



Apport de l'imagerie satellitaire pour l'identification et la cartographie des habitats littoraux de Mayotte soumis à une subsidence rapide

Aline AUBRY¹, Audrey TEMPERE²

1. CUFR de Mayotte, UMR Espace DEV (IRD-UM-UG-UR-UA-UNC), 8 rue de l'Université, BP 53, 97660 Dembeni, Mayotte, France.

aline.aubry@univ-mayotte.fr

2. Université de La Rochelle, France

audrey.tempere@etudiant.univ-lr.fr

Résumé :

L'île de Mayotte (canal du Mozambique), offre une grande diversité de littoraux influencés par son vaste complexe récifo-lagonaire. Ces habitats (plages, platiers coralliens, herbiers, mangroves...) remplissent des fonctions écologiques reconnues : protection contre l'érosion côtière, consommation du CO₂ atmosphérique, zone critique de biodiversité. L'impact croissant des activités humaines sur l'île, associé aux évènements sismo-volcaniques récents ayant entraînés une subsidence locale comprise entre 10 et 19 cm depuis mai 2018, conduisent à surveiller l'évolution de ces écosystèmes complexes. Les littoraux, platiers récifaux et petits fonds lagonaires de 3 sites ateliers ont été étudiés simultanément avec (1) des images d'archives et des programmations Pléiades (2) des images Sentinel-2 et (3) des mesures terrain *in situ* (relevés topographiques, limites d'habitats, photographies). Les informations contenues dans les différents canaux optiques des images satellites multi-dates des capteurs Pléiades et Sentinel-2 entre 2018 et 2021 ont été exploitées puis comparées aux relevés terrain pour réaliser des cartographies des macro-habitats littoraux. La comparaison des variations spatiales des habitats identifiés par classifications supervisées (algorithme Random Forest) ne met pas en évidence des variations majeures suggérant que le système ne semble pas avoir réagi de manière notable à la subsidence et à la montée du niveau marin relatif associé. Cette étude fournit une première évaluation quantitative et multi échelle de la répartition des habitats littoraux pré-subsidence puis durant les 3 ans qui ont suivi cet épisode sismo-volcanique. La complémentarité des capteurs Pléiades et Sentinel-2 a été démontrée et suscite un intérêt pour améliorer le suivi et la compréhension des liens existants entre morphologie, composition et distribution des habitats face aux pressions environnementales et anthropiques que connaît Mayotte.

Mots-clés :

Images satellites, Pléiades, Sentinel-2, Cartographie, Habitats, Evaluation de précision.

1. Introduction, contexte et sites d'étude

Mayotte, département français d'outre-mer, est localisée approximativement à 300 km au nord-ouest de Madagascar et à 450 km du continent africain au nord du canal du Mozambique (figure 1a). Le contexte volcanique et tropical de Mayotte, ainsi que la présence d'un vaste système récifo-lagonaire de près de 1500 km² (figure 1b), offrent une grande diversité morphologique des côtes. Le linéaire côtier, particulièrement découpé, est composé majoritairement de falaises, intercalées de plages de poche et de baies sablo-vaseuses au fond desquelles se sont établies de petites mangroves.

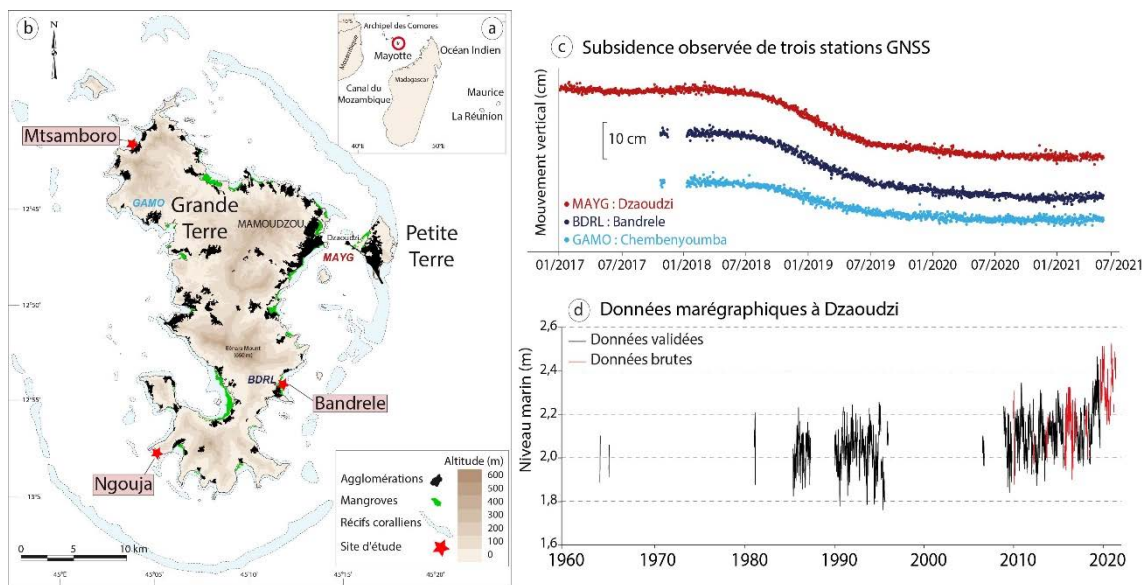


Figure 1. Localisation de la zone d'étude (a et b), et contexte associé aux mouvements verticaux de Mayotte : c) subsidence observée, données GNSS (Coordination observations géodésiques à Mayotte) et d) variation du niveau marin observé depuis 1963 (données REFMAR).

Mayotte connaît depuis mai 2018 une crise tellurique inédite qui se manifeste notamment par un essaim sismique toujours actif mi 2022. Un pic de 5,9 Mw a été enregistré le 15 mai 2018, le plus grand tremblement de terre jamais enregistré dans la région. L'origine de cette crise est liée au vidage d'une chambre magmatique située à 50 km à l'est de l'île et à une profondeur de 30/40 km environ et qui s'est manifesté par la création d'un nouveau volcan d'environ 820 m de hauteur sur le plancher océanique à 3 500 m de profondeur (CESCA *et al.*, 2020 ; LEMOINE *et al.*, 2020).

L'analyse des données des stations GNSS a mis en évidence des mouvements de subsidence d'environ 10 à 19 cm selon leur localisation sur l'île (figure 1a et c) depuis mi 2018. Cette subsidence s'accompagne d'une élévation du niveau marin relatif comme le montre les enregistrements de la station marégraphique de Dzaoudzi située en Petite Terre (figure 1d).

Trois sites du littoral mahorais ont été retenus pour l'étude (figure 1b) représentant différents gradients de subsidence, estimés à 18,1 cm pour Bandrélé, 14,4 cm à Ngouja et 13,1 cm à Mtsamboro (GRANDIN *et al.*, 2019 ; REVOSIMA, 2021). Ces secteurs ont également fait l'objet d'une caractérisation morphodynamique lors de travaux antérieurs (JEANSON *et al.*, 2019, 2021).

La subsidence remarquable observée à Mayotte depuis mai 2018 offre une rare occasion d'examiner *in situ* les conséquences de l'élévation du niveau de la mer sur les littoraux tropicaux modernes. Cette montée du niveau marin peut affecter les systèmes côtiers en modifiant les facteurs environnementaux contrôlés par la hauteur d'eau (zonation, durée d'immersion/émersion, processus hydro-sédimentaires...). Bien qu'une étude sur la montée du niveau marin liée à une subsidence ait déjà montré une recrudescence de la croissance des récifs verticaux et horizontaux (SAUNDER *et al.*, 2016), les conséquences de ce type d'événement sur le trait de côte, parfois couplé à des mangroves demeure incertain. La hausse du niveau marin entraîne ainsi un réajustement géomorphologique des systèmes littoraux en réaction aux nouvelles conditions hydrodynamiques (STORLAZZI *et al.*, 2011). Elle peut également entraîner une augmentation de l'énergie des vagues à la côte si les écosystèmes en amont, notamment les récifs coralliens, se dégradent et/ou ne peuvent pas suivre le rythme de cette remontée par des processus d'accrétion liés à la sédimentation et à la croissance corallienne (SHEPPARD *et al.*, 2005 ; COSTA *et al.*, 2019). Une mobilité accrue des côtes meubles (plages sableuses, littoraux vaseux à mangroves), particulièrement sensibles à l'énergie des vagues incidentes peut alors être envisagée, engendrant des phénomènes d'érosion, ou de réorganisation de la succession/structuration des habitats (SCOPELITIS *et al.*, 2011; ALBERT *et al.*, 2017 ; SIPPO *et al.*, 2018).

Ce travail a permis (1) de quantifier les capacités et limites d'identification des macro habitats des sites étudiés à l'aide des capteurs satellites Pléiades et Sentinel-2 puis (2) d'observer les changements de répartition spatiale au cours du temps.

2. Méthodologie

L'observation des franges côtières, repose sur de nombreux capteurs optiques contraints par des compromis entre les résolutions spatiale, spectrale, temporelle et radiométrique. La résolution spatiale et la fréquence d'acquisition de données exploitables (différente de la fréquence théorique de revisite) caractérisent les capacités du spatial pour suivre la dynamique des écosystèmes côtiers en milieu tropical qui sont notamment soumis (1) aux processus de marée et (2) à la présence importante de nuages durant la saison humide.

2.1. Images satellites

Les caractéristiques et dates des images Sentinel-2 et Pléiades utilisées sont présentées dans le tableau 1. Les images utilisées ont été traitées pour être corrigées géométriquement, puis normalisées radiométriquement avec QGis et Orfeo ToolBox.

Thème 3 – Instrumentation, mesures, imagerie et télédétection

Tableau 1. Caractéristiques des images Sentinel-2 et Pléiades utilisées.

Caractéristiques	Capteurs		
		Sentinel-2	Pléiades
Gamme spectrale et spatiale : N° bande (centre/largeur en nm/ résolution spatiale en m)	Aérosol	B1 (443/20/60)	N/A
	Bleu	B2 (490/65/10)	B0 (490/120/2,8)
	Vert	B3 (560/35/10)	B1 (560/120/2,8)
	Rouge	B4 (665/30/10)	B2 (650/120/2,8)
	Red Edge	B5 (705/15/20) ; B6 (740/15/20) ; B7 (775/20/20) ; B8A (865/20/20)	N/A
	NIR	B8 (842/115/10) ; B9 (940/20/60)	B3 (840/200/2,8)
	SWIR	B10 (1375/20/60) ; B11 (1610/90/20/20) ; B12 (2190/180/20)	N/A
	PAN	N/A	(650/360/0,5)
Dates des acquisitions	27/05/2017 (0,5) 21/02/2019 (0,5)	03/06/2018 (1,7) 03/10/2020 (0,7)	
(Hauteur d'eau en m au moment de l'acquisition)	27/03/2021 (0,7) 15/06/2021 (1,8)	13/06/2021 (2,3)	

2.2. Vérifications *in situ*

Une série de 1067 photographies géolocalisées au cours des différentes campagnes de terrain a permis d'identifier en amont et a posteriori (pour validation) les différents habitats durant les 3 années de suivi. Chaque photo associe une série d'attributs thématiques (couverture, substrat, taux de recouvrement des habitats, taux de couverture corallienne) basés selon le protocole d'ANDREFOUËT (2014), tableau 2.




























La variété des habitats étudiés a également été examinée à l'aide d'un drone grand public, DJI Mavic Pro, doté de 3 bandes de couleur naturelle (RVB), et d'une taille de pixel de 0,01 m. Des transects intertidaux de 100 m de large, représentatifs des sites ont été réalisés en octobre 2019 et mars 2021 avec des niveaux d'eau de 0,3 m. Étant donné l'échelle centimétrique, ces sous-produits drone ont été considérés comme une vérité *in situ* aérienne (COLLIN *et al.*, 2018).

2.3. Classifications des habitats basées sur le spectre

La classification supervisée a été privilégiée pour cette étude aidée par notre connaissance du terrain. L'algorithme Random Forest (BREIMAN, 2001) a été retenu pour la qualité des résultats obtenus. L'hypothèse de ce travail est d'imaginer que Sentinel-2 et Pléiades peuvent classer de manières équivalentes les macro-habitats des littoraux tropicaux. Sur la base des vérités terrains et de l'inspection des couleurs naturelles, 9 zones spectralement homogènes ont été sélectionnées sur les scènes Sentinel-2 (4 pixels par

classe), correspondant à 1600 ou 6400 pixels par classe sur les scènes Pléiades selon la résolution des bandes utilisées (voir les colonnes *ad hoc* du tableau 2).

Tableau 2. Caractéristiques des 9 classes de macro habitats investigués, extraits d’images satellites et vérité in situ, correspondantes.

Classes		Caractéristiques (substrat, espèces et densités)	In situ	Pléiades	Sentinel-2
Niveau 1	Niveau 2				
Mangrove centrale	Rhizophora	Rhizophora très dense 95-100%, vase			
Mangrove externe	Sonneratia	Sonneratia alba (80-90%), vase			
Arrière plage	Sableux	sable terrigène et débris coquillages			
Avant plage	Sableux	sable mixte (biodétritique et volcanique)			
Platier	Herbier	sable détritique, Halodule et Halophila, Padina spp (<10 %)			
	Algueraie	sable, microalgues (50%), Padina spp (10%) et Halodule et Halophila			
	Corallien mort	sable, débris coralliens morts (80-90 %), Padina spp et Porites et Acropora (<10%)			
Front récifal	Corallien	rocheux, Acropora dominant (>90%), Porites, densité globale 90_100%			
Lagon	Détritique	sable, débris coralliens, coraux vivants/morts			

2.4. Validation et comparaisons des modèles

L'évaluation de la qualité des classifications a été effectuée avec les matrices de confusion (erreurs d'omission et commission), des coefficients de Kappa, de Tau et l'approximation du Z-test (GREEN *et al.*, 2000). Une analyse quantitative complémentaire des proportions des superficies de chaque habitat (1), des estimations de superficie d'habitat corrigées des biais (2), de l'estimation de l'écart-type de la proportion d'un habitat corrigé (3) et enfin les écarts-type des superficies estimées biais inclus viennent consolider la validation (précision et estimation des superficies d'habitats) permettant la comparaison par équivalence des classifications issues des deux capteurs (OLOFSSON *et al.*, 2013).

$$\hat{p}_{ij} = W_i \frac{n_{ij}}{n_i} \text{ avec } W_i = \frac{A_{m,i}}{A_{tot}} \quad (1)$$

Thème 3 – Instrumentation, mesures, imagerie et télédétection

où : W_i est la proportion d'un habitat cartographié, A_{tot} la surface totale étudiée, $A_{m,i}$ la superficie cartographiée d'un habitat i , n_{ij} le nombre de pixel de la ligne i et colonne j , n_i le nombre total de pixel sur la ligne de l'habitat i .

$$\widehat{A}_i = A_{tot} * W_i \tag{2}$$

$$S(\widehat{A}_i) = A_{tot} * \sqrt{\sum_{i=1}^q W_i^2 \frac{n_{ij}(1-\frac{n_{ij}}{n_i})}{n_i-1}} \tag{3}$$

où : q est le nombre total de classes d'habitat identifié.

3. Résultats

L'habitat algueraie a été retiré de cette synthèse en raison de sa trop grande variabilité spatiale dans le temps entre les dates des images à Ngouja, Le R^2 de 0,96 et le RMSE de 1,77 ha (soit moins de 15 % de la surface moyenne de l'ensemble des habitats) montre un très bon résultat pour la qualité des modèles de classification (figure 2a). Il faut cependant le nuancer, pour l'habitat front récifal, dont la faible largeur à Mayotte (< 20 m) limite sa détection avec Sentinel-2. Il est pourtant encourageant de constater également que les limites spatiales des contours d'habitats sont relativement fiables pour définir la limite platier/lagon avec Sentinel-2 comparé aux images Pléiades et aux levés DGPS *in situ*.

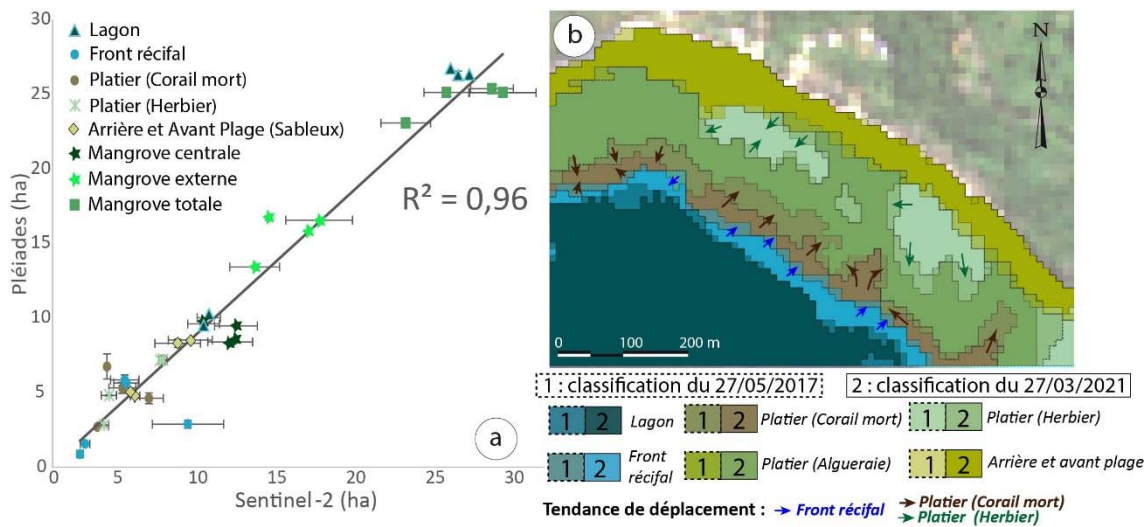


Figure 2. a) Dépendance linéaire entre les modèles de classification pour les deux capteurs sur les 3 sites étudiés ; b) Exemple d'évolution de la répartition spatiale des habitats du site de Ngouja entre 2017 et 2021 avec Sentinel-2.

L'analyse par photo-interprétation de l'évolution temporelle de la répartition des habitats pré et post évènement tellurique ne montre que peu de changements visibles sur les sites étudiés (en majorité compris dans les marges d'erreurs). Ngouja, (figure 2b), présente néanmoins une légère tendance de translation vers les terres de la succession des habitats dans la partie centrale de la baie et une redistribution plus complexe en bordure. Les

origines de ces modifications peuvent être multiples (hydrodynamisme local, événements météorologiques, redistribution sédimentaire, impact du niveau marin modifié ou impacts anthropiques) et devront être approfondis par de nouveaux suivis et résultats à venir.

4. Discussion et conclusion

Cette étude a testé les performances spectrales et spatiales des scènes Sentinel-2 et Pléiades pour discriminer 9 classes côtières complexes, allant du lagon (récif frangeant), à la végétation de mangrove. Nos résultats ont démontré que les bandes Red Edge et NIR de Sentinel-2 corrigées ont rivalisé avec les performances spatiales de Pléiades dans le NIR pour les habitats de mangrove, plage, platier et lagon. La comparaison des moyens d'observation (télédétection/*in situ*) valide l'approche cartographique mise au point. Ces travaux montrent l'utilité de la télédétection HR, l'intérêt des images Sentinel-2 (nombreuses et libres d'accès), qui permettent un suivi régulier, adapté pour certains habitats et rapide sur des vastes étendues spatiales.

A l'heure où le rythme de l'élévation du niveau marin s'accélère (YI *et al.*, 2015) et pourrait dépasser le potentiel d'accrétion verticale des platiers coralliens (PERRY *et al.*, 2018) ou des mangroves (LOVELOCK *et al.*, 2015), la compréhension de la réaction des systèmes littoraux à l'élévation du niveau marin est primordiale afin de mieux anticiper leur gestion future et les risques auxquels ils feront face. Cette élévation constitue un facteur déterminant dans l'augmentation des risques naturels côtiers (érosion, submersion, intrusion saline) et peut menacer la durabilité à long terme des communautés côtières, notamment insulaires, et des précieux écosystèmes tels que les récifs coralliens et les mangroves (NICHOLLS & CAZENAVE, 2010 ; NURSE *et al.*, 2014).

5. Bibliographie

- ALBERT S., SAUNDERS, M. I., ROELFSEMA, C. M., LEON, J. X., JOHNSTONE, E., MACKENZIE, J. R., HOEGH-GULDBERG, O., GRINHAM, A. R., PHINN, S. R., DUKE, N. C., MUMBY, P. J., KOVACS, E., & WOODROFFE, C. D. (2017). *Winners and losers as mangrove, coral and seagrass ecosystems respond to sea-level rise in Solomon Islands*. Environ. Res. Lett. 12, 094009. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa7e68>
- ANDREFOUET S. (2014). *Fiches d'identification des habitats recifolagonaires de Nouvelle-Calédonie*. Notes techniques IRD, Nouméa, 169 p.
- BREIMAN L. (2001). *Random Forests*. Machine Learning 45, pp. 5–32.
- COLLIN A., LAMBERT N., ETIENNE S. (2018). *Satellite-based salt marsh elevation, vegetation height, and species composition mapping using the superspectral WorldView-3 imagery*. International Journal of Remote Sensing, 39 :17, pp.5619-5637. <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1466084>
- COSTA M.B., MACEDO E.C., SIEGLE E (2019). *Wave refraction and reef island stability under rising sea level*. Global and planetary change, 172, pp. 256-267. doi: 10.1590/2675-2824070.22033mbc

Thème 3 – Instrumentation, mesures, imagerie et télédétection

- CESCA S., J. LETORT J., RAZAFINDRAKOTO H., HEIMANN S., RIVALTA E., ISKEN M., NIKKHOO M., PASSARELLI L., PETERSEN G., COTTON F., DAHM T. (2020). *Drainage of a deep magma reservoir near Mayotte inferred from seismicity and deformation*. *Nature Geoscience* 13, pp. 87-93. doi:10.1038/s41561-019-0505-5
- GRANDIN, R., BEAUDUCCEL, F., PELTIER, A., BALLU, V., CHANARD, K., VALTY, P., BONNEFOND, P., DE CHABALIER, J. B., SHREVE, T., KOUDOGBO, F. N., ANNE, U., FILATOV, A., NOVALI, F., DURAND, P., KOMOROWSKI, J. C. (2019). *Surface Deformation during the 2018-19 Mayotte Seismo-Volcanic Crisis from Gns, Synthetic Aperture Radar and Seafloor Geodesy*. In AGU Fall Meeting Abstracts, pp. V52D-03.
- GREEN E. P., MUMBY P. J., EDWARDS A. J., CLARK C. D. (2000). *Remote sensing Handbook for Tropical Coastal Management*. In A. J. Edward (Éd.), *Coastal Management Sourcebooks 3*. UNESCO.
- JEANSON M., DOLIQUE F., ANTHONY E.J., AUBRY A. (2019). *Decadal-scale dynamics and morphological evolution of mangroves and beaches in a reef-lagoon complex, Mayotte Island*. *Journal of Coastal Research*, SI 88, pp. 195-208. doi: 10.2112/si88-015.1
- JEANSON M. ANTHONY E. J. CHARROUX S., AUBRY A., DOLIQUE F. (2021). *Detecting the effects of rapid tectonically induced subsidence on Mayotte Island since 2018 on beach and reef morphology, and implications for coastal vulnerability to marine flooding*. *Geo Marine Letters* 41, 51. doi: 10.1007/s00367-021-00725-4
- LEMOINE A., BRIOLE P., BERTIL D., ROULLE A., FOUHELIS M., THINON I., RAUCOULES D., DE MICHELE M., VALTY P., HOSTE-COLOMER R. (2020). *The 2018-2019 seismo-volcanic crisis east of Mayotte, Comoros islands: seismicity and ground deformation markers of an exceptional submarine eruption*. *Geophysical Journal International*, 223, pp. 22-44. doi: 10.1093/gji/ggaa273
- LOVELOCK C.E., CAHOON, D., FRIESS, D. *et al.* (2015). *The vulnerability of Indo-Pacific mangrove forests to sea-level rise*. *Nature*, 526, pp. 559–563. doi: 10.1038/nature15538
- NICHOLLS R.J., CAZENAVE A. (2010). *Sea-level rise and its impact on coastal zones*. *Science*, 328, pp. 1517–1520. doi: 10.1126/science.1185782
- NURSE L.A., MCLEAN R.F., AGARD J., BRIGUGLIO L.P., DUVAT-MAGNAN V., PELESIKOTI N., TOMPKINS E., WEBB A. (2014). *Small islands*. In Barros, V.R. et al. (eds.). *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects*. Cambridge University Press, pp. 1613-1654. hal-01090732
- OLOFSSON P., FOODY G. M., STEHMAN S. V., WOODCOCK, C. E. (2013). *Making better use of accuracy data in land change studies: Estimating accuracy and area and quantifying uncertainty using stratified estimation*. *Remote Sensing of Environment*, 129, pp. 122-131. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.10.031>

- PERRY C.T., ALVAREZ-FILIP L., GRAHAM N.A., MUMBY P.J., WILSON S.K., KENCH P.S., MACDONALD C. (2018). *Loss of coral reef growth capacity to track future increases in sea-level*. Nature, 558, pp. 396–400. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0194-z>
- REVOSIMA (2021). *Bulletin de l'activité sismo-volcanique à Mayotte*. Bulletin n°29, avril 2021, Réseau de surveillance Volcanologique et Sismologique de Mayotte, 24 p.
- SAUNDERS M.I., ALBERT, S., ROELFSEMA, C. M., LEON, J. X., WOODROFFE, C. D., PHINN, S. R., MUMBY, P. J. (2016). *Tectonic subsidence provides insight into possible coral reef futures under rapid sea-level rise*. Coral Reefs 35, pp 155–67.
doi: 10.1007/s00338-015-1365-0
- SCOPÉLITIS J, ANDRÉFOUËT S., PHINN S., DONE T., CHABANET P. (2011). *Coral colonisation of a shallow reef flat in response to rising sea level: quantification from 35 years of remote sensing data at Heron Island, Australia*. Coral Reefs 30, pp. 951-965. doi: 10.1007/s00338-011-0774-y
- SHEPPARD C., DIXON D.J., GOURLAY M., SHEPPARD A., PAYET R. (2005). *Coral mortality increases wave energy reaching shore protecting by reef flat: Examples from Seychelles*. Estuarine, coastal and shelf science, 64, pp. 223-234. doi:10.1016/j.ecss.2005.02.016
- SIPPO J.Z., LOVELOCK C.E., SANTOS I.R., SANDERS C.J., MAHER D.T. (2018). *Mangrove mortality in a changing climate: An overview*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 215, pp. 241-249. 10.1016/j.ecss.2018.10.011
- STORLAZZI C. D., ELIAS E., FIELD M. E., PRESTO M. K. (2011). *Numerical modeling of the impact of sea-level rise on fringing coral reef hydrodynamics and sediment transport*. Coral Reefs, 30, pp. 83-96. <https://doi.org/10.1007/s00338-011-0723-9>
- YI S., SUN W., HEKI K., QIAN A. (2015). *An increase in the rate of global mean sea level rise since 2010*, Geophysical Research Letters, 42, pp. 3998–4006. <https://doi.org/10.1002/2015GL063902>

Thème 3 – Instrumentation, mesures, imagerie et télédétection