence. *Bulletin de la Société Géologique de France*, S7-IX, 561–571.

Bland, L.M., Keith, D.A., Miller, R.M., Murray, N.J. & Rodríguez, J.P. (Eds.). (2015). *Guidelines for the application of IUCN Red List of ecosystems categories and criteria*. IUCN International Union for Conservation of Nature.

Blight, O., Orgeas, J., Renucci, M., Tirard, A. & Provost, E. (2009). Where and how Argentine ant (*Linepithema humile*) spreads in Corsica? *Comptes Rendus Biologies*, 332, 747–751.

Booker, H., Smith, W., Aubry, D., Debout, G., Berthe, A., Dobroniak, C., *et al.* (2014). *Gestion efficace des oiseaux vulnérables nichant sur les plages.* Royal Society for the Protection of Birds, l'Agence des aires marines protégées, le Groupe ornithologique normand et le Grand Port Maritime de Dunkerque pour le projet Protected Area Network Across the Channel Ecosystem (PANACHE).

Boudouresque, C.-F., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Ruitton, S., Thibaut, T. & Verlaque, M. (2016). The necromass of the *Posidonia oceanica* seagrass meadow: Fate, role, ecosystem services and vulnerability. *Hydrobiologia*, 781, 25–42.

Brunel, C. & Sabatier, F. (2007). Provence pocket beach erosion. *Méditerranée. Revue géographique des pays méditerranéens / Journal of Mediterranean geography*, 77–82.

Brunel, C. & Sabatier, F. (2009). Potential influence of sea-level rise in controlling shoreline position on the French Mediterranean Coast. *Geomorphology*, 107, 47–57.

Campoy, J.G., Acosta, A.T.R., Affre, L., Barreiro, R., Brundu, G., Buisson, E., *et al.* (2018). Monographs of invasive plants in Europe: *Carpobrotus*. *Botany Letters*, 165, 440–475.

Carter, R.W.G. (1990). Coastal processes in relation to geographic settingn with special reference to Europe. *Senckenbergiana maritima*, 21, 1–23.

CBN méditerranéen & CBN alpin. (2022). *Données Flore*. *Silene-Flore*. Available at: http://flore.silene.eu. Last accessed 28 January 2022.

CBN méditerranéen & CBN corse. (2021). *Listes d'espèces. Espèces Végétales Exotiques Envahissantes Alpes-Méditerranée*. Available at: http://www.invmed.fr/src/listes/index.php?idma=34. Last accessed 23 November 2021.

Cerema & Ministère en charge de l'environnement, DGALN. (2018). Indicateur national de l'érosion côtière.

Chapelin-Viscardi, J.-D., Braud, Y. & Ponel, P. (2012). Bilan des connaissances et éléments nouveaux concernant la répartition d'Anisolabis maritima (Bonelli, 1832) en France (Dermaptera Anisolabididae). *L'Entomologiste*, 68, 115–119.

Cheylan, G. & Geoffroy, D. (2020). Colonisation des îles d'Hyères (Var, sud de la France) par le sanglier *Sus scrofa*. *Scientific Reports of the Port-Cros national Park*, 45–56.

Claeys, C., Giuliano, J., Megnifo, H.T., Fissier, L., Rouadjia, A., Lizée, C., *et al.* (2017a). Une analyse interdisciplinaire des vulnérabilités socioenvironnementales : le cas de falaises côtières urbanisées en Méditerranée. *Natures Sciences Sociétés*, 25, 241–254.

Claeys, M., Roberts, G., Mallet, M., Arndt, J., Sellegri, K., Sciare, J., *et al.* (2017b). Optical, physical and chemical properties of aerosols transported to a coastal site in the western Mediterranean: a focus on primary marine aerosols. *Atmos. Chem. Phys.*, 17, 7891–7915.

Cohen, O. (2014). Trente-huit ans de rechargements sur la plage de Nice, Côte d'Azur : une synthèse statistique. *Paralia*, 13, 281–288.

Colas, S., Sauvé, M. & Vigné, P. (2015). Le sentier du littoral : un parcours privilégié pour découvrir le bord de mer et ses enjeux. *Le point sur*, 4.

Comité français de l'UICN. (2020). *La Liste Rouge des Écosystèmes en France - Chapitre littoraux méditerranéens de France métropolitaine, Vol 1 : dunes côtières et rivages sableux, Rapport technique*. Paris.

Conseil Scientifique des Iles de Lérins & CREOCEAN. (2011). *Bilan de la gestion des « banquettes » de Posidonie en région PACA. Rapport CSIL/CREOCEAN/DREAL PACA, ADEME/Région PACA.*

Cottaz, C., Bravet, P., Carroué, A. & Diadema, K. (2018). *Statégie régionale Provence-Alpes-Côte d'Azur relative aux plantes*

exotiques envahissantes. Guide méthologique pour une déclinaison locale à l'attention des gestionnaires de sites. Conservatoire botanique national méditerranéen de Porquerolles.

Cottaz, C., Dao, J. & Hamon, M. (2021). *Liste de référence des plantes exotiques envahissantes de la région Occitanie. Synthèse, analyses de risque et catégorisation des taxons.* (Document technique des CBN d'Occitanie). Conservatoire botanique national méditerranéen, Conservatoire botanique national Midi-Pyrénées.

Courbin, N., Grémillet, D. & Besnard, A. (2018). Étude de la dynamique des populations de puffins de Scopoli et yelkouan du Parc National des Calanques et du Parc National de Port-Cros.

Courchamp, F., Chapuis, J.-L. & Pascal, M. (2003). Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biol Rev Camb Philos Soc*, 78, 347–383.

Cramer, W., Guiot, J., Fader, M., Garrabou, J., Gattuso, J.-P., Iglesias, A., *et al.* (2018). Climate change and interconnected risks to sustainable development in the Mediterranean. *Nature Clim Change*, 8, 972–980.

Davies, C.E., Moss, D. & Hill, M.O. (2004). *EUNIS habitat classification revised*. European Environment Agency, European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity.

Delage, A. & Hugot, L. (2020). *Atlas biogéographique de la flore de Corse*. Albiana, CBN Corse, OEC.

Delbosc, P. (2015). Phytosociologie dynamico-caténale des végétations de la Corse : méthodologies typologique et cartographique. phdthesis. Université de Bretagne occidentale, Brest.

Delbosc, P., Panaïotis, C., & Conservatoire botanique national de Corse, Corte, France. (2018). Dynamic-catenal phytosociological mapping of Corsica: Inductive methodological approach. *Contrib.Bot.*, 52, 29–54.

Doody, J. (2004). Sea cliffs a neglected European habitat? Proceedings of Littoral 2004, 7th international symposium. *Deliv. Sustain. Coasts Connecting Sci. Policy*, 2, 578–584.

Duhem, C., Vidal, É., Legrand, J. & Tatoni, T. (2003). Opportunistic feeding responses of the Yellow-legged Gull *Larus michahellis* to accessibility of refuse dumps. *Bird Study*, 50, 61–67.

Dusoulier, F. (2017). Redécouverte du Grillon maritime Pseudomogoplistes squamiger (Fischer, 1853) (Orthoptera : Mogoplistidae) sur le territoire du Parc national de Port-Cros (département du Var, France) et premiers éléments de recherches sur son écologie. *Scientific reports of Port-Cros national park*, 31, 81–103.

European Environment Agency (EEA). (2022). *EUNIS European Nature Information System.* Available at: https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eunis-habitat-classification-1. Last accessed .

European Union, Copernicus Land Monitoring Service. (2018). Land cover flows based on CORINE Land Cover accounting layers (2000-2018).

EUROSION. (2004). Geomorphology, Geology, Erosion trends and Coastal defence works.

Eurostat. (2019). *Methodological manual on teritorial typologies*. Manuels et instructions. 2018th edn. Publications Office of the European Union, Luxembourg.

Eurostat. (2021). *Base de données GISCO, données de référence, nomenclature des unités territoriales statistiques (NUTS)*. Available at: https://ec.europa.eu/eurostat/fr/web/gisco/geodata/reference-data. Last accessed 1 September 2022.

Flores-Ferrer, A. & Wittmann, A. (2015). *Analyse économique des espèces exotiques envahissantes en France Première enquête nationale (2009-2013)*. Ministère de l'Écologie, CGDD, Paris, France.

Gamisans, J. (2010). *Le paysage végétal de la Corse*. Albiana, Ajaccio.

Ganteaume, A. & Jappiot, M. (2013). What causes large fires in Southern France. *Forest Ecology and Management*, 294, 76–85.

Gargominy, O., Tercerie, S., Régnier, C., Ramage, T., Dupont, P., Daszkiewicz, P., *et al.* (2021). *TAXREF v15, référentiel taxonomique pour la France : méthodologie, mie en oeuvre et diffusion.* (Rapport UMS PatriNat (OFB-CNRS-MNHN)). Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, France.

Gaudillat, V., Argagnon, O., Bensettiti, F., Bioret, F., Boullet, V., Causse, G., *et al.* (2018). *Habitats d'intérêt communautaire : actualisation des interprétations des Cahiers d'habitats*.

Gayet, G., Baptist, F., Maciejewski, L., Poncet, R. & Bensettiti, F. (2018). *Guide de détermination des habitats terrestres et marins de la typologie EUNIS - version 1.0*. Guides et protocoles. AFB.

Géhu, J.-M. (1960). La végétation des levées de galets du littoral français de la Manche. *Bulletin de la Société Botanique du Nord de la France*, 13.

Géhu, J.-M. & Géhu, J. (1979). Sur les végétations nord-atlantique et baltique à *Crambe maritima*. *Phytocoenologia*, 6, 269–

299.

Giovannelli, G., Bonasoni, P., Loglio, G., Ricci, C., Tesei, U. & Cini, R. (1988). Evidence of anionic-surfactant enrichment in marine aerosol. *Marine Pollution Bulletin*, 19, 274–277.

Giuliano, J. (2015). Érosion des falaises de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur: évolution et origine de la morphologie côtière en Méditerranée: télédétection, géochronologie, géomorphologie. Université Nice Sophia Antipolis.

Heckenroth, A., Rabier, J., Monsara, P., Mire-Pécheux, L., Prudent, P., Sastre Conde, M., *et al.* (2017). Mise en place d'une approche intégrée pour la restauration écologique des milieux pollués du Parc national des Calanques. *Naturae*, 1–14.

Horton, B.P., Khan, N.S., Cahill, N., Lee, J.S.H., Shaw, T.A., Garner, A.J., *et al.* (2020). Estimating global mean sea-level rise and its uncertainties by 2100 and 2300 from an expert survey. *npj Clim Atmos Sci*, 3, 1–8.

Insee. (2021a). Historique des populations communales. Recensements de la population 1876-2019.

Insee. (2021b). La grille communale de densité.

Insee. (2022). Fréquentation touristique (nuitées, arrivées). Résultats pour les hôtels, campings et autres hébergements touristiques.

Iorio, E., Geoffroy, D. & Pétillon, J. (2020). Distribution and indicator value of intertidal centipedes from Mediterranean beaches within and around Port-Cros National Park (Southern France), with proposal of a simplified monitoring (Chilopoda). *Bulletin de la Société entomologique de France*, 125, 41–62.

Iorio, E. & Noël, F. (2017). Découverte de deux géophilomorphes halobies rares dans le Parc national de Port-Cros (Var) (Chilopoda, Geophilomorpha). *Bulletin de la Société Linnéenne de Bordeaux*, 45, 183–194.

Issa, N. & Muller, Y. (2015). *Atlas des oiseaux de France métropolitaine : nidification et présence hivernale*. Delachaux&Niestlé. Paris.

Just, A., Gourvil, J., Millet, J., Boullet, V., Milon, T., Mandon, I., *et al.* (2015). SIFlore, a dataset of geographical distribution of vascular plants covering five centuries of knowledge in France: Result of a collaborative project coordinated by the Federation of the National Conservatories. *PhytoKeys*, 47–60.

Karamanlidis, A.A., Dendrinos, P., de Larrinoa, P.F., Gücü, A.C., Johnson, W.M., Kiraç, C.O., *et al.* (2016). The Mediterranean monk seal *Monachus monachus* : status, biology, threats, and conservation priorities: The Mediterranean monk seal. *Mammal Review*, 46, 92–105.

Keith, D.A., Ferrer-Paris, J.R., Nicholson, E. & Kingsford, R.T. (2020). *IUCN Global Ecosystem Typology 2.0: descriptive profiles for biomes and ecosystem functional groups*. IUCN, International Union for Conservation of Nature.

Keith, D.A., Rodríguez, J.P., Brooks, T.M., Burgman, M.A., Barrow, E.G., Bland, L., *et al.* (2015). The IUCN Red List of Ecosystems: Motivations, Challenges, and Applications. *Conservation Letters*, 8, 214–226.

Keith, D.A., Rodríguez, J.P., Rodríguez-Clark, K.M., Nicholson, E., Aapala, K., Alonso, A., *et al.* (2013). Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems. *PLoS ONE*, UICN, 8, e62111.

Lafabrie, C., Pergent-Martini, C. & Pergent, G. (2008). Metal contamination of Posidonia oceanica meadows along the Corsican coastline (Mediterranean). *Environmental Pollution*, 151, 262–268.

Laffont-Schwob, I., Dumas, P.-J., Pricop, A., Rabier, J., Miché, L., Affre, L., *et al.* (2011). Insights on metal-tolerance and symbionts of the rare species Astragalus tragacantha aiming at phytostabilization of polluted soils and plant conservation. *ecmed*, 37, 57–62.

Laffont-Schwob, I. & Prudent, P. (2021). Effets potentiels des contaminants sur l'environnement continental : différentes échelles et leviers de la recherche scientifique pour les réduire. In: *Impact de la l'anthropisation sur la biosphère - Biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes* (ed. Prone, A.). pp. 45–61.

Lapraz, G. (1979). La végétation des rochers maritimes entre Nice et Menton : le *Crithmo-Limonietum cordati*. *Bulletin de la Société Botanique de France. Lettres Botaniques*, 126, 87–94.

Leal, I.R., Leal, L.C. & Andersen, A.N. (2015). The Benefits of Myrmecochory: A Matter of Stature. *Biotropica*, 47, 281–285.

Lee, E.M. (2008). Coastal cliff behaviour: Observations on the relationship between beach levels and recession rates. *Geomorphology*, 101, 558–571.

Lemaire, J.-M., Lambert, G. & Raffaldi, J. (2016). Les Coléoptères (*Insecta Coleoptera*) de la plage du Buse à Roquebrune Cap-Martin (Alpes-Maritimes,) France. *L'Entomologiste*, 72, 205–208.

Loglio, G., Degli Innocenti, N., Gellini, R., Pantani, F. & Cini, R. (1989). Detergents as a condition of pollution from coastal marine aerosol. *Marine Pollution Bulletin*, 20, 115–119.

Louvel, J., Gaudillat, V. & Poncet, L. (2013). *EUNIS, European Nature Information System, Système d'information européen sur la nature. Classification des habitats. Traduction Française. Habitats terrestres et d'eau douce.* MHNH-DIREV-SPN, MEDDE, Paris.

Magnan, A. (2009). Le tourisme littoral en Méditerranée. Tendances et perspectives face au changement climatique. *Idées pour le débat. Institut du développement durable et des relations internationales*, 45.

Marçot, N., Schuller, L. & Mathon, C. (2014a). *Actualisation des connaissances et cartographie de l'aléa instabilités de falaises côtières sur le littoral des Bouches-du-Rhône* (Rapport final BRGM No. RP-62643-FR). BRGM.

Marçot, N., Stépanian, A. & Larroque, B. (2014b). L'érosion du trait de côte rocheux et sableux sur le littoral Varois : présentation des dernières études menées et des travaux associés. Atelier EUCC-France. BRGM / ONF, p. 131.

Mastrandrea, M.D., Field, C.B., Stocker, T.F., Edenhofer, O., Ebi, K.L., Frame, D.J., *et al.* (2010). *Guidance Note for Lead Authors of the IPCC Fifth Assessment Report on Consistent Treatment of Uncertainties.* Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).

Médail, F., Cheylan, G. & Ponel, P. (2013). Dynamique des paysages et de la biodiversité terrestres du Parc national de Port-Cros (Var, France) : enseignements de cinquante années de gestion conservatoire. *Scientific Reports of the Port-Cros national Park*, 27, 171–262.

Meinesz, A., Blanfuné, A., Chancollon, O., Javel., F., Longepierre, S., Markovic, L., *et al.* (2012). MEDAM.org : inventaire et impact des aménagements gagnés sur le domaine marin - côtes méditerranéennes françaises. Laboratoire Ecomers, Université Nice Sophia Antipolis. Publication électronique : www.medam.org.

Merckelbagh, A. (2009). *Et si le littoral allait jusqu'à la mer !* Quæ, Versailles.

Monti, F., Dominici, J., Grémillet, D. & Duriez, O. (2017). Écologie et conservation du Balbuzard pêcheur *Pandion haliaetus* en Méditerranée. *Ornithos*, 24, 257–271.

Monti, F., Duriez, O., Dominici, J.-M., Sforzi, A., Robert, A., Fusani, L., *et al.* (2018). The price of success: integrative long-term study reveals ecotourism impacts on a flagship species at a UNESCO site. *Anim Conserv*, 21, 448–458.

Noble, V. & Baret, J. (2019). *Catalogue des végétations du département des Bouches-du-Rhône*. Conservatoire botanique national méditerranéen de Porquerolles.

Noël, F. & Séchet, E. (2016). *Inventaires complémentaires des crustacés isopodes terrestres de la presqu'île de Giens, des îles d'Hyères et des communes adjacentes du Parc national de Port-Cros*.

Ozenda, P. (1950). L'aire de répartition de l' *Euphorbia dendroides* et sa valeur biogéographique. *Bulletin de la Société Botanique de France*, 97, 172–181.

Paradis, G. & Lorenzoni, C. (1996). Impact des oiseaux marins nicheurs sur la dynamique de la végétation de quelques îlots satellites de la Corse (France). Presented at the Colloque Phytosociologique XXIV, "Fitodinamica: i differenti aspetti della dinamica vegetale," Camerino, pp. 395–431.

Paradis, G., Panaiotis, C. & Piazza, C. (2014). Contribution à la connaissance de la végétation thérophytique du littoral rocheux de la Corse (*Saginetea maritimae, Tuberarietea guttatae, Sisymbrietea officinalis*). *Documents phytosociologiques*, 3, 353–391.

Paradis, G. & Piazza, C. (1995). Étude phytosociologique et cartographique des cordons de galets de Crovani et du nord-est de Galéria (Corse occidentale). *Bull. Soc. Bot. Centre-Ouest*, 45–98.

Paradis, G., Piazza, C. & Pozzo di Borgo, M.-L. (2006). Description phytosociologique et cartographique de la végétation des pourtours rocheux du golfe de la Rondinara (Corse). *Bulletin de la Société Botanique du Centre-Ouest, Nouvelle Série*, 37, 65–115.

Paradis, G., Piazza, Carole & Mori, C. (2021). Les îles et îlots satellites de la Corse : état des connaissances en 2021 et enjeux de conservation. *Evaxiana*, 26–192.

Pascal, M., Lorvelec, O., Vigne, J.-D., Keith, P. & Clergeau, P. (2003). *Évolution holocène de la faune de Vertébrés de France : invasions et disparitions*. INRA, CNRS, MNHN, Paris, France.

Pascal, M., Olivier, L. & Vigne, J.-D. (2006). *Invasions biologiques et extinctions : 11 000 ans d'histoire des vertébrés en France*. Paris.

Paskoff, R. (2010). *Les littoraux : impact des aménagements sur leur évolution*. Colin.

PatriNat. (2019). *Base de données des rapportages communautaires. SIG Rapportage DHFF (format Shapefile)*. Available at: https://inpn.mnhn.fr/programme/rapportage-directives-nature/presentation. Last accessed .

Pavon, D., Tranchant, Y., Delauge, J. & Michaud, H. (2009). Statut du *Thymelaea tartonraira* (L.) All. subsp. *tartonraira* en

France continentale. *Le Monde des plantes*, 498, 3–8.

Petanidou, T. & Ellis, W.N. (1993). Pollinating fauna of a phryganic ecosystem: composition and diversity. *Biodiversity Letters*, 1, 9.

Petit, Y. & Hugot, L. (2019). *Listes hiérarchisées des espèces végétales exotiques envahissantes et potentiellement envahissantes en Corse - Cadre méthologiue - Stratégie territoriale relative aux invasions biologiues végétales, Tome 1.* Conservatoire botanique de Corse, Office de l'environnement de la Corse.

PIM Initiative. (2019). *Stratégie de lutte contre le Rat noir menaçant les oiseaux marins patrimoniaux des espaces insulaires de la région PACA* (Rapport à l'intention de l'Agence Française pour la Biodiversité).

Plan Bleu. (2001). *L'urbanisation en Méditerranée de 1950 à 1995.* Les Cahiers du Plan Bleu. Plan Bleu, Centre d'activités régionales, Valbonne, France.

Randall, R.E. (2004). Management of coastal vegetated shingle in the United Kingdom. *J Coast Conserv*, 10, 159–168.

Randall, R.E. & Doody, J.P. (1995). Habitat inventories and the European Habitats Directive: the example of shingle beaches. In: *Directions in European Coastal Management* (eds. Healy, M.J. & Doody, J.P.). Samara Publishing, Cardigan, Grande-Bretagne, pp. 16–36.

Recorbet, B. (2020). *Bilan de la reproduction du goéland d'Audouin (*Ichthyaetus audouinii*) sur la jetée de la base aéronavale d'Aspretto à Ajaccio (Corse-du-Sud) en 2020. Site Natura 2000 ZPS FR941200.* Office français de la biodiversité.

Renet, J., Gerriet, O., Kulesza, V. & Delaugerre, M.J. (2012). Le Phyllodactyle d'Europe *Euleptes europaea* (Gené, 1839) (*Reptilia, Squamata, Sphaerodactylidae*) - Les populations continentales françaises ont-elles un avenir ? *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, 189–198.

Reyman, J., Christophe, P., Bioret, F., Bacchetta, G., Delage, A., Delbosc, P., *et al.* (2016). Prodrome des végétations de Corse. *Documents Phytosociologiques*, Série 3, 1–175.

Richard, B., Grieu, P., Badot, P. & Garrec, J. (1996). Influence of marine salts on the localization and accumulation of surfactant in the needles of *Pinus halepensis* Mill. *Ann. For. Sci.*, 53, 921–930.

Rico-Gray, V. & Oliveira, P.S. (2007). *The ecology and evolution of ant-plant interactions*. Interspecific interactions. University of Chicago Press, Chicago.

Rocha, R., Borges, P., Cardoso, P., Kusrini, M., Martín-Esquivel, J.L., Menezes, D., *et al.* (2020). Stone-Stacking as a Looming Threat to Rock-Dwelling Biodiversity. *Human–Wildlife Interactions*, 14, 129–134.

Rodriguez-Perez, J. & Traveset, A. (2009). 5320 - Formaciones bajas de *Euphorbia pythyusa* próximas a acantilados. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid, p. 57.

Romano, J.-C. (2017). Les variations récentes du niveau de la mer en Méditerranée nord-occidentale. Données locales dans un contexte global., 9.

Rosser, N., Lim, M., Petley, D., Dunning, S. & Allison, R. (2007). Patterns of precursory rockfall prior to slope failure. *J. Geophys. Res.*, 112, F04014.

Ruffino, L., Bourgeois, K., Vidal, E., Duhem, C., Paracuellos, M., Escribano, F., *et al.* (2009). Invasive rats and seabirds after 2,000 years of an unwanted coexistence on Mediterranean islands. *Biol Invasions*, 11, 1631–1651.

Satta, A. (2004). Tourisme en Mediterranée: developpement et impact sur l'environnement cotier. Presented at the Forum "Gestion Intégrée des Zones Côtières en Méditerranée : Vers un protocole régional," Programme des Nations Unies pour l'Environnement, Plan d'Action pour la Méditerranée, Centre d'Activités Régionales pour le Programme d'Actions Prioritaires, Cagliari.

Schaffhauser, A., Pimont, F., Curt, T., Cassagne, N., Dupuy, J.-L. & Tatoni, T. (2015). Effets de la récurrence des incendies sur le comportement du feu dans des suberaies (*Quercus suber* L.) et maquis méditerranéens sur les cinquante dernières années. *Comptes Rendus Biologies*, 338, 812–824.

Schurr, L., Affre, L., Flacher, F., Tatoni, T., Le Mire Pecheux, L. & Geslin, B. (2019). Pollination insights for the conservation of a rare threatened plant species, *Astragalus tragacantha* (*Fabaceae*). *Biodivers Conserv*, 28, 1389–1409.

Sgardelis, S.P. & Margaris, N.S. (1992). Effects of fire on birds and rodents of phryganic (east Mediterranean) ecosystem. *Israel Journal of Zoology*, 38, 1–8.

Shulmeister, J. & Jennings, R. (1993). Morphology and Morphodynamics of Gravel Beaches. In: *Coastal Zones and Estuaries*. p. 6.

Sorba, J.M. & Michon, G. (2019). Controverses sur la nature du maquis et sur ses qualifications en ressource pastorale. In: *L'émergence des spécificités locales dans les arrières-pays méditerranéens*, Les Impromptus du LPED. LPED, Marseille, pp.

250–265.

Suarez, A.V., Holway, D.A. & Case, T.J. (2001). Patterns of spread in biological invasions dominated by long-distance jump dispersal: Insights from Argentine ants. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, 98, 1095–1100.

Suehs, C.M., Affre, L. & Medail, F. (2005). Unexpected insularity effects in invasive plant mating systems: the case of *Carpobrotus* (*Aizoaceae*) taxa in the Mediterranean Basin. *Biological Journal of the Linnean Society*, 85, 65–79.

Tatoni, T. & Le Mire Pêcheux, L. (2013). *Caractérisation de la fréquentation littorale et détermination d'indicateurs de vulnérabilité écologique pour définir des modes de gestion durable – Cas de la bande littorale du Parc national des Calanques*. IMBE-Parc national des Calanques. Marseille.

Terrin, É., Diadema, K. & Fort, N. (2014). *Stratégie régionale relative aux espèces végétales exotiques envahissantes et potentiellement envahissantes de Provence-Alpes-Côte d'Azur et son plan d'action*. Conservatoire botanique national méditerranéen de Porquerolles, Conservatoire botanique national alpin.

Thompson, J.D. (2005). *Plant evolution in the mediterranean*. Oxford University Press, Oxford.

Tison, J.-M., Jauzein, P. & Michaud, H. (2014). *Flore de la France méditerranéenne continentale*. Naturalia Publ, Turriers.

Traveset, A. & Sáez, E. (1997). Pollination of *Euphorbia dendroides* by lizards and insects: Spatio-temporal variation in patterns of flower visitation. *Oecologia*, 111, 241–248.

Van Rijn, L.C. (1993). *Principles of Sediment Transport in Rivers, Estuaries and Coastal Seas*. Aqua Publications, Amsterdam, Pays-Bas.

Van Rijn, L.C. & Sutherland, James. (2011). Erosion of gravel barriers and beaches. In: *The Proceedings of the Coastal Sediments 2011*. Presented at the The Proceedings of the Coastal Sediments 2011, World Scientific Publishing Company, Miami, Florida, USA, pp. 2019–2032.

Vidal, E., Medail, F. & Tatoni, T. (1998). Is the yellow-legged gull a superabundantbird species in the Mediterranean? Impacton fauna and flora, conservation measuresand research priorities. *Biodiversity and Conservation*, 7, 1013–1026.

Villastrigo, A., Hernando, C., Millán, A. & Ribera, I. (2020). The neglected diversity of the *Ochthebius* fauna from Eastern Atlantic and Central and Western Mediterranean coastal rockpools (*Coleoptera, Hydraenidae*). *Org Divers Evol*, 20, 785–801.

Wainwright, J. (2009). Weathering, soils and slope processes, in J. C. Woodward (ed.),. In: *The Physical Geography of the Mediterranean.* Oxford University Press, Oxford, pp. 169–202.

Wiffen, T. & Worledge, L. (2020). British Islands Bats, 1, 206.

Youssef, S., Baumel, A. & Médail, F. (2009). *Analyse écologique des populations d'*Armeria arenaria*, espèce végétale bio-indicatrice du piétinement de la flore littorale des Maures (Var, France)*. Parc national de Port-Cros.

Annexes

Annexe 1. Glossaire des termes clés de la méthode

Biote indigène caractéristique – Gènes, populations, espèces, communautés d'espèces et interactions clés entre ces différentes entités, qui permettent de distinguer les écosystèmes les uns des autres.

Le biote indigène caractéristique comprend également les éléments moteurs de la dynamique d'un écosystème, comme les espèces ingénieurs, les composantes structurantes des réseaux trophiques ou encore les éléments ayant une importance fonctionnelle unique, même si ces composantes peuvent être communes dans d'autres écosystèmes. Il peut être défini par des traits taxonomiques ou des traits fonctionnels : par exemple, un groupe d'organismes ayant une ou plusieurs réponses similaires face à un ou plusieurs facteurs environnementaux ; les guildes d'espèces partageant la même fonction au sein de l'écosystème ; les espèces répondant aux mêmes spectres de dispersion, etc.

Le biote caractéristique exclue les espèces anecdotiques ou erratiques qui ne contribuent que peu au fonctionnement de l'écosystème et qui peuvent par ailleurs se retrouver plus communes dans d'autres écosystèmes.

Déclin continu – Concerne la distribution de l'écosystème évalué, la qualité de son environnement abiotique ou l'intégrité de ses interactions biotiques caractéristiques. Un déclin continu est caractérisé par :

- La réduction de la capacité de l'écosystème à conserver son biote indigène caractéristique ;
- Une ampleur significative ;
- La forte probabilité que ce déclin se poursuive dans le futur.

Un déclin continu peut se dérouler de manière graduelle ou épisodique. Sont exclues les fluctuations non significatives ou qui n'entrainent pas la perte du biote caractéristique de l'écosystème.

Déduit(e) – Caractérise les données basées sur une preuve indirecte ou tirée de variables indirectement liées à la variable d'intérêt mais analysées sur les mêmes unités.

Les données déduites reposent sur un plus grand nombre d'hypothèses que les données estimées. Par exemple, si l'on déduit la valeur d'une variable biotique à partir de données statistiques, la démarche de déduction nécessite :

- Des hypothèses statistiques (par exemple un échantillonnage aléatoire de la distribution) ;
- Des hypothèses biologiques (hypothèse d'un lien entre l'échantillon et la population totale) ;
- Mais également des hypothèses quant à l'effort d'échantillonnage, son efficacité, sa distribution spatiale et temporelle en relation avec la population totale.

La déduction repose également sur l'extrapolation de données observées ou estimées au niveau d'une zone connue de l'écosystème (échantillonnée) à d'autres zones de la distribution de l'écosystème (non échantillonnées). Cette déduction est possible uniquement :

- Si l'on dispose de suffisamment de données, ce qui dépend de la proportion de la distribution couverte par l'échantillonnage (et donc connue) ;
- Si les tendances et menaces observées sur les zones échantillonnées sont applicables à l'ensemble de la distribution de l'écosystème.

L'application de la méthode d'extrapolation à des zones non échantillonnées de la distribution dépendra des critères évalués et du type de données disponibles pour les secteurs échantillonnés.

Les variables projetées nécessitent d'apporter des précisions quant à la méthode d'extrapolation (par exemple la justification des hypothèses statistiques ou du modèle d'écosystème utilisé) ainsi qu'à la projection des menaces actuelles ou potentielles à l'avenir (comprenant notamment des indications quant à l'ampleur des perturbations).

Dégradation de l'environnement abiotique – Changement des paramètres abiotiques réduisant la capacité de l'écosystème à conserver l'intégralité de son biote indigène caractéristique.

L'évaluation de la dégradation pour le critère C se fait en plusieurs étapes :

1. Sélection d'une ou de plusieurs variables abiotique(s), justifiée(s) par leur relation avérée avec la dynamique de l'écosystème (par exemple en faisant référence à une modélisation de l'écosystème évalué) ;
2. Estimation de la valeur de la variable dans toute la distribution de l'écosystème évalué pour la période concernée (présent pour C1 et C3, les 50 ans à venir pour C2) ;
3. Estimation de l'ampleur des changements de la variable depuis le début de la période d'évaluation (50 dernières années pour C1, actuellement pour C2, depuis 1750 pour C3). Sont généralement exclus de l'estimation les patchs de l'écosystème ayant été détruits ;
4. Calcul du pourcentage absolu des changements de la variable abiotique concernée pour la période donnée (cela peut impliquer des interpolations et/ou extrapolations temporelles des données ainsi que la justification des hypothèses qui y sont associées) ;
5. Conversion de la valeur obtenue au 4 en « sévérité relative », en utilisant comme seuil maximal la valeur de cette même variable correspondant à l'effondrement de l'écosystème ;
6. Estimation de la superficie concernée par la dégradation (en % de la distribution de l'écosystème) ;
7. Comparaison de la sévérité relative estimée et de la superficie concernée avec les seuils d'évaluation pour le critère C (Tableau 3 in Keith *et al.*, 2013).

Distribution – Surfaces réellement couvertes par l'écosystème évalué.

Pour le critère A, les changements dans la distribution doivent être estimés avec la meilleure cartographie disponible de l'écosystème (par exemple établie par télédétection pour la végétation terrestre, les reliefs marins, etc.). Pour le critère B, cette distribution devra être évaluée avec les mesures standards – voir les définitions de zone d'occupation (AOO), zone d'occurrence (EOO) et de localité.

Écosystème – Complexe d'organismes vivants et de leur environnement abiotique associé, dans un espace délimité (d'après Tansley, 1935 *in* Keith *et al.*, 2014).

Il est composé de 4 éléments essentiels (d'après Pickett et Cadanesso, 2002 *in* Keith *et al.*, 2014) :

- Un complexe d'organismes vivants ;
- Un environnement abiotique ;
- Des interactions au sein du complexe d'organismes vivants, et entre ce complexe et son environnement abiotique ;
- Un espace délimité (la distribution) où se déroulent ces interactions.

Effondrement – Seuil théorique au-delà duquel un écosystème perd la plupart des composantes de son biote indigène caractéristique, ou que ses composantes clés ne peuvent plus assurer son fonctionnement (éléments structurants des interactions trophiques et/ou fonctionnelles : groupes fonctionnels spécifiques, espèces ingénieurs, etc.).

L'effondrement survient lorsque la composition, la structure et le fonctionnement de l'écosystème, dans toutes ses occurrences, sont modifiées au-delà des variations naturelles, temporelles et spatiales. Les différentes espèces ou communautés d'espèces peuvent toujours être présentes une fois l'écosystème effondré mais leur abondance, leur organisation ou leur fonction aura changé. L'effondrement d'un écosystème est l'équivalent de l'extinction à l'échelle d'une espèce. Il peut ainsi être précédé où coïncider avec l'extinction d'une ou de plusieurs de ses espèces caractéristiques.

L'évaluation pour la Liste rouge des écosystèmes repose sur trois principes fondamentaux, caractérisant la qualité et la viabilité d'un écosystème, à savoir :

- Sa répartition spatiale et ses dynamiques (réduction de la distribution ou distribution spatiale restreinte) ;
- La modification de l'environnement abiotique (modification des paramètres abiotiques et physico-chimiques) ;
- La perturbation des interactions biotiques (perturbation des relations entre espèces et entre espèces et milieu).

Estimé(e) – Caractérise les données basées sur des calculs et pouvant inclure des hypothèses statistiques d'échantillonnage ou des hypothèses biologiques, sur des relations entre des variables observées (par exemple l'indice d'abondance d'une espèce clé) et la variable d'intérêt (par exemple les interactions biotiques).

Facteur de vulnérabilité – Source de perturbation (agent, mécanisme ou processus) identifiable et mesurable, à l'origine :

- D'un déclin de la distribution ;
- De la dégradation de l'environnement abiotique ;
- De la perturbation des processus et interactions biotiques.

Localité – Zone particulière définie selon des critères géographiques ou écologiques, au sein de laquelle une seule menace peut affecter rapidement l'intégralité de l'écosystème évalué.

La superficie de la localité dépend du type de menace identifié et peut inclure tout ou partie d'un patch isolé de l'écosystème évalué. Si l'écosystème est affecté par plusieurs menaces, la localité sera définie en fonction de la menace la plus plausible et pouvant causer les dommages les plus graves à l'écosystème.

Menace (critère B) – Source de perturbation (agent, mécanisme ou processus) identifiable et mesurable, à l'origine

- D'un déclin continu de la distribution ;
- De la dégradation continue de l'environnement abiotique ;
- De la perturbation continue des processus et interactions biotiques.

Ou pouvant être à l'origine de l'un de ces 3 processus ayant une forte probabilité de survenir dans un futur proche (d'ici 20 ans).

Observé(e) – Caractérise les données basées directement sur des observations bien documentées, pour l'ensemble de la distribution de l'écosystème évalué.

Perturbation des interactions biotiques – Changement des interactions parmi les différentes composantes du biote indigène caractéristique, ou entre ces composantes et leur environnement abiotique, réduisant la capacité de l'écosystème à conserver l'intégralité de son biote indigène caractéristique.

Les interactions prises en compte peuvent concerner les interactions entre les espèces et/ou communautés d'espèces de l'écosystème évalué, entre ces espèces et/ou communautés d'espèces avec celles d'un autre écosystème ou entre ces espèces et communautés d'espèces et leur environnement abiotique. L'évaluation des perturbations des interactions biotiques selon le critère D nécessite plusieurs étapes :

1. Sélection d'une ou plusieurs variables biotique(s), justifiée(s) par leur relation avérée avec la dynamique de l'écosystème (par exemple en faisant référence à un modèle spécifique de l'écosystème évalué) ;
2. Estimation de la valeur de la variable dans toute la distribution de l'écosystème évalué pour la période concernée (présent pour D1 et D3, les 50 ans à venir pour D2) ;
3. Estimation de l'ampleur des changements subis par la variable depuis le début de la période d'évaluation (50 dernières années pour D1, actuellement pour D2, depuis 1750 pour D3). Sont généralement exclus de l'estimation les patchs de l'écosystème ayant été détruits ;
4. Calcul du pourcentage absolu des changements de la variable biotique concernée pour la période donnée (cela peut impliquer des interpolations et/ou extrapolations temporelles ainsi que la justification des hypothèses qui y sont associées) ;
5. Conversion du pourcentage obtenu au 4 en « sévérité relative », en utilisant comme seuil maximal la valeur de cette même variable capable d'entrainer l'effondrement de l'écosystème évalué ;
6. Estimation de la superficie concernée par les perturbations (en % de la distribution de l'écosystème) ;
7. Comparaison de la sévérité relative estimée et de la superficie concernée avec les seuils d'évaluation pour le critère D (Tableau 3 in Keith *et al.*, 2013).

Projeté(e) – Similaire à « estimé(e) », mais la variable d'intérêt est extrapolée pour l'avenir (par exemple la réduction de la distribution au cours des 50 prochaines années sur la base d'observations ou d'estimations de la distribution actuelle et d'il y a 20 ans).

Sévérité relative – Intensité du la modification de l'environnement abiotique ou des interactions et processus biotiques d'un écosystème (critères C et D), liée à une menace donnée et mesurée en fonction du seuil d'effondrement pour la variable abiotique ou biotique en jeu.

La sévérité relative est mesurée en pourcentage, le maximum pour une variable donnée étant égal à la valeur de cette variable correspondant à l'effondrement de l'écosystème. La sévérité relative d'un phénomène est à mettre en relation avec la proportion de l'écosystème évalué que celui-ci affecte, également mesurée en pourcentage.

Ces hypothèses doivent être établies et justifiées lors de l'évaluation par des références bibliographiques. Une estimation peut également impliquer une interpolation dans le temps permettant d'estimer la valeur de variable d'intérêt à une date postérieure

(par exemple la réduction de la distribution à 50 ans basée sur des observations ou des estimations de la distribution d'il y a 60 ans et 40 ans).

Zone d'occupation – La zone d'occupation (AOO, *area of occupancy*) correspond au nombre de mailles de 100 km² (10 x 10 km²) réellement occupées par l'écosystème évalué au sein de sa zone d'occurrence *(voir la définition de la zone d'occurrence)*, à l'exception des mailles dans lesquelles l'écosystème représente moins de 1 % de la superficie de la maille (soit 1 km²).

Cette mesure reflète le fait qu'un écosystème donné ne couvre que rarement l'intégralité de sa zone d'occurrence.

Zone d'occurrence – La zone d'occurrence (EOO, *extent of occurrence*) est synonyme de l'aire de répartition.

Elle correspond à la superficie (en km²) du plus petit polygone convexe (dont aucun angle ne dépasse 180°) pouvant englober tous les sites connus ou suspectés de l'écosystème, au moment de son évaluation. Cette mesure peut cependant exclure certains sites formant une discontinuité ou disjonction dans la répartition globale.

Annexe 2. Seuils et critères de la méthode UICN (V2.1, 2015)

*Les termes signalés par une * sont définis dans le glossaire en Annexe 1.*

A. Réduction de la distribution spatiale pour **N'IMPORTE LAQUELLE** des périodes suivantes :			
	CR	**EN**	**VU**
A1. Les 50 dernières années	≥ 80 %	≥ 50 %	≥ 30 %
A2a. Les 50 prochaines années	≥ 80 %	≥ 50 %	≥ 30 %
A2b. 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	≥ 80 %	≥ 50 %	≥ 30 %
A3. Depuis 1750	≥ 90 %	≥ 70 %	≥ 50 %

B. Distribution spatiale restreinte selon **N'IMPORTE LEQUEL** des sous-critères B1, B2 or B3:			
	CR	**EN**	**VU**
B1. La superficie de la zone d'occurrence de l'écosystème est :	≤ 2 000 km²	≤ 20 000 km²	≤ 50 000 km²
B2. **OU** Le nombre de mailles (10 x 10 km) occupées par l'écosystème (zone d'occupation) est :	≤ 2	≤ 20	≤ 50
ET au moins un des indicateurs suivants (a-c)			
(a) Un déclin continu, observé ou déduit, de **N'IMPORTE LAQUELLE** des variables suivantes :			
i. la distribution de l'écosystème **OU,**			
ii. la qualité de l'environnement abiotique pour le biote indigène caractéristique de l'écosystème **OU,**			
iii. les interactions biotiques caractéristiques de l'écosystème.			
(b) Une menace, observée ou déduite, qui provoquerait avec une forte probabilité le déclin continu de la distribution, de la qualité de l'environnement abiotique ou des interactions biotiques au cours des 20 prochaines années.			
(c) L'écosystème n'est présent que dans :	1 localité	1-5 localités	≤ 10 localités
B3. Le nombre de localités est :			
Très petit (généralement inférieur à 5) **ET** les impacts des activités anthropiques, ou des évènements aléatoires peuvent mener l'écosystème à l'effondrement ou le classer « En danger critique » rapidement, et sur le court terme (B3 ne conduit qu'à la catégorie VU).			**VU**

C. Dégradation de l'environnement abiotique pour **N'IMPORTE LAQUELLE** des périodes suivantes :				
		Sévérité relative (%)		
C1. Au cours des 50 dernières années, le changement d'une variable abiotique a affecté une fraction de l'écosystème selon une certaine sévérité relative, comme indiqué dans le tableau suivant :	Superficie affectée (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30
	≥ 80	**CR**	**EN**	**VU**
	≥ 50	**EN**	**VU**	
	≥ 30	**VU**		
C2. Durant les 50 prochaines années (C2a), **OU** au cours d'une période de 50 ans incluant, le passé, le présent et le futur (C2b), le changement d'une variable abiotique va affecter une fraction de l'écosystème selon une certaine sévérité relative, comme indiqué dans le tableau suivant **:**	Superficie affectée (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30
	≥ 80	**CR**	**EN**	**VU**
	≥ 50	**EN**	**VU**	
	≥ 30	**VU**		
C3. Depuis 1750, le changement d'une variable abiotique a affecté une fraction de l'écosystème selon une certaine sévérité relative, comme indiqué dans le tableau suivant :	Superficie affectée (%)	≥ 90	≥ 70	≥ 50
	≥ 90	**CR**	**EN**	**VU**
	≥ 70	**EN**	**VU**	
	≥ 50	**VU**		
D. Perturbation des interactions et/ou processus biotiques pour **N'IMPORTE LAQUELLE** des périodes suivantes :				
		Sévérité relative (%)		
D1. Au cours des 50 dernières années, le changement d'une variable biotique a affecté une fraction de l'écosystème selon une certaine sévérité relative, comme indiqué dans le tableau suivant :	Superficie affectée (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30
	≥ 80	**CR**	**EN**	**VU**
	≥ 50	**EN**	**VU**	
	≥ 30	**VU**		
D2. Durant les 50 prochaines années (D2a), **OU** au cours d'une période de 50 ans incluant, le passé, le présent et le futur (D2b), le changement d'une variable biotique va affecter une fraction de l'écosystème selon une certaine sévérité relative, comme indiqué dans le tableau suivant **:**	Superficie affectée (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30
	≥ 80	**CR**	**EN**	**VU**
	≥ 50	**EN**	**VU**	
	≥ 30	**VU**		
D3. Depuis 1750, le changement d'une variable biotique a affecté une fraction de l'écosystème selon une certaine sévérité relative, comme indiqué dans le tableau suivant :	Superficie affectée (%)	≥ 90	≥ 70	≥ 50
	≥ 90	**CR**	**EN**	**VU**
	≥ 70	**EN**	**VU**	
	≥ 50	**VU**		

E. Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème :			
	CR	**EN**	**VU**
L'effondrement de l'écosystème aura lieu avec une probabilité :	≥ 50 % dans les 50 ans à venir	≥ 20 % dans les 50 ans à venir	≥ 10 % dans les 100 ans à venir

Annexe 3. Tableau synthétique des évaluations des écosystèmes littoraux méditerranéens sur substrat rocheux

Critères	Réduction de la distribution spatiale				Distribution spatiale restreinte			Modification de l'environnement physique				Perturbation des processus écologiques				Modélisation	Catégorie
Sous-critères	A1	A2a	A2b	A3	B1	B2	B3	C1	C2a	C2b	C3	D1	D2a	D2b	D3	E	Résultat
Écosystèmes côtiers méditerranéens sur substrat rocheux de France métropolitaine																	
Cordons et plages de galets et graviers méditerranéens à végétation pionnière	LC	DD	DD	DD	LC	VU	LC	NT	DD	DD	DD	DD	DD	NT	DD	DD	VU
Cordons et plages de galets et graviers méditerranéens à végétation vivace	LC	DD	DD	DD	VU	EN	LC	LC	DD	DD	DD	DD	DD	NT	DD	DD	EN
Falaises et rivages rocheux méditerranéens	LC	DD	LC	LC	LC	LC	LC	DD	DD	DD	DD	NT	DD	NT	LC	DD	NT
Garrigues basses et phryganes des côtes rocheuses méditerranéennes	DD	DD	DD	DD	LC	DD	DD	DD	DD	DD	DD	NT	DD	NT	DD	DD	NT
Maquis bas et fourrés des côtes rocheuses méditerranéennes	LC	LC	LC	DD	LC	LC	LC	LC	DD	DD	LC	LC	DD	DD	DD	DD	LC
Fourrés halonitrophiles des côtes rocheuses méditerranéennes	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD

Annexe 4. Données utilisées pour la cartographie des écosystèmes évalués

Les écosystèmes évalués dans le présent volume n'ont pas fait l'objet d'un travail de cartographie *ad hoc*. Les cartes présentées dans ce rapport technique et le rapport synthétique sont issues de la combinaison de deux types d'informations :

- Des observations des végétations témoins des écosystèmes évalués ;
- Des données indirectes de la présence potentielle de l'écosystème.

L'hétérogénéité des sources, de la nature et de la précision des données mobilisées sont à l'origine d'une cartographie distinguant la présence *avérée* de l'écosystème (données d'observation) de sa présence *potentielle* (données indirectes). Cette dernière correspond aux espaces probablement concernés par l'écosystème mais pour lesquels aucune donnée de terrain attestant de la présence effective du biote indigène caractéristique à une date récente n'est disponible. Nous distinguons les présences *potentielles majeures* des présences *potentielles mineures* afin de différencier les espaces où l'écosystème est potentiellement *présent sur l'ensemble de la zone* de ceux où l'écosystème n'est *présent* que *ponctuellement*. Cette distinction fait référence à la nomenclature utilisée dans la typologie globale des écosystèmes de l'UICN (Keith *et al.*, 2020).

La distribution de chaque écosystème est représentée sous format de lignes suivant le trait de côte (ensemble de segments littoraux issus de la base de données EUROSION 2004). Ces segments côtiers sont sélectionnés en fonction de leur nature morphosédimentaire et des données d'observation de l'écosystème ou de données indirectes. Le Tableau 17 ci-dessous détaille les sources de données mobilisées pour chaque écosystème et le traitement des données spatiales réalisé pour produire les cartes présentées pour ce volume.

Le niveau de précision des données sources étant variable (allant du polygone délimitant localement des végétations à un maillage 5x5 km^2 ou 10x10 km^2, en passant par le point d'observation), **ces lignes sont donc indicatrices des segments côtiers concernés, et non de la surface couverte par chaque écosystème**. En d'autres termes, un segment côtier pour lequel la présence de l'écosystème est indiquée comme « avérée » ne signifie pas que l'écosystème s'exprime sur l'ensemble du segment côtier. Si ces informations sont suffisantes dans le cadre de cette évaluation, les cartes de distribution issues de ce travail ne peuvent être le seul support d'une étude localisée sur un site spécifique. La connaissance de l'étendue exacte de chaque écosystème sur un site donné nécessite de revenir vers les données sources (observations) et d'établir une cartographie *ad hoc*.

Ces cartes ont été examinées et validées par le comité technique de cet exercice d'évaluation. Elles sont susceptibles d'évoluer avec l'amélioration des connaissances sur la distribution des écosystèmes couverts par cet exercice d'évaluation.

Tableau 17. Description des sources de données mobilisées pour cartographier la distribution des écosystèmes évalués dans le présent volume. La sélection conditionnelle des segments littoraux s'est accompagnée d'un examen visuel des images satellites publiées par Google (Images © 2022 Aerodata International Surveys, CNES / Airbus, Landsat / Copernicus, Maxar Technologies selon l'échelle et la zone examinée, Données cartographiques © 2022 Google). Les références bibliographiques aux travaux de Paradis *et al.* sont détaillées dans le Tableau 18. La description des valeurs de la variable CEMOV2 (nature morphosédimentaire du littoral) produite dans le cadre du projet EUROSION (2004) sont données dans le Tableau 19.

Écosystème	Source de la donnée cartographique	Type d'information	Nature de la donnée spatiale	Traitement de la donnée	Figures
Cordons et plages des galets et graviers méditerranéens à végétation pionnière	Paradis & Tomasi 1991 ; Paradis & Piazza 1995b ; Paradis & Delage 2003	Observations	Pas de géométries	Sélection des segments littoraux (lignes) produits dans le cadre du projet EUROSION (2004) correspondant aux espaces où les observations sont réalisées.	
	Photographies mises en ligne sur Google Maps† et identifiées par le CBN méditerranéen de Porquerolles pour la région Occitanie Observations de plages végétalisées du CBN méditerranéen de Porquerolles pour la région PACA		Points	Lorsque la donnée source est un point, l'ensemble du segment côtier correspondant est sélectionné. Lorsque la donnée source est un polygone, l'ensemble du ou des segments côtiers inclus dans le polygone est sélectionné.	
	Distribution de l'habitat d'intérêt communautaire 1210 en Corse (PatriNat 2019)		Mailles 10x10 km²	Sélection des segments littoraux (lignes) produits dans le cadre du projet EUROSION (2004) correspondant aux valeurs {*AC*[9], C, D, S, X} de la variable CEMOV2 et inclus dans la distribution produite pour le rapportage 2013-2018 pour la directive « Habitats-Faune-Flore ».	
	Nature morphosédimentaire du littoral (EUROSION 2004), variable CEMOV2 = {*AC*, C, D, S, X}	Donnée indirecte	Lignes	Sélection des segments littoraux produits dans le cadre du projet EUROSION (2004) correspondant aux valeurs {*AC*, C, D, S, X} de la variable CEMOV2. Vérification de la nature du substrat pour les segments côtiers (CEMOV2 = {*AC*, C}) sur la base des photos publiées sur Google Maps†.	
Cordons et plages de galets et graviers méditerranéens à végétation vivace	Delbosc (2015)	Observations	Polygones	Sélection des segments littoraux (lignes) produits dans le cadre du projet EUROSION (2004) correspondant aux espaces où les observations sont réalisées. Lorsque la donnée source est un point, l'ensemble du segment côtier correspondant est sélectionné.	
	Paradis & Tomasi 1991 ; Paradis & Piazza 1995b ; Paradis *et al.* 1999 ; Paradis *et al.* 2004 ; Paradis & Piazza 2011		Pas de géométries		
	Photographies mises en ligne sur Google Maps‡ et identifiées par le CBN méditerranéen de Porquerolles		Points		

[9] Les valeurs de la variable CEMOV2 indiquées en italiques sont traduites en présence « potentielle mineure ».

TRAVAUX

Écosystème	Source de la donnée cartographique	Type d'information	Nature de la donnée spatiale	Traitement de la donnée	Figures
	Nature morphosédimentaire du littoral (EUROSION 2004), variable CEMOV2 = {*C*, D, S, X}	Donnée indirecte	Lignes	Sélection des segments littoraux produits dans le cadre du projet EUROSION (2004) correspondant aux valeurs {*C*, D, S, X} de la variable CEMOV2.	
Falaises littorales et rivages rocheux méditerranéens à substrat dur	Delbosc (2015)	Observations	Polygones	Sélection des segments littoraux (lignes) produits dans le cadre du projet EUROSION (2004) correspondant aux valeurs {A, B, AC, *C*} de la variable CEMOV2 et aux espaces où les observations sont réalisées. Lorsque la donnée source est un point, l'ensemble du segment côtier correspondant est sélectionné. Lorsque la donnée source est un polygone, l'ensemble du ou des segments côtiers inclus dans le polygone est sélectionné.	
	Paradis & Tomasi 1991 ; Paradis *et al.* 1994 ; Paradis & Piazza 1995a ; Paradis *et al.* 1999 ; Pozzo *et al.* 2002 ; Pozzo *et al.* 2003 ; #121b, Paradis *et al.* 2006 ; Paradis *et al.* 2013 ; Paradis *et al.* 2013 ; Paradis *et al.* 2014 ; Paradis & Maurin 2017 ; Paradis *et al.* 2021		Pas de géométries		
	Observations du CBN méditerranéen de Porquerolles de végétations caractéristiques (*Crithmo-Staticion*) en région PACA.		Points		
	Distribution de l'habitat d'intérêt communautaire 1240 en Corse (PatriNat 2019)		Mailles 10x10 km²		
	Nature morphosédimentaire du littoral (EUROSION 2004), variable CEMOV2 = {A, B, AC, *C*}	Donnée indirecte	Lignes	Sélection des segments littoraux produits dans le cadre du projet EUROSION (2004) correspondant aux valeurs {A, B, AC, *C*} de la variable CEMOV2 et compris ou chevauchant une maille d'occurrence des taxons indicateurs pour les régions PACA et Occitanie.	
	Données d'occurrence de taxons indicateurs (CBN méditerranéen & CBN alpin 2022) : *Crithmum maritimum, Limonium* spp.		Mailles 5x5 km²		
Garrigues et phryganes des côtes rocheuses méditerranéennes	Delbosc (2015)	Observations	Polygones	Sélection des segments littoraux (lignes) produits dans le cadre du projet EUROSION (2004) correspondant aux espaces où les observations sont réalisées. Lorsque la donnée source est un point, l'ensemble du segment côtier correspondant est sélectionné. Lorsque la donnée source est un polygone, l'ensemble du ou des segments côtiers inclus dans le polygone est sélectionné.	
	Paradis & Tomasi 1991 ; Paradis & Piazza 1995a ; Paradis *et al.* 1999 ; #101 ; Paradis *et al.* 2004 ; Paradis *et al.* 2006 ; Paradis *et al.* 2013 ; Paradis & Maurin 2017 ; Paradis *et al.* 2021		Pas de géométries		
	Distribution des habitats d'intérêt communautaire 5320 en Corse (PatriNat 2019) sur le littoral		Mailles 10x10 km²		
	Observations du CBN méditerranéen de Porquerolles de végétations caractéristiques (*Euphorbion pithyusae*) en région PACA.		Points		
	Nature morphosédimentaire du littoral (EUROSION 2004), variable CEMOV2 = {A, B, AC, *C*}	Donnée indirecte	Lignes	Sélection des segments littoraux produits dans le cadre du projet EUROSION (2004) correspondant aux valeurs {A, B, AC,	

Écosystème	Source de la donnée cartographique	Type d'information	Nature de la donnée spatiale	Traitement de la donnée	Figures
	Données d'occurrence de taxons indicateurs (CBN méditerranéen & CBN alpin 2022): *Euphorbia pithyusa, Helichrysum* spp. pour la région PACA.		Mailles 5x5 km²	*C*} de la variable CEMOV2 et compris ou chevauchant une maille d'occurrence des taxons indicateurs pour PACA.	
Maquis et fourrés des côtes rocheuses méditerranéennes	Delbosc (2015)	Observations	Polygones		
	Paradis & Piazza 1989 ; Paradis & Piazza 1990 ; Paradis & Tomasi 1991 ; Paradis 1993 ; Paradis *et al.* 1994 ; Paradis & Piazza 1995a ; Paradis 1997, Paradis *et al.* 1999 ; Paradis & Piazza 2001 ; Paradis *et al.* 2004 ; Paradis *et al.* 2006 ; Paradis *et al.* 2013 ; Paradis *et al.*, 2014 ; Paradis & Maurin 2017 ; Piazza & Paradis 2017 ; Paradis *et al.* 2021		Pas de géométries	Sélection des segments littoraux (lignes) produits dans le cadre du projet EUROSION (2004) correspondant aux espaces où les observations sont réalisées. Lorsque la donnée source est un point, l'ensemble du segment côtier correspondant est sélectionné.	
	Distribution des habitats d'intérêt communautaire 5330 et 5210 en Corse (PatriNat 2019) sur le littoral		Mailles 10x10 km²	Lorsque la donnée source est un polygone, l'ensemble du ou des segments côtiers inclus dans le polygone est sélectionné.	
	Observations du CBN méditerranéen de Porquerolles de fourrés thermophiles en région PACA.		Points		
	Nature morphosédimentaire du littoral (EUROSION 2004), variable CEMOV2 = {A, B, AC, *C*}	Donnée indirecte	Lignes	Sélection des segments littoraux produits dans le cadre du projet EUROSION (2004) correspondant aux valeurs {A, B, AC, *C*} de la variable CEMOV2 et compris ou chevauchant une maille d'occurrence des taxons indicateurs pour PACA.	

Tableau 18. Détail des publications de Paradis *et al.* utilisées pour identifier la distribution des écosystèmes en Corse. Lorsque l'observation date de plus de 20 ans par rapport à la date de l'évaluation (observation antérieure à 2002), la présence de l'écosystème est qualifiée de « potentielle » si elle se trouve en dehors du périmètre désigné par les autres sources de données d'observation.

Abréviation de la référence	Référence complète
Paradis & Piazza 1989	PARADIS G., PIAZZA C., 1989 b.- *Anchusa crispa* Viv. à Capu Laurosu (Golfe de Valinco, Corse) : localisations et rôles des bovins sur sa chorologie et sa biologie. Monde des Plantes n° 436 : 26-31.
Paradis & Piazza 1990	PARADIS G., PIAZZA C., 1990 b.- Composition phytosociologique du site littoral de Capu Laurosu (Golfe de Valinco, Corse). Monde des Plantes, n° 437 : 23-31.
Paradis & Tomasi 1991	PARADIS G., TOMASI J.C., 1991.- Aperçus phytosociologique et cartographique de la végétation littorale de Barcaggio (Cap Corse, France): rochers, dunes, étangs et dépressions. Documents Phytosociologiques, NS, XIII, Camerino : 175-208.
Paradis 1993	PARADIS G., 1993 a - Les formations *à Juniperus phoenicea* et à *Juniperus oxycedrus* subsp. *macrocarpa* sur le littoral de la Corse. Colloques Phytosociologiques XX, " Dynamique forestière ", Bailleul, 24-26 octobre 1991 : 345-358, J. Cramer, Berlin-Stuttgart.
Paradis *et al.* 1994	PARADIS G., LORENZONI C., PIAZZA C., 1994.- Flore et végétation de l'île Piana (Réserve des Lavezzi, Corse du Sud). (+ Photos) (+ Photos aériennes) Trav. Sci. Parc Nat. Rég. Rés. Nat. Corse, Fr., n° 50 : 1-87.
Paradis & Piazza 1995a	PARADIS G., PIAZZA C., 1995 a.- Phytosociologie du site protégé de l'Ortolo (Corse). Etude préliminaire à sa gestion. Colloques Phytosociologiques XXI, "Ecologia del Paesagio e Progettazione ambienzale. Il ruolo della Fitosociologia", Camerino 19-21 marzo 1992 : 51-100, J. Cramer, Berlin-Stuttgart.
Paradis & Piazza 1995b	PARADIS G., PIAZZA C., 1995 b.- Etude phytosociologique et cartographique des cordons de galets de Crovani et du nord-est de Galéria (Corse occidentale). Bull. Soc. Bot. Centre-Ouest, N.S., t. 26 : 45-98.
Paradis 1997	PARADIS G., 1997 b.- Observations sur l'espèce rare et protégée *Anthyllis barba-jovis* L. (Fabaceae) en Corse : description de ses stations et phytosociologie. Journal de Botanique de la Société botanique de France, n° 4, 69-80.
Paradis *et al.* 1999	PARADIS G., LORENZONI C., PIAZZA C., QUILICHINI M.C., 1999.- Typologie d'habitats littoraux basée sur la phytosociologie : la végétation de pointes du sud-ouest de la Corse. (+ Cartes) Trav. sc. Parc nat. rég. Rés. nat. Corse, Fr., n° 59 : 23-90.
Paradis & Piazza 2001	PARADIS G., PIAZZA C., 2001.-*Euphorbia dendroides* en Corse : chorologie et phytosociologie. Bull. Soc. Bot. Centre-Ouest, N.S., t. 32 : 147-178.
Pozzo *et al.* 2002	POZZO DI BORGO M.-L., RAVETTO S., LORENZONI C., PARADIS G., 2002.- Description phytosociologique et cartographie de la végétation du site d'Arasu (sud-est de la Corse), proposé pour le Réseau Natura 2000. (+ 1 carte et 7 photos h.t.) Trav. sc. Parc nat. rég. Rés. nat. Corse, Fr., n° 60 :1-56.
Pozzo *et al.* 2003	POZZO DI BORGO M.-L., RAVETTO S., LORENZONI C., PARADIS G., 2003.- Paysage végétal du site de Benedettu (Corse), proposé pour le Réseau Natura 2000. (+ 1 carte et 6 photos h.t.) Trav. sc. Parc nat. rég. Rés. nat. Corse, Fr., n° 61 : 81-134.
Paradis & Delage 2003	PARADIS G., DELAGE A., 2003.- Deux nouvelles stations de l'Arum mange-mouches (*Helicodiceros muscivorus*) dans d'anciens cordons de galets de la côte occidentale corse. Le Monde des Plantes, n° 479 : 23-27.
Paradis *et al.* 2004	PARADIS G., PEDOTTI P & G., ROYER J.M., MARZOCCHI J.F., 2004. Comptes rendus des excursions botaniques dans le Nord de la Corse en avril 2003. Bull. Soc. Bot. Centre-Ouest, N.S., t. 35 : 419-562.
Paradis *et al.* 2006	PARADIS G., PIAZZA C., POZZO DI BORGO M.-L., 2006.- Description de la végétation des pourtours rocheux du golfe de la Rondinara (Corse). Bull. Soc. Bot. Centre-Ouest, N.S., t. 37 : 65-115.
Paradis & Piazza 2011	PARADIS G., PIAZZA C., 2011 – Biodiversité végétale de cinq sites sableux et graveleux du golfe de Valinco (Corse). Bull. Soc. Bot. Centre-Ouest, N.S., t. 42 : 85-128.
Paradis *et al.* 2013	PARADIS G., BOCK C., GUITTONNEAU G.-G., 2013 - Comptes rendus de la 147e Session extraordinaire de la Société Botanique de France en Corse du Sud (28 avril-05 mai 2012). Journal de Botanique de la Société botanique de France, 61: 25-45.
Paradis *et al.* 2013	PARADIS G., PANAIOTIS C., PIAZZA C., POZZO DI BORGO M.-L., 2013 - Contributions à la connaissance des communautés aérohalines, principalement des *Crithmo-Limonietea*, du littoral rocheux de la Corse. Bull. Soc. Bot. Centre-Ouest, N.S., t. 44 : 515-576.
Paradis *et al.* 2014	PARADIS G., FERAL C., PASSIGNY-HERNANDEZ C., NICOLAU J., CARLES S., 2014 - Paysage végétal de lavallée du Baracci et du nord du golfe de Valinco (sud-ouest de la Corse) : phytosociologie et carte de la végétation. Journal de Botanique de la Société botanique de France, 67: 9-105.
Paradis & Maurin 2017	PARADIS G., MAURIN A., 2017. Paysage végétal du site Natura 2000 « Capo di Feno-Villanova » (ouest d'Ajaccio, Corse). Evaxiana n° 3, Revue électronique annuelle de la Société Botanique du Centre-Ouest : 163-312.
Piazza & Paradis 2017	PIAZZA C., PARADIS G., 2017. *Anthyllis barba-jovis* L. en Corse : état des lieux en 2015. Bull. Soc. Bot. Centre-Ouest, N.S., t. 48 (2017) : 127-142.

Abréviation de la référence	Référence complète
Paradis *et al.* 2021	PARADIS G., PIAZZA C. & MORI C., 2021. Les îles et îlots satellites de la Corse : état des connaissances en 2021 et enjeux de conservation. Evaxiana 8 : 69-192.

Tableau 19. Description des valeurs de la variable CEMOV2 (nature morphosédimentaire du littoral) retenues pour identifier la distribution des écosystèmes évalués dans le présent volume. La variable CEMOV2 est un produit du projet EUROSION (2004).

CEMOV2	Description
A	*Rocks and/or cliffs made of hard rocks (little subject to erosion) with eventual presence of a rock platform*
B	*Conglomerates and/or cliffs (example: chalk) i.e., subject to erosion: presence of rock waste and sediments (sand or pebbles) on the strand*
AC	*Mainly rocky, little erodible, with pocket beaches (< 200 m long) not localised*
C	*Small beaches (200 to 1000 m long) separated by rocky capes (< 200 m long)*
D	*Developed beaches (length of the beach > 1 km) with strands made of coarse sediments: gravels or pebbles*
S	*Soft strands made of mine-waste sediments*
X	*Soft strands of heterogeneous category grain size*

Annexe 5. Distribution spatiale des sources de polluants sur le littoral méditerranéen français

La distribution spatiale des sources de polluants dans le périmètre géographique du chapitre, et à proximité de ce périmètre, est indicatrice du risque de pollution pour les écosystèmes évalués. Dans cette annexe, nous présentons trois indicateurs de la distribution des sources de polluants :

- Le nombre d'entreprises exerçant une activité de nature industrielle et la diversité des activités d'après l'Inventaire historique de Sites Industriels et Activités de Service (BASIAS) à proximité de l'écosystème, la diversité d'activités relevant d'un proxy de la diversité de polluants susceptibles d'impacter les milieux naturels (Figure 55) ;
- La grille de densité communale qui rend compte de la densité de bâti sur une commune selon une nomenclature standardisée (Figure 56). La catégorie de densité est une donnée indirecte sur le risque de diffusion de polluants d'origine domestique vers les milieux naturels, ceux-ci pouvant échapper au traitement d'épuration des eaux ;
- Dans un espace où la viticulture, la production maraichère, et la floriculture sont dominants dans le paysage agricole (en particulier continental, Figure 57), les types de pratiques agricoles renseigne sur le risque de pollution par les phytosanitaires. La Figure 57 n'est pas indicatrice à elle seule du risque de pollution d'origine agricole ; il conviendrait de croiser cette information avec la proportion de parcelles traitées par unité spatiale.

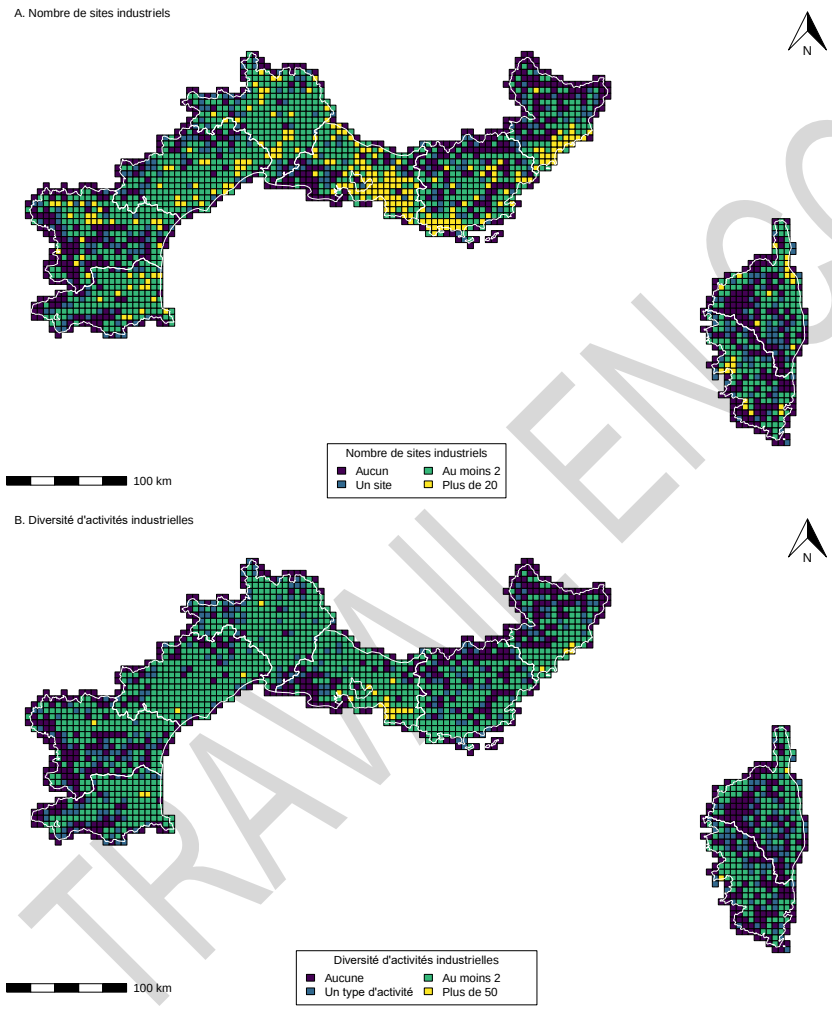


Figure 55. Nombre de sites industriels (A) et diversité d'activités industrielles (B) dans les départements du littoral français méditerranéen d'après l'Inventaire historique de Sites Industriels et Activités de Service (BASIAS) selon un maillage 5x5 km².

TRAVAIL EN COURS

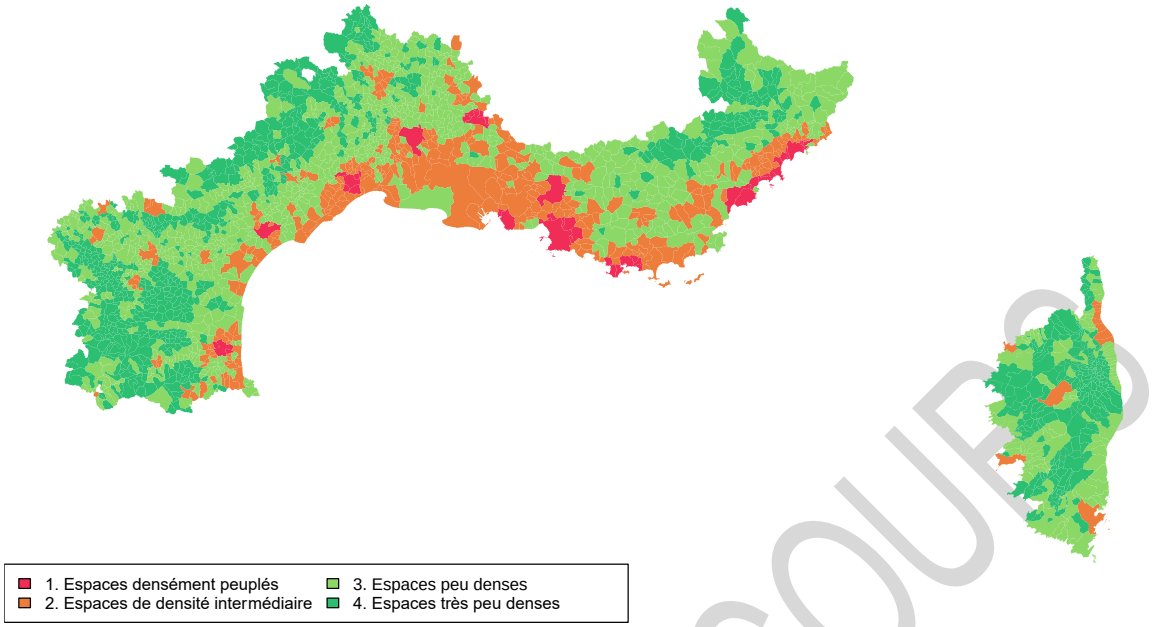
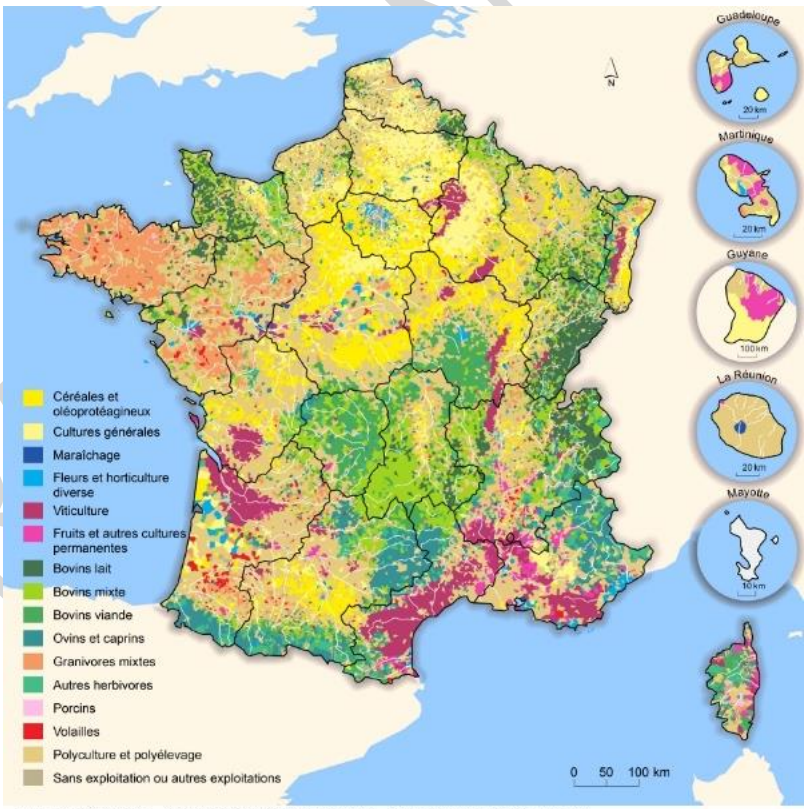


Figure 56. Grille communale de densité pour les communes des départements français du littoral méditerranéen (Insee 2021). Chaque commune délimitée sur la carte est colorée selon le niveau de densité attribué selon cette grille (cf. légende) à partir de la distribution de la population à l'intérieur de la commune, et non strictement sur la densité de population sur la commune.



Source : Agreste, recensement agricole 2010. Traitements : SOeS, 2014

Figure 57. Cartographie des orientations technico-économiques des exploitations agricoles (OTEX) par communes en France (hexagone et DROM) en 2010. Les données sont issues du recensement agricole en 2010 (consultable sur le site des statistiques agricoles du ministère en charge de l'agriculture, Agreste), et le traitement statistique a été réalisé par le service de l'observation et des statistiques (SOeS, devenu SDES, service de la donnée et des études statistiques) en 2014.

TRAVAIL COURS

Annexe 6. Les espèces végétales exotiques envahissantes et potentiellement envahissantes sur les écosystèmes des côtes rocheuses et falaises du littoral méditerranéen français (CBN méditerranéen & CBN corse 2021).

Tableau 20. Liste des espèces végétales exotiques selon leur statut (EVEE : envahissante ; EVEpotE : potentiellement envahissante) et leur catégorie pour les différentes zones biogéogaphiques où se situent les écosystèmes évalués dans ce chapitre. Ici, le statut correspond à la catégorie la plus sévère dans les trois zones biogéographiques retenues. Les descriptions des catégories d'EVEE et EVEpotE sont données dans le Tableau 21.

Nom scientifique	Statut	Catégorie		
		PACA méditerranée	Occitanie méditerranée	Corse
Agave americana L., 1753	EVEE	Majeure	Majeure	Modérée
Atriplex halimus L., 1753	EVEE	Majeure	Modérée	Modérée
Carpobrotus acinaciformis (L.) L.Bolus, 1927	EVEE	Émergente	Émergente	Majeure
Carpobrotus acinaciformis x *Carpobrotus edulis*	EVEpotE	Émergente	Absente	Absente
Carpobrotus edulis (L.) N.E.Br., 1926	EVEE	Émergente	Émergente	Majeure
Medicago arborea L., 1753	EVEE	Alerte	Majeure	Émergente
Opuntia cylindrica (Lam.) DC., 1828	EVEpotE	Alerte	Absente	Absente
Opuntia engelmannii Salm-Dyck ex Engelm., 1850	EVEE	Majeure	Modérée	Absente
Opuntia ficus-indica (L.) Mill., 1768	EVEE	Modérée	Alerte	Majeure
Opuntia macrorhiza Engelm., 1850	EVEpotE	Alerte	Absente	Absente
Opuntia mesacantha Raf. ex Ser., 1830	EVEpotE	Alerte	Absente	Absente
Opuntia stricta (Haw.) Haw., 1812	EVEE	Majeure	Majeure	Absente
Pittosporum tobira (Thunb.) W.T.Aiton, 1811	EVEE	Modérée	Modérée	Modérée
Senecio angulatus L.f., 1782	EVEE	Émergente	Alerte	Majeure

Tableau 21. Catégories et définitions des espèces végétales exotiques envahissantes (EVEE) et des espèces végétales exotiques potentiellement envahissantes (EVEpotE) d'après Cottaz et al. (2018).

Catégorie	Définition	Statut
Majeure	Espèce végétale exotique assez fréquemment à fréquemment présente sur le territoire considéré et qui a un recouvrement, dans ses aires de présence, régulièrement supérieur à 50%	Espèces végétales exotiques envahissantes
Modérée	Espèce végétale exotique assez fréquemment à fréquemment présente sur le territoire considéré et qui a un recouvrement, dans ses aires de présence, régulièrement inferieur à 5% et parfois supérieur à 25%	
Émergente	Espèce végétale exotique peu fréquente sur le territoire considéré et qui a un recouvrement, dans ses aires de présence, régulièrement supérieur à 50%	
Alerte	Espèce végétale exotique peu fréquente sur le territoire considéré et qui a un recouvrement dans ses aires de présence soit toujours inferieur à 5% soit régulièrement inferieur à 5% et parfois supérieur à 25%. De plus, cette espèce est citée comme envahissante ailleurs* ou a un risque intermédiaire à élevé de prolifération en région PACA (d'après Weber & Gut modifié).	Espèces végétales exotiques potentiellement envahissantes
Prévention	Espèce végétale exotique absente du territoire considéré et citée comme envahissante ailleurs* ou ayant un risque intermédiaire à élevé de prolifération en région PACA (d'après Weber & Gut modifié).	

TRAVAIL EN COURS

Annexe 7. Indicateurs de pressions sur les littoraux méditerranéens français : démographie, densité urbaine et tourisme.

Tableau 22. Statistiques démographiques des départements du littoral méditerranéen français (Insee 2021).

	Alpes-Maritimes	Aude	Bouches-du-Rhône	Corse-du-Sud	Gard	Haute-Corse	Hérault	Pyrénées-Orientales	Var
Superficie (en km²)	4 304,6	6 370,2	5 105,2	4 046,3	5 888,6	4 733,7	6 248,4	4 161,6	6 050,9
Densité de population en 1968 (en hab./km²)	167,7	43,7	288	22,1	81,3	24,4	94,6	67,8	91,9
Densité de population en 2018 (en hab./km2)	252,3	58,5	398,5	39	126,6	38,2	185,5	114,5	176,5
Taux d'évolution (%)	+50,4	+33,9	+38,4	+76,5	+55,7	+56,6	+96,1	+68,9	+92,1

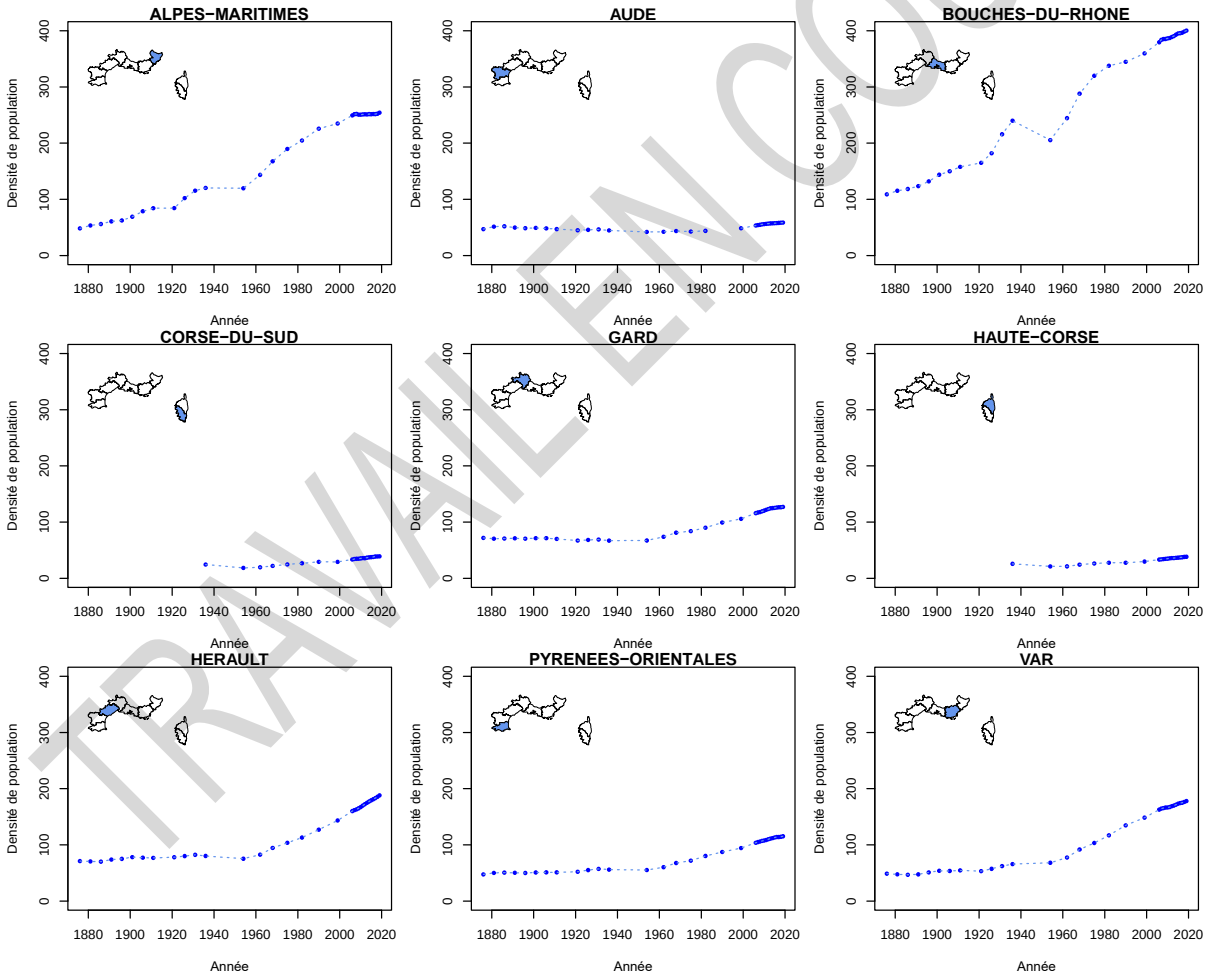


Figure 58. Évolution temporelle de la densité de population (en habitants par km²) dans les départements du littoral méditerranéen (Insee 2021).

TRAVAIL EN COURS

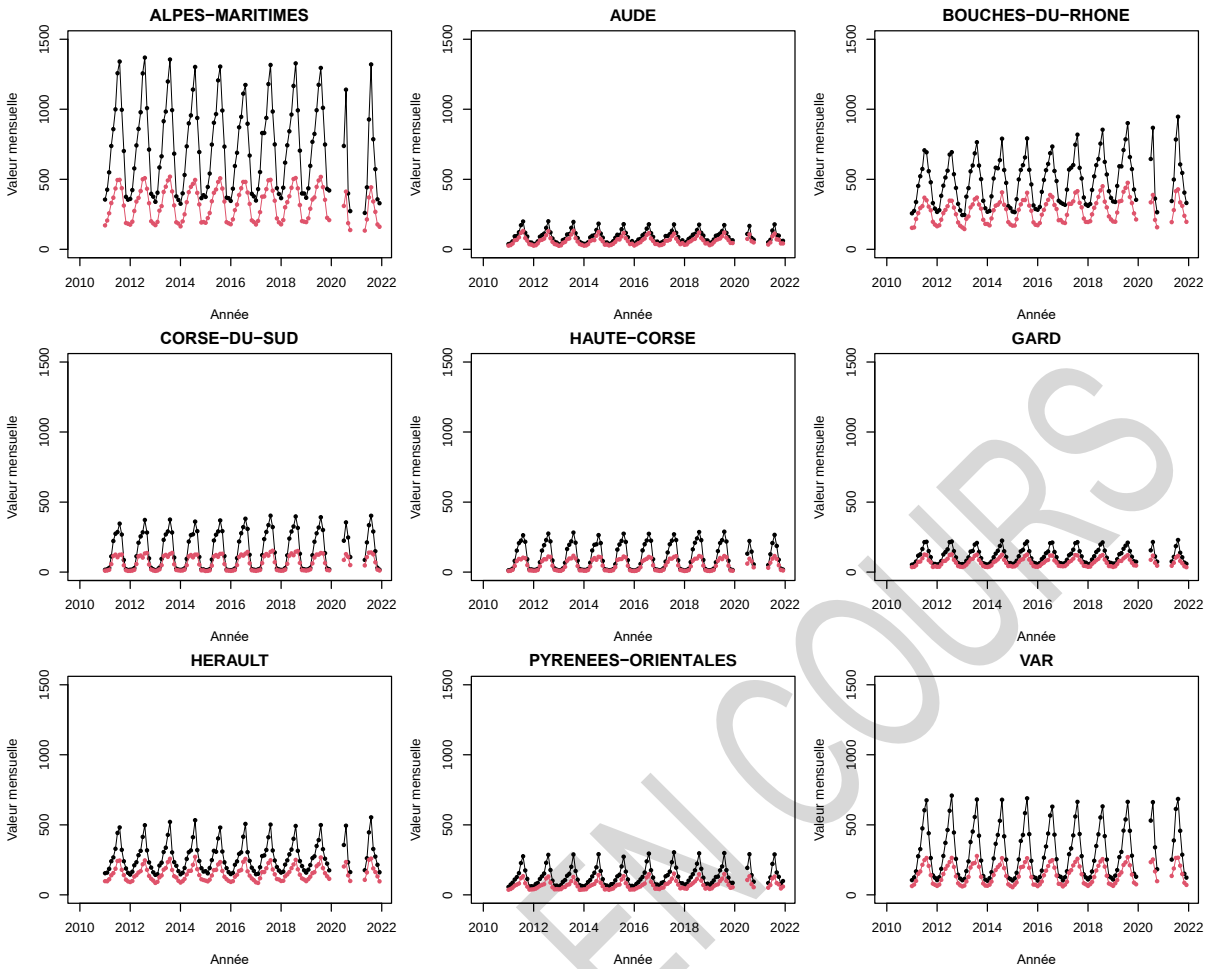


Figure 59. Évolution temporelle du nombre de nuitées (courbes noires) et le nombre d'arrivées (courbes rouges) dans l'hôtellerie dans les départements du littoral méditerranéen français (Insee 2022). Les interruptions dans ces séries temporelles correspondent à la suspension des activités de l'hôtellerie lors des confinements instaurés dans le cadre de la crise sanitaire liées à l'épidémie de Sars-Cov-2.

Tableau 23. Étendue spatiale (en % du linéaire côtier) des écosystèmes évalués dans ce chapitre dans les différents départements du littoral méditerranéen français.

	Alpes-Maritimes	Aude	Bouches-du-Rhône	Corse-du-Sud	Gard	Haute-Corse	Hérault	Pyrénées-Orientales	Var
Cordons et plages de galets et graviers méditerranéens à végétation pionnière	0,3	0	0	10,3	0	51,1	20,8	3,9	13,5
Cordons et plages de galets et graviers méditerranéens à végétation vivace	0	0	0	8,2	0	46,6	45,2	0	0
Falaises et rivages rocheux méditerranéens	2,5	0,2	10,6	49,3	0	20,5	0,5	2,8	13,6
Garrigues basses et phryganes des côtes rocheuses méditerranéennes	3,4	0	11,1	34,2	0	21,7	0	5,2	24,4
Maquis bas et fourrés des côtes rocheuses méditerranéennes	4,5	0	8,4	51,2	0	15,8	0	3,5	8,4

TRAVAIL EN COURS

Annexe 8. Méthode d'évaluation du risque « espèces végétales exotiques envahissantes » (EVEE) localement problématiques à partir des données d'observations des conservatoires botaniques nationaux dans le cadre de la Liste rouge des Écosystèmes de l'UICN

Méthode établie avec Cyril Cottaz (CBN méditerranéen de Porquerolles) et Yohan Petit (CBN de Corse)

Les espèces végétales exotiques envahissantes (EVEE) sont identifiées comme une menace pour les écosystèmes évalués dans le cadre du volume 2 du chapitre de la LRE dédié aux littoraux méditerranéens (« Plages et cordons de galets et graviers, falaises et rivages rocheux »). Les EVEE impactent les écosystèmes (e.g. en remplaçant la végétation indigène), ce qui peut induire une modification de l'ensemble de la communauté écologique (à la fois en composition et en structure) qui altère le fonctionnement de l'écosystème. Ces impacts relèvent de symptômes traités par le critère D de la méthode de la LRE, c'est à dire la perturbation des interactions biotiques. C'est donc sous l'angle de ce critère d'évaluation que la contribution des EVEE à l'effondrement des écosystèmes littoraux rocheux est envisagée.

Les données concernant les EVEE sur le littoral méditerranéen français

Les CBN comptent parmi leurs missions la gestion et la diffusion des données d'occurrence disponibles pour les espèces végétales sauvages sur leur territoire d'agrément. Cette donnée d'occurrence peut provenir de différentes sources, internes ou externes aux CBN, et combine des observations protocolées et des observations opportunistes. Avant diffusion, l'identification du taxon observé est validée par des experts naturalistes des CBN, ce qui garantit la fiabilité des informations quant à la distribution des EVEE et EVEpotE.

Ces données sont publiques et disponibles sur le portail national du SINP (auprès de l'INPN pour celles antérieures à 2015). En région, elles sont consultables sur Silène-Expert (https://silene.eu/), portail régional du SINP pour la région PACA, ou directement auprès des CBN concernés comme dans le cadre de cette évaluation.

La distribution des EVEE et des EVEpotE d'après ces données est donc une synthèse de :

- Données datées, géoréférencées (rattachées à un point), correspondant à une observation d'un taxon (rattaché à un code dans TaxRef) relevé par un observateur sans information sur sa densité ou son abondance relative ;
- Données de présence de taxons, et non de données de présence/absence puisque l'absence de taxons n'est pas prise en compte dans le système d'information partagé par les CBN méditerranéen de Porquerolles, de Corse et alpin ;
- Données issues d'une pression d'échantillonnage variable dans le temps et dans l'espace.

Pour l'ensemble de la flore, le niveau de connaissance taxonomique, mais surtout chorologique, est par conséquent hétérogène sur le territoire (Just *et al.* 2015), et cette hétérogénéité concerne aussi les EVEE et les EVEpotE. En découle un certain nombre de biais qui nécessitent de la prudence lors de l'interprétation des données :

- L'absence d'observation pour un taxon dans une zone donnée n'équivaut pas à l'absence du taxon ;
- La donnée brute peut être normalisée par traitement SIG afin de traduire la présence d'EVEE par unités spatiales homogènes. Ici, une normalisation sur une maille carrée 1x1 km^2 est la plus adaptée aux caractéristiques de distributions (linéaires) des écosystèmes étudiés ;
- Les variations spatiales et temporelles de fréquences d'observations d'un même taxon sont à interpréter avec beaucoup de prudence. Il ne s'agit pas nécessairement de variations significatives puisque le niveau de connaissance d'une zone est corrélé à la pression d'échantillonnage.

À partir de ces données, plusieurs variables peuvent être construites afin de renseigner l'évaluation du critère D pour les écosystèmes concernés par les impacts des EVEE et EVEpotE.

Évaluation du critère D

À partir des données des CBN, deux sous-critères peuvent être évalués avec l'appui d'une expertise sur les EVEE dans les territoires concernés : le critère D1 (dégradation sur les 50 dernières années) et le critère D3 (dégradation depuis une référence historique (depuis ~1750).

Pour chacun de ces sous-critères, nous calculons une sévérité relative *SR* moyenne pour chaque écosystème concerné par ce facteur de dégradation selon la formule suivante (Bland *et al.* 2015) :

$$SR = \frac{\mathcal{P}_{initial} - \mathcal{P}_{final}}{\mathcal{P}_{initial} - 100} \times 100$$

Où $\mathcal{P}_{initial}$ et $\mathcal{P}_{final}$ sont le pourcentage de la distribution de l'écosystème où au moins une EVEE majeure ou émergente est présente à la période initiale (en 1970 ou en ~1750 selon le sous-critère) et à la période finale (aujourd'hui). Ce pourcentage est calculé comme la proportion de mailles 1x1 km^2 où se trouve l'écosystème pour laquelle la présence d'au moins une EVEE localement problématique est référencée pour une période donnée dans les bases de données des CBN. Dans ce calcul de sévérité relative, nous considérons donc qu'un écosystème a passé un seuil d'effondrement (seuil à partir duquel il perd sa

capacité à maintenir son biote caractéristique en l'absence de mesures de restauration de l'écosystème) lorsque la totalité de sa distribution est touchée par au moins une EVEE majeure ou émergente. Ce seuil d'effondrement équivaut à 100% des mailles 1x1 km^2, où l'écosystème est observé, comprennent au moins une observation de l'un de ces taxons.

Un certain nombre de précautions ont été prises dans le choix des données utilisées pour calculer $\mathcal{P}_{initial}$ et $\mathcal{P}_{final}$ pour réduire les biais inhérents à la nature des données mobilisées :

1. **Sélection de taxons d'EVEE majeures ou émergentes sur les territoires inclus dans le périmètre de l'évaluation :**

Tous les taxons d'espèces végétales exotiques envahissantes et potentiellement envahissantes n'ont pas été pris en compte dans cette évaluation. En effet, toutes ne présentent pas la même dynamique de colonisation (cf. Tableau 20 et Tableau 21 dans l'Annexe 6) ou les mêmes impacts au sein des écosystèmes étudiés. Afin d'éviter une évaluation trop sévère (surestimer le risque EVEE pour l'écosystème), une sélection de taxons d'EVEE majeures ou émergentes, ayant de forts impacts connus dans les milieux évalués dans la présente étude, a été établie pour la Corse et le littoral méditerranéen continental. Cette sélection se base sur des publications scientifiques et sur une analyse des risques d'impacts en zone biogéographique méditerranéenne (Tableau 20 dans l'Annexe 6).

D'après les stratégies régionales relatives aux EVEE (Terrin *et al.* 2014; Petit & Hugot 2019; Cottaz *et al.* 2021), les taxons retenus présentent un recouvrement > 50% (caractéristique des catégories « émergente » et « majeure ») mais avec un degré de fréquence d'observation différent sur les territoires (PACA, Occitanie, Corse). Cette sélection permet de limiter le risque de conclure à un effondrement sur la base d'une distribution éparse (peu d'individus par kilomètre carré) de quelques taxons exotiques.

2. **Standardisation des données de présence selon un maillage 1x1 km^2 :**

La distribution des écosystèmes évalués est basée sur des données spatiales de nature variable : points, polygones, lignes et rasters. Cette diversité ne permet pas d'associer systématiquement un écosystème à un point. La donnée de présence de ces EVEE est donc standardisée selon un maillage 1x1 km^2 du périmètre géographique du chapitre. L'estimation de la distribution de ces EVEE à cette échelle permet de réduire le risque de conclure à tort sur la présence d'EVEE sur l'écosystème évalué comparé à une standardisation de la donnée de présence selon un maillage de 5x5 km^2 ou de 10x10 km^2.

3. **Agrégation des données sur des périodes de 20 ans :**

Ces données de présence de taxons végétaux ne correspondent pas à un suivi temporel généralisé et homogène à l'ensemble du périmètre géographique de cette évaluation. En d'autres termes, la distribution d'une EVEE selon ces données peut apparaître variable d'une année à une autre pour d'autres raisons qu'une colonisation du territoire. En effet, l'effort d'échantillonnage d'une maille peut varier d'une année à une autre : celle-ci peut ne pas être visitée à nouveau les années suivant une première observation d'EVEE, un autre point de la même maille sans EVEE peut être choisi, ou, tout simplement, le recensement des espèces végétales n'est pas exhaustif.

Pour parer à cet effort d'échantillonnage variable, nous basons la distribution de la sélection d'EVEE pour une date donnée sur l'agrégation des données d'observation sur une période de 20 ans, de l'année n-20 à l'année n (1971 ou 2021). En effet, les données antérieures à 20 ans sont considérées anciennes et ne permettent pas de statuer sur un bon niveau de connaissance de la zone étudiée à l'année n.

TRAVAIL EN COURS

Le Comité français de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) est le réseau des organismes et des experts de l'UICN en France. Regroupant au sein d'un partenariat original 2 ministères, 8 organismes publics et 42 organisations non-gouvernementales, il joue un rôle de plateforme d'expertise et de concertation pour répondre aux enjeux de la biodiversité.

Le Comité français de l'UICN rassemble également un réseau de plus de 250 experts répartis en cinq commissions thématiques, dont la Commission de gestion des écosystèmes. Au niveau mondial, l'UICN a développé la méthode de référence pour guider l'élaboration de Listes rouges des écosystèmes à une échelle nationale.

Comité français de l'UICN

259-261 rue de Paris - 93100 Montreuil - France
contact : uicn@uicn.fr
www.uicn.fr

L'Unité d'Appui et de Recherche (UAR) PatriNat assure des missions d'expertise et de gestion des connaissances sur la biodiversité et la géodiversité pour ses trois tutelles, l'Office français de la biodiversité (OFB), le Centre national de la recherche scientifique (CNRS) et le Muséum national d'Histoire naturelle (MNHN).

PatriNat est notamment responsable de l'Inventaire national du patrimoine naturel (INPN) pour lequel elle développe un système d'information national sur la nature. Associant les expertises de ses tutelles, elle fournit un appui scientifique aux politiques publiques et privées en matière d'environnement. Elle contribue au partage des connaissances scientifiques pour la prise en compte de la nature dans la société, comme dans les programmes de Listes rouges en France.

PatriNat

36 rue Geoffroy-Saint-Hilaire – 75005 Paris – France
www.patrinat.fr

Avec le soutien de :

MINISTÈRE DE LA TRANSITION ÉCOLOGIQUE ET DE LA COHÉSION DES TERRITOIRES
Liberté
Égalité
Fraternité

Fondation L'OCCITANE