

Direction des Opérations

Laboratoire Environnement Ressources Provence Azur Corse

Bruno Andral (Coordination)

Octobre 2010 - RST.DOP/LER-PAC/10-16

Caractérisation de l'état de référence biologique des masses d'eau côtières au regard de la directive cadre sur l'eau

Etude pilote - *Rapport final*



Convention n°07/1216865/TF



Caractérisation de l'état de référence biologique des masses d'eau côtières au regard de la directive cadre sur l'eau

Etude pilote - *Rapport final*

Fiche documentaire

Numéro d'identification du rapport : RST.DOP/LER-PAC/10-16 Diffusion : libre : <input checked="" type="checkbox"/> restreinte : <input type="checkbox"/> interdite : <input type="checkbox"/> Validé par : Andral Bruno Adresse électronique : bruno.andral@ifremer.fr		date de publication : Oct. 2010 nombre de pages : 53 bibliographie : Oui illustration(s) : langue du rapport : FR
Titre de l'article : CARACTERISATION DE L'ETAT DE REFERENCE BIOLOGIQUE DES MASSES D'EAU COTIERES AU REGARD DE LA DIRECTIVE CADRE SUR L'EAU		
Contrat n°07/1216865/TF Rapport intermédiaire <input type="checkbox"/> Rapport définitif <input checked="" type="checkbox"/>		
Auteur(s) principal(aux) : Bruno Andral : coordonnateur Jean Louis Gonzalez Pascale Cuet Lionel Bigot Jean Turquet Jean Benoit Nicet	Organisme / Direction / Service, laboratoire Ifremer / LER-PAC Ifremer-BE Université La Réunion Université La Réunion ARVAM PARETO	
Cadre de la recherche : Mise en œuvre de la Directive Cadre Eau à la Réunion		
Destinataire : DIREN Réunion		
Résumé : <p>Les travaux réalisés ont permis d'obtenir des informations pertinentes pour accompagner le programme lié à la mise en œuvre de la DCE en milieu marin, notamment le volet lié à la surveillance du compartiment biologique. Les résultats ont confirmé que la zone récifale devait faire l'objet d'une approche spécifique, compte tenu de la particularité de cet écosystème soumis à des apports en pesticides et surtout en nitrates d'origine aquifère. Des indicateurs permettent de suivre ce type de pression notamment le $\delta^{15}\text{N}$ et le rapport C:N dans des espèces algales devraient être rapidement opérationnels. Les pressions exercées sur le corail peuvent être également suivies grâce notamment à des méthodes d'investigations réalisées sur certaines espèces comme les Acropores branchus. En mer ouverte les communautés benthiques de substrat meuble constituent un bon indicateur à condition de réaliser les campagnes de mesures à des bathymétries supérieures à 20 mètres. Enfin le suivi des paramètres d'appui à la biologie, notamment la chimie ne pourra être réalisé qu'à l'aide d'échantillonneurs passifs ou dans le biote, seuls compartiments dans lesquels les résultats sont significatifs quel que soit le type de côte, avec pour certains contaminants des concentrations supérieures aux Normes de Qualité Environnementales édictées par la DCE.</p>		
Mots-clés : Directive Cadre Eau – état de référence biologique – nitrates, pesticides - Réunion		

sommaire

1.	Introduction	5
2.	Equipes intervenant dans le projet	6
3.	Répartition des tâches	7
4.	Programme, bilan de la mise en oeuvre	8
4.1.	La côte Est	8
4.2.	La côte Ouest	9
5.	Protocoles	11
5.1.	Contamination chimique	11
5.1.1.	POCIS (Polar Organic Chemical Integrative Sampler).....	11
5.1.2.	DGT (Diffusive Gradients in Thin films= gradient diffusif en couche mince).....	11
5.1.3.	SBSE (Stir Bar Sorptive Extraction).....	11
5.1.4.	Mesure dans les sédiments	12
5.1.5.	Mesure dans le biote	12
5.2.	Nutriments	12
5.3.	Macrofaune Endogée	13
5.4.	Recouvrement corallien	13
5.5.	Ecotoxicité	16
6.	Résultats	18
6.1.	Benthos de substrat meuble	18
6.1.1.	Structure globale des communautés	18
6.1.2.	Indices biologiques	20
6.2.	Contaminants chimiques	22
6.2.1.	Sédiments	22
6.2.2.	Matière vivante	25
6.2.3.	Eau	27
6.3.	Ecotoxicologie	28
6.4.	Nutriments	29
6.4.1.	La teneur en nitrates des eaux douces, et le $\delta^{15}\text{N}$ des nitrates	29
6.4.2.	La teneur en nitrates des eaux récifales.....	32
6.4.3.	Le $\delta^{15}\text{N}$ des macro-algues	33
6.4.4.	Le rapport C : N des macro-algues	35
6.5.	Recouvrement corallien	38
6.5.1.	Passé détritique – résultat des quadrats	38
6.5.2.	Travées coralliennes - résultats des transects linéaires	41
7.	Synthèse	48
8.	Conclusion	51
9.	Bibliographie	52

1. Introduction

Dans le contexte de la mise en œuvre de la DCE à la Réunion, il est encore difficile de hiérarchiser l'impact des différentes pressions et pollutions qu'elles soient anthropiques et/ou naturelles sur les écosystèmes marins. Cette caractérisation est cependant indispensable pour mener des actions ciblées et efficaces dans le but de garantir, conformément aux exigences de la DCE, le **bon état** des masses d'eau côtières à l'horizon 2015.

Les suivis des biocénoses marines effectués depuis les années 80 sur les espaces récifaux de la côte Ouest de l'île montrent ainsi que les structures coralliennes sont affectées par un enrichissement « chronique » en sels nutritifs, des apports en pesticides par les bassins versants agricoles. A cet enrichissement il convient d'ajouter les apports liés aux événements exceptionnels et paroxysmiques comme les cyclones, les crues ou encore les fortes houles. Ces événements de courte durée mais très intenses peuvent engendrer le remaniement des sédiments marins, une dessalure des eaux et des transferts importants de matériaux entre les bassins versants et la zone côtière. L'ensemble de ces éléments se traduit par une dégradation des écosystèmes marins et récifaux, avec notamment une diminution de la biodiversité de ces milieux complexes et fragiles présentant un faible pouvoir de résilience (modification des peuplements coralliens, d'oursins, de poissons, développement d'éponges, d'algues molles, ...).

Les objectifs de la présente étude étaient d'une part d'évaluer et hiérarchiser l'impact des pressions liées aux apports de nutriment et de biocides sur l'écosystème littoral et d'autre part d'orienter la mise en œuvre du chantier surveillance prévue par la DCE.

Le présent programme s'est déroulé sous la responsabilité de l'Ifremer en partenariat avec l'ARVAM, l'Université (laboratoire ECOMAR) et le bureau d'étude PARETO, acteurs locaux intervenants sur les thématiques et compartiments suivants : indicateurs biologiques, eau, sédiments, biote. L'Université de Bordeaux et le CEDRE en métropole ont été associés sur le volet chimie.

Plus spécifiquement, les objectifs étaient :

- de mettre en évidence, qualitativement et quantitativement, la présence de certains composés (nutriments, pesticides) sur deux types caractéristiques de bassins versants de la côte Ouest et de la côte Est,
- de réaliser une première évaluation de l'impact de ces apports sur la macrofaune benthique et récifale,
- d'initier la caractérisation des critères du bon état au regard de ces différentes pressions.

2. Equipes intervenant dans le projet

Coordination:

IFREMER B.P.330 Zone Portuaire de Brégaillon, 83507 La Seyne/mer cedex :
B. ANDRAL – Laboratoire "Environnement Ressources Provence Azur Corse" Email :
bandral@ifremer.fr

Collaborations :

ARVAM "Agence pour la Recherche et la Valorisation Marines". C/o CYROI, 2, rue
Maxime Rivière 97490 Sainte Clotilde, La Réunion
J. TURQUET : jean.turquet@arvam.com
H. CAMBERT : harold.cambert@arvam.com

Laboratoire d'Ecologie marine (ECOMAR), Université de la Réunion, B.P. 7151, 97
715 Saint-Denis msg cedex 9, La Réunion, France,
P. CUET : pascale.cuet@univ-reunion.fr
L. BIGOT : lionel.bigot@univ-reunion.fr

PARETO Eco consult, 15, Impasse des Hyménées, 97438 SAINTE-MARIE,
Jean-Benoît NICET, Email : jbnicet.pareto@wanadoo.fr

IFREMER B.P.330 Zone Portuaire de Brégaillon, 83507 La Seyne/mer cedex:
J.L. GONZALEZ - Département "Biogéochimie et Ecotoxicologie" :
gonzalez@ifremer.fr
F. GALGANI, Email : fgalgani@ifremer.fr

CEDRE Service Recherche & Développement, 715 rue Alain Colas / CS 41836,
29218 BREST Cedex 2
J. GUYOMARCH Email: Julien.Guyomarch@cedre.fr

LPTC Laboratoire de "Physico- et Toxicochimie de l'Environnement", Université
Bordeaux 1, 351 cours de la Libération, 33405 Talence
H. BUDZINSKI Email : h.budzinski@ism.u-bordeaux1.fr
N. TAPIE Email: n.tapie@ism.u-bordeaux1.fr

IFREMER Laboratoire "Environnement et Ressources du Languedoc-Roussillon"
Avenue Jean Monnet, BP 171, 34203 SETE cedex.
D. MUNARON Email : Dominique.Munaron@ifremer.fr

3. Répartition des tâches

	IFREMER	ARVAM	ECOMAR	PARETO	LPTC/ CEDRE
Mise en œuvre opérationnelle, coordination des campagnes et logistique	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>			
Participation campagnes		<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	
Conditionnement échantillons, transfert		<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>		
DGT analyses	<input checked="" type="checkbox"/>				
POCIS SBSE analyses					<input checked="" type="checkbox"/>
Contaminants biote et sédiments, analyses	<input checked="" type="checkbox"/>				
Macrofaune endogée analyses			<input checked="" type="checkbox"/>		
Azote dans eau et algue endogée analyses			<input checked="" type="checkbox"/>		
Faune et flore fixé récif				<input checked="" type="checkbox"/>	
Synthèse résultats, rapport final	<input checked="" type="checkbox"/>				

4. Programme, bilan de la mise en oeuvre

L'étude a été réalisée sur deux sites pilotes :

- sur la côte Est, le site de Ste Suzanne. Bassin agricole dominé par la culture de la canne à sucre, où un suivi des apports en pesticides a été réalisé en 2007 dans le cadre du programme chikungunya.
- sur la côte Ouest, le récif de la Saline, zone récifale caractérisée par des apports d'eau douce liés à des résurgences souterraines (pression d'urbanisation forte, associée à une activité agricole en augmentation par le basculement des eaux).

4.1. La côte Est

Le suivi concernait principalement l'évaluation des apports en métaux lourds et en pesticides en étudiant leur distribution dans les sédiments et la colonne d'eau, ainsi que leur impact potentiel sur la faune endogée.

L'étude s'est appuyée sur la mise en œuvre d'échantillonneurs passifs, la mesure dans les sédiments et le biote par l'utilisation de modioles en stations artificielles (cf. protocoles détaillés en § 4). Les sites de prélèvement ont été disposés selon une radiale respectant la notion de champ proche, de champ moyen et de champ lointain pour disposer d'une référence (figure 1).

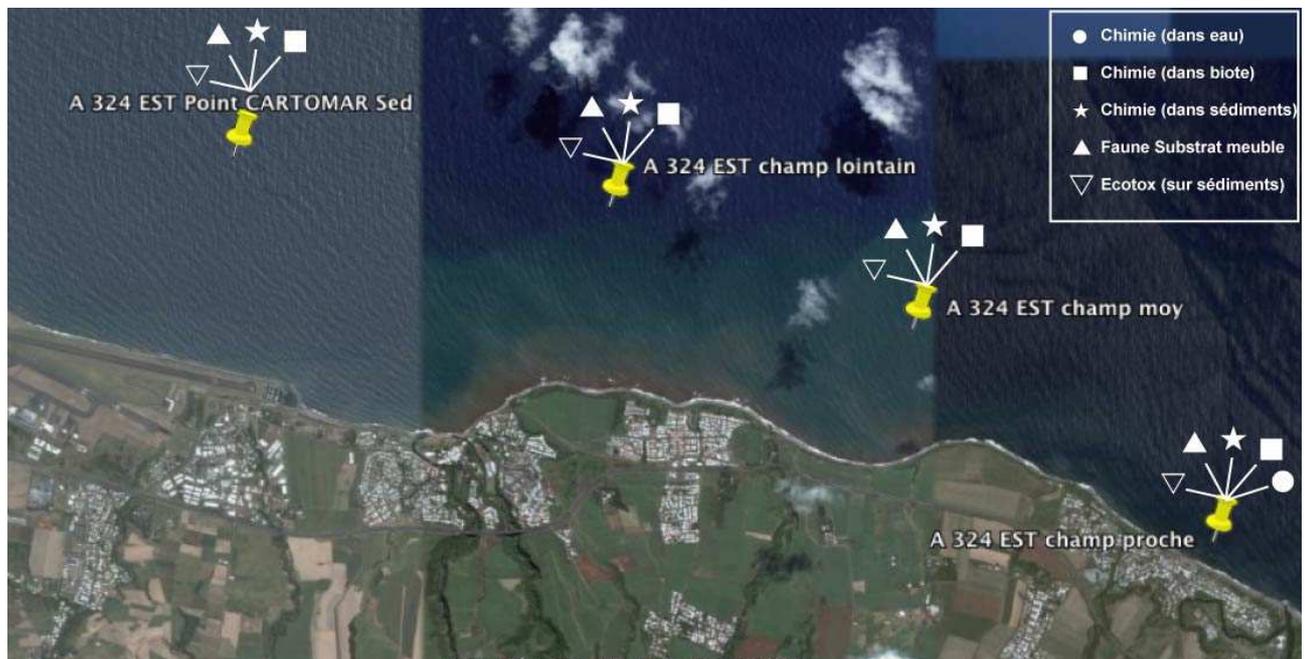


Figure 1 : localisation des stations échantillonnées : côte Est.

Concernant les échantillonneurs passifs, seule la station dans le champ proche a été échantillonnée. Le programme s'est appuyé pour cela sur les résultats de l'étude « Suivi à grande échelle des contaminants de l'annexe 10 et de certaines substances pertinentes de la Directive 76/464 en période sèche et cyclonique » réalisée la même année par l'IFREMER et l'ARVAM pour le compte de la DIREN (Gonzalez *et al.*, 2010). Cette étude permet également de fournir les données complémentaires sur le champ moyen et sur un point de référence.

L'évaluation de l'impact a été réalisée en étudiant l'abondance et la diversité de la faune endogée présente dans le sédiment. Ce travail s'est appuyé sur les résultats de l'étude CARTOMAR, en utilisant pour l'interprétation et la synthèse des résultats les indicateurs retenus dans le cadre de la mise en œuvre de la DCE en métropole, notamment le M-AMBI.

Des prélèvements ont été également réalisés pour étudier l'impact écotoxicologique des sédiments. La méthode utilisée est l'inhibition du développement larvaire d'huître (dans l'attente de méthodes tropicalisées opérationnelles, cf. programme ERICOR mené par l'ARVAM en collaboration avec l'IFREMER et l'IDHESA (Turquet *et al.*, 2010).

4.2. La côte Ouest

Le suivi concernait une zone de résurgence de nappe phréatique pour laquelle on dispose de données concernant les apports en nutriments et de données partielles en pesticides.

Les deux stations du lagon ont été choisies en concertation avec les partenaires en fonction des données existantes.

- Le site de « Nord Trou d'eau » impacté par des résurgences,
- Le site de « Toboggan » choisi comme référence.

La figure 2 présente les stations sur chaque site.

Deux radiales de trois points ont été positionnées en partant de la plage sur une bande de 200 mètres environ avec un point de référence proche du front récifal sur le site de « toboggan ».

Les éléments suivants ont été suivis prioritairement :

- mesure directe dans l'eau en ce qui concerne les nutriments (NO₃) (nappe et lagon) et l'évaluation des rapports isotopiques de l'azote dans certaines espèces de macroalgues, pour la mise en œuvre d'un indicateur d'enrichissement (sur les 7 points lagonaires),
- mesure dans la colonne d'eau à l'aide (i) d'échantillonneurs passifs, (ii) dans le biota (modiole) et (iii) les sédiments en ce qui concerne les éléments chimiques, notamment les pesticides (sur deux points, milieu de radiale).

Les objectifs pour l'étude des rapports isotopiques étaient :

- de rechercher une éventuelle « signature isotopique » de l'azote d'origine terrigène dans les organismes récifaux, plus particulièrement dans les producteurs primaires (macro-algues), à la base de la chaîne alimentaire,
- de tester un outil potentiel de surveillance de la pollution azotée en milieu récifal.

L'évaluation de l'impact a été réalisée en parallèle en étudiant le recouvrement corallien selon la méthode des transects linéaires en mode expert, telle qu'elle est pratiquée par le GCRMN (deux points dans le lagon). Le point de référence correspond à une station déjà suivie par le GIP Réserve Naturelle Marine.

L'abondance et la diversité de la faune endogée ont également été étudiées selon une approche différente par rapport au site de la côte Est, sur le point médian (présence de zones sédimentaires) de chacune des deux radiales. Les stations retenues pour l'étude du macrobenthos ont été TOB 80 et TEAR 80.

Des prélèvements ont été réalisés pour l'évaluation de l'impact écotoxicologique de ces sédiments par la méthode d'inhibition du développement larvaire de l'huître.

Les molécules qui ont été recherchées dans le cadre de cette étude étaient prioritairement les molécules ciblées comme préoccupantes pour l'environnement réunionnais, notamment celles identifiées dans le cadre du programme Chikungunya et CARTOMAR.



Figure 2 : localisation des stations échantillonnées – côte Ouest

5. Protocoles

5.1. Contamination chimique

5.1.1. POCIS (Polar Organic Chemical Integrative Sampler)

Les POCIS ont été conçus pour l'échantillonnage intégratif des composés organiques hydrophiles ($\log K_{ow} < 3$). Ils permettent de détecter leur présence (analyse qualitative) et permettent, après "calibration" en laboratoire et quand les limites de détection le permettent, d'évaluer une concentration moyenne "intégrée" sur le temps d'exposition qui peut varier de 1 à 4 semaines (analyse quantitative).

Ces échantillonneurs sont constitués d'une phase solide adsorbante (phase polymérique HLB : copolymère de divinylbenzène et n-pyrrolidone) qui piège de nombreuses familles de composés polaires ($\log K_{ow} < 3$). La phase adsorbante est placée entre deux membranes semi perméables en polyéthersulfone.

5.1.2. DGT (Diffusive Gradients in Thin films= gradient diffusif en couche mince)

Ces échantillonneurs ont été développés par l'Université de Lancaster en collaboration avec l'Agence de l'Environnement du Royaume Uni. Leur utilisation en routine pour Cd, Cu, Pb, Ni et Zn a fait l'objet d'une accréditation (ISO17025) par le service des accréditations du Royaume Uni (UKAS).

Les DGT sont des dispositifs très simples à mettre en œuvre. Ils accumulent (sur une résine Chelex100) les cations métalliques dissous les plus "labiles" (ions hydratés, complexes minéraux, « petits » complexes organiques) en fonction de leur concentration dans le milieu et du temps d'immersion.

5.1.3. SBSE (Stir Bar Sorptive Extraction)

Cette technique est basée sur l'extraction par sorption des molécules hydrophobes dissoutes sur un polymère, le polydiméthylsiloxane (PDMS). Ce polymère d'épaisseur 0,5 à 1 mm (en fonction des applications) recouvre un barreau d'agitation aimanté (« twister ») de 20 mm de long plongé dans l'échantillon d'eau à analyser. Après la phase d'extraction (en batch) qui dure quelques heures dans un volume d'échantillon de l'ordre de 100 ml (conditions définies pour les HAP en milieu marin). Après la phase d'extraction/concentration, l'analyse des composés est faite "en direct" à partir du barreau, par thermo-désorption et analyse par GC-MS.

5.1.4. Mesure dans les sédiments

Les échantillons ont été prélevés à l'aide d'une benne Van Veen sur la côte Est à partir d'un bateau de pêche. En lagon, les prélèvements ont été réalisés manuellement en PMT (Palme, masque, tuba), à l'aide d'une suceuse à air lift.

Le matériel destiné à la mesure de la granulométrie est prélevé dans la partie la plus périphérique de chaque échantillon. Le matériel destiné à l'analyse des métaux est prélevé à l'aide d'une spatule en polyéthylène dans la partie centrale des mêmes niveaux et stocké dans des piluliers en polystyrène préalablement lavés à l'acide. Enfin, la partie intermédiaire est prélevée à l'aide d'une spatule en inox pour l'analyse des contaminants organiques et stockée dans des barquettes en aluminium préalablement calcinées à 450°C pendant huit heures.

Les échantillons destinés aux analyses chimiques sont congelés puis lyophilisés au laboratoire. Les échantillons destinés à l'étude de la granulométrie sont stockés à 4°C dans des piluliers de polystyrène. La mesure est réalisée à l'aide d'un granulomètre laser.

Les mesures chimiques sont effectuées dans le sédiment tamisé à 2 mm afin d'éliminer les plus gros éléments pouvant introduire une hétérogénéité dans les résultats.

5.1.5. Mesure dans le biote

Des échantillons de modioles originaires d'un site non contaminé ont été transplantés sur les stations retenues pendant une période de deux mois. La technique est celle utilisée dans le cadre de l'étude confiée par la DIREN à l'ARVAM en partenariat avec l'IFREMER visant au développement d'un réseau de suivi de la contamination chimique à l'aide de modioles transplantées. Les résultats en cours de synthèse ont montré la faisabilité technique de la méthode.

Sur chaque station les mesures ont été réalisées selon des procédures standardisées.

- la mortalité des lots a été estimée sur les poches par comptage des individus vivants et des coquilles vides,
- la mesure des indices de condition en fonction du poids de chair sèche et du poids de la coquille,
- 100 individus ont été écoquillés de façon aléatoire (pas de sélection par la taille) jusqu'à remplir 3 piluliers selon les procédures préconisées par le ROCCH et le RINBIO en métropole. Après conservation à - 20 ° C l'ensemble des piluliers a été lyophilisé, puis transmis au Laboratoire de Rouen pour analyse.

5.2. Nutriments

Les prélèvements et conditionnement ont été effectués sur place.

Pour les nitrates dans l'eau, une attention particulière a été portée sur le conditionnement pour le transfert des échantillons en métropole, à savoir une pasteurisation des flacons destinés à l'analyse de l'azote, conformément aux recommandations d'Aminot et Kérouel (2004). Les méthodes d'analyses suivent la norme NF EN ISO 13395 modifiée Aminot et Kerrouel (2007).

Pour les macro-algues, les échantillons débarrassés de leurs épiphytes ont été lyophilisés (24 heures), puis broyés dans un mortier de porcelaine, et expédiés au Stable Isotope/Soil Biology Laboratory de l'Université de Georgie, Institut d'Ecologie, Athens (USA), où leur contenu en azote, ainsi que leur $\delta^{15}\text{N}$ ont été analysés. Les protocoles expérimentaux utilisés sont décrits sur le site Web de ce laboratoire (<http://www.uga.edu/~sisbl>).

5.3. Macrofaune Endogée

Sur la côte Est, les prélèvements faunistiques ont été effectués à l'aide d'une benne de type Van Veen, sur une surface unitaire d'échantillonnage de 0,1 m². Chaque station échantillonnée comportait un minimum de 3 à 5 réplicats comparables.

Sur les stations de la côte Ouest, il a été nécessaire d'adapter la méthodologie précédente aux caractéristiques du site d'étude (milieu récifal, faible profondeur). Les prélèvements ont été effectués à l'aide d'une suceuse à air lift sur une surface équivalente de 0,1 m². Cinq réplicats ont été effectués sur chaque station.

Par la suite, les prélèvements de sédiments et de faune associée ont fait l'objet d'une dilution à l'eau de mer suivie d'une élutriation/floculation, avant d'être tamisés sur une maille de 1 mm. Les refus collectés ont été fixés à l'aide d'un mélange d'eau de mer et de formaldéhyde à 5 %, dans un flaconnage adéquat. Une fois trié, les analyses systématiques ont été ensuite effectuées en laboratoire à l'aide d'une loupe binoculaire, et d'un microscope.

La détermination systématique est effectuée à l'aide de clés taxonomiques se référant aux différents groupes biologiques répertoriés. La détermination des biomasses taxonomiques est réalisée après séchage des échantillons (100° C, 24h), par la méthode standardisée de calcination (5 h, 450° C).

5.4. Recouvrement corallien

Afin de comparer plusieurs méthodes et de mettre en évidence les plus efficaces selon les objectifs retenus (estimation de la couverture des algues dressées et estimation de la couverture en turf, de la vitalité et des peuplements coralliens), deux méthodes ont été mises en place : la méthode des quadrats (pour les passées détritiques) et la méthode des transects linéaires (pour les travées coralliennes).

5.4.1. Méthode des quadrats

Sur chaque station, 7 quadrats d'1 m² ont été échantillonnés. Pour chacun des quadrats, le substrat et la faune et flore benthiques sessiles ont été échantillonnés de la manière suivante :

- ✓ Pour le substrat : estimation visuelle (à partir des photographies) de la part du sable et des débris coralliens (pas de substrat corallien dur -dalle- apparent sur les quadrats échantillonnés) ;
- ✓ Pour la flore et faune benthique :
 - Sur les débris coralliens : estimation visuelle (à partir des photographies) de la part de turf (assemblages algaux d'une hauteur inférieure à 2 cm) et d'algues calcaires ;
 - Pour les algues dressées et les éponges : elles ont été détourées à l'aide du logiciel CPCE¹©. Ainsi la couverture (en % de chaque quadrat) a pu être calculée (figure 3).

Ces quadrats ont été réalisés entre les travées coralliennes sur le substrat meuble (sable et débris corallien décimétriques).

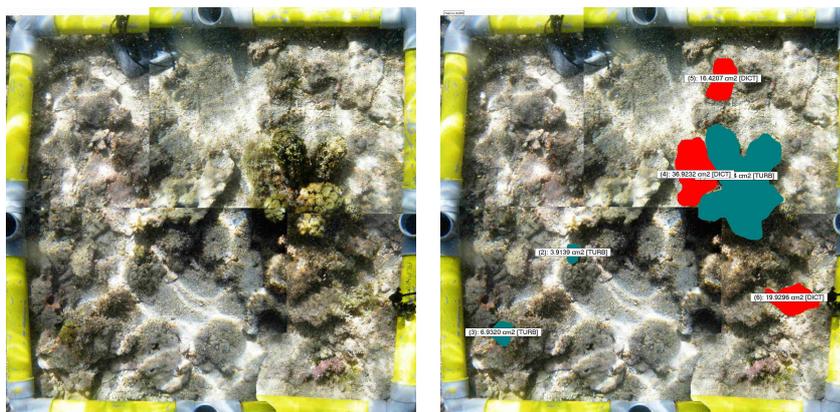


Figure 3 : Exemple (station Trou d'eau 80 m) de détourage sous CPCE des algues dressées pour le calcul de leur superficie (en rouge *Dictyota* sp. et en vert *Turbinaria* sp.)

5.4.2. Méthode des transects linéaires

Afin de compléter le travail effectué sur les passées détritiques, des transects linéaires parallèles à la plage ont été réalisés de façon à couper les travées coralliennes. Pour chacune des stations situées à 80 m et 120 m de la plage, 1 transect de 60 m a été réalisé selon la méthode GCRMN (Conand et al., 1997) légèrement modifiée pour répondre le plus pertinemment possible aux objectifs de l'étude.

¹ CPCE : Coral Point Count with Excel extensions (Kolher et Gill, 2006). Logiciel permettant le détourage du benthos et le calcul de superficie à partir de photographie orthogonale.

Les paramètres mesurés (tableau 1) sont ceux figurants dans le logiciel CoReMo3 (www.coremo3.com). Ainsi sont pris en compte la couverture corallienne et les formes des colonies, le substrat et la couverture algale. D'autres organismes (éponges, échinodermes,...) peuvent également être échantillonnés.

Ces paramètres sont pertinents pour quantifier l'évolution temporelle d'une station. Toutefois, du fait de la configuration des stations, à savoir des travées coralliennes d'Acropores branchus (plus ou moins vivants) séparées par des passées détritiques, la comparaison inter-station s'avère délicate. En effet, la couverture corallienne dépendra en grande partie du placement du transect et de l'interception, ou non, de travées corallienne plus ou moins vivantes.

Ainsi d'autres paramètres indépendants de la part des travées coralliennes vivantes par rapport aux passées détritiques ont été pris en compte. Il s'agit de variables permettant de quantifier l'état de santé des colonies coralliennes d'Acropores branchus :

- ✓ Acropore branchu vivant avec les bases des branches mortes et recouvertes de « gazon algal à Stegastes », de turf ou d'algues calcaires (photo 1) ;
- ✓ Acropore branchu récemment mort (photo 1), encore sur pied, recouvert de turf, d'algue calcaire, de « gazon algal à Stegastes », de *Dictyota sp.* ou de *Turbinaria sp.* ;
- ✓ Acropore branchu vivant et en bonne santé (photo 2).

PARAMETRES ECHANTILLONNES	CATEGORIES
Acropore Branchu	CORAIL
Acropore Digité	
Acropore Encroûtant	
Acropore Submassif	
Acropore Tabulaire	
Corail Branchu	
Corail Encroûtant	
Corail Foliacé	
Corail Massif	
Corail Submassif	
Corail champignon	
Héliopore	
Millépore	
Tubipore	
Corail Mou	
Algue Calcaire	ALGUE
Algue dressée molle	
Algue dressée dure	
Turf Algal	
Corail Mort	ABIOTIQUE
Dalle/Roche	
Débris	
Sable	
Vase	
Eponge	AUTRE
Zoanthaire	
Autre	

Tableau 1 : liste des paramètres mesurés avec la méthode du GCRMN, et bancarisés sous Coremo3.



Photo 1 : Colonies d'Acropores branchus présentant quelques branches vivantes avec leurs bases nécrosées et recouvertes de gazon algal et de nombreuses branches mortes recouvert de gazon algal



Photo 2 : Colonies d'Acropores branchus présentant un bon état de santé avec l'ensemble des branches dépourvues de nécroses

5.5. Ecotoxicité

Pour les essais écotoxicologiques, les conditions de prélèvement des sédiments sont identiques à celle utilisées pour la chimie. Le centimètre supérieur du sédiment est conservé et congelé pour réaliser les bioessais en laboratoire.

60 g de chaque échantillon est mélangé avec 240 ml d'eau de référence filtrée, et agité pendant 8 h avant 8 h de décantation. Les surnageants (éluviats) sont récupérés. Des microplaques de cultures stériles IWAKI à puits de 3 ml sont remplies avec le surnageant. L'eau de mer filtrée sert à remplir les cuves des témoins (0 %).

Quand la fécondation est effective, la concentration en œufs est déterminée et le volume nécessaire pour obtenir 300 larves est calculé. 300 larves sont alors introduites dans chaque cuve et les plaques sont mises en développement dans une enceinte thermorégulée à 23C + ou - 1°C pendant 24 h. Après incubation, les larves sont fixées au formaldéhyde 40%. Celles-ci décantent et le comptage sous microscope de 100 larves (comptage aléatoire sur les 300 inoculées) par cuve permet d'en tirer le taux d'anomalies. La toxicité est évaluée en déterminant le pourcentage de « larves D » anormales après incubation des oeufs fécondés dans les milieux à tester (24 heures à 24±1°C pour l'huître ; 48 heures à 20±1°C pour la moule). Une larve est normale lorsque sa coquille a la forme régulière d'un D et qu'elle peut contenir l'animal entier lors de la fermeture des valves.

Les résultats sont exprimés en **Pourcentage Net d'Anomalie (PNA)** selon la formule de Abott, afin de permettre la comparaison entre les différentes séries de bioessais.

$$\text{PNA} = \frac{\% \text{ larves anormales dans essai} - \% \text{ larves anormales dans témoin}}{100 - \% \text{ larves anormales dans témoin}} \times 100$$

6. Résultats

6.1. Benthos de substrat meuble

6.1.1. Structure globale des communautés

L'analyse des communautés de faune endogée a permis de recenser 90 espèces sur les différentes stations échantillonnées sur les deux bassins versants (BV) (figure 4). Les résultats sont très contrastés d'un BV à l'autre en raison de la nature et de la structure même des deux masses d'eau considérées et de leurs habitats :

- le BV Est correspond à une masse d'eau côtière se référant à une zone marine de milieu marin sédimentaire de type subtidal ;
- le BV Ouest correspond à une masse d'eau côtière récifale totalement spécifique et unique dans le contexte de l'application de la DCE en milieu tropical.

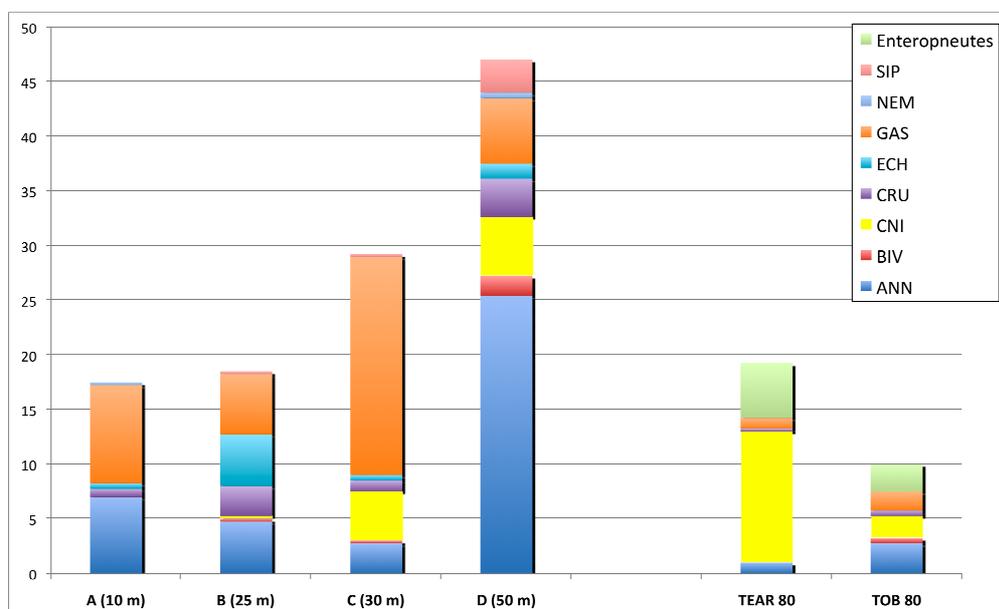


Figure 4 : Répartition taxonomique des communautés en abondance (ind. / 0,1 m²).

L'analyse met en évidence un gradient bathymétrique net sur le BV Est des zones peu profondes caractérisées par une faible abondance et diversité (150 ind. m⁻²), vers les zones plus profondes plus riches et diversifiées (460 ind.m⁻²). Ce résultat est à mettre en relation directe avec le facteur de stabilité du milieu sédimentaire qui caractérise le milieu marin dans l'Est de l'île dès -30 m de profondeur. Il constitue « un seuil » à partir duquel le milieu benthique est caractérisé par une relative stabilité des composantes d'habitat de substrat meuble qui est alors propice à l'établissement d'une communauté plus structurée. De plus la disponibilité en éléments nutritifs provenant des horizons sus-jacents est plus importante à ces profondeurs.

A l'inverse les horizons supérieurs (< à 20 m) sont soumis à des remaniements sédimentaires importants et récurrents (houles, cyclones) qui ne favorisent pas l'établissement de communautés endogées « pérennes » mais favorisent la présence d'espèces très mobiles et spécifiques telles que des organismes carnivores / chasseurs ou nécrophages (Annélides, Polychètes, Crustacés). La faible disponibilité en ressources alimentaires dans les horizons supérieurs (MOT < à 2 %) explique aussi en partie cette sélection faunistique.

Ces résultats sont confirmés par l'analyse des biomasses (figure 5) qui renforce cet état de fait (gradient bathymétrique), et montrent la prédominance de groupes taxonomiques spécifiques abondants caractérisés par des biomasses importantes à partir de -30 m de profondeur. Ce sont essentiellement des Cnidaires solitaires (*Heterocyathus aequicostatus*) et des Echinodermes (oursins irréguliers - *Lovenia elongata*, *Maretia planulata*).

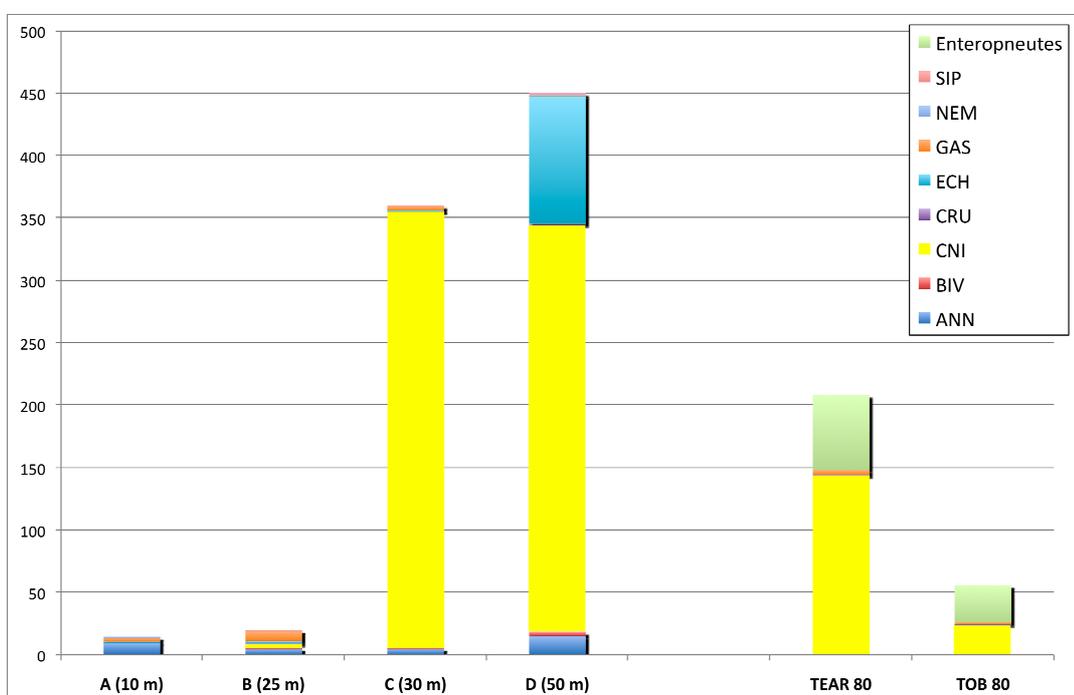


Figure 5 : Répartition taxonomique des communautés en biomasse (exprimé en mg / 0,1 m²).

A l'inverse, l'analyse taxonomique effectuée sur le BV Ouest, sur deux stations de la zone récifale d'arrière récif montre un résultat totalement différent. Les communautés sont caractérisées par des groupes taxonomiques différents et dominés par les Entéropeustes (Balanoglosses) et les Cnidaires (Actiniaires solitaires).

La richesse spécifique et les densités faunistiques sont anormalement faibles (100 à 180 ind.m⁻²) sur ces stations, en comparaison de ce qui a pu être mesuré sur des stations assez proches (zone d'arrière récif de Petit Trou d'Eau) en 2008 (densité > à 350 ind.m⁻²). Ce constat est particulièrement net pour la station TOB 80.

Aucune interprétation cohérente ne peut être proposée sur la base de ces résultats préliminaires **qui nécessitent d'être approfondi** (artéfact ?, situation exceptionnelle ?, ..) et comparés à d'autres valeurs existantes sur des zones récifales avoisinantes.

6.1.2. Indices biologiques

Une seconde approche a été menée sur le jeu de données précédent afin de calculer des indices biotiques fréquemment utilisés en zone tempérée dans le cadre de la DCE (AMBI, M-AMBI).

Les indices AMBI et M-AMBI adaptés au contexte de La Réunion (Bigot et *al.* 2006), ont donc été calculés pour les différents répliquats et stations des deux bassins versants Est et Ouest.

Les résultats obtenus sur le BV Est (figure 6) montrent que la majeure partie des espèces considérées se répartit dans les groupes trophiques I et II. Ces espèces sont généralement associées à des environnements ne présentant pas de perturbation importante en terme de charge organique du milieu sédimentaire (bleu, vert). En conséquence, le calcul de l'indice AMBI sur ces différents répliquats varie de 1 à 2 en moyenne.

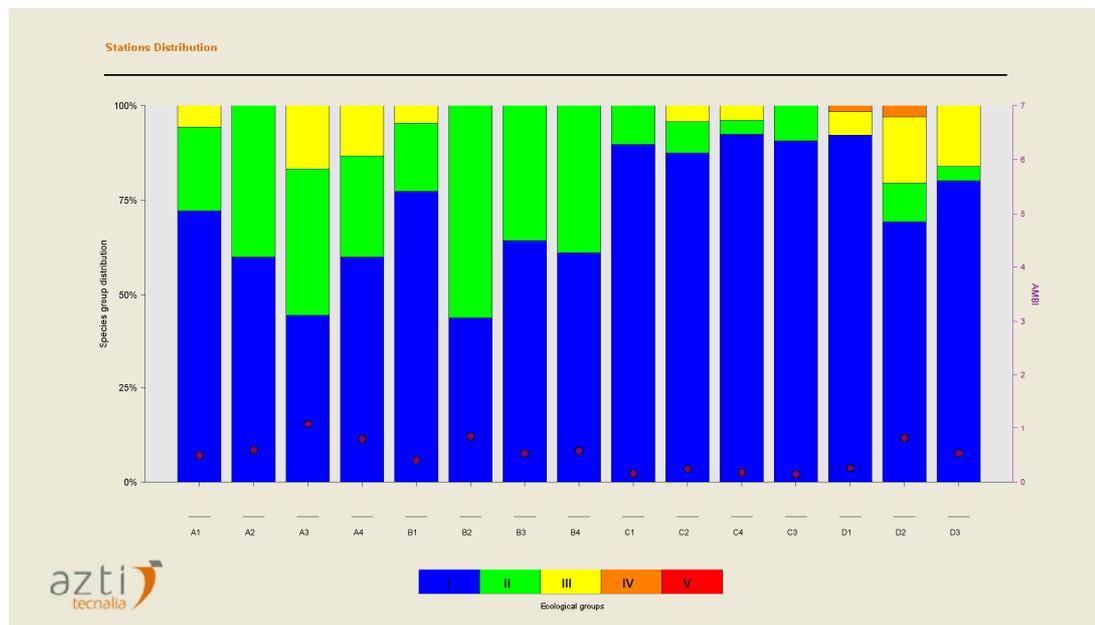


Figure 6 : Contribution des différents groupes trophiques (I à V) au sein de la communauté benthique et calcul de l'indice AMBI associé sur le BV Est

Le calcul de l'indice AMBI Réunion sur les différentes stations du BV Est (figure 7) met ainsi en évidence une appartenance à des environnements marins littoraux qualifiés de « pas perturbé » (stations A, B, C) à « peu perturbé » (station D) au sens de l'état des masses d'eaux de la DCE.

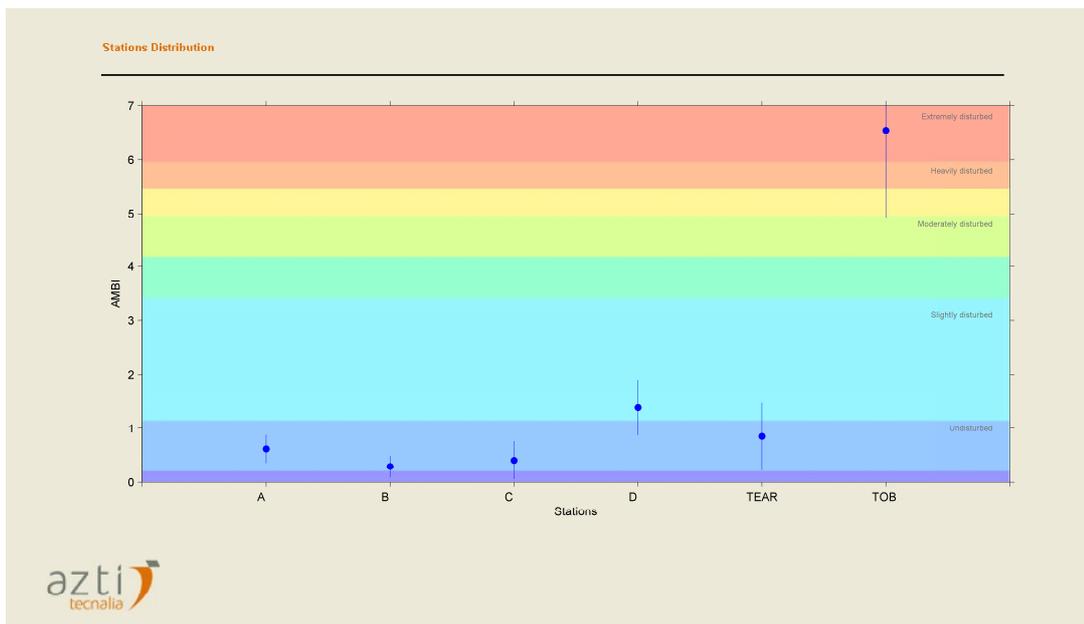


Figure 7 : Indices AMBI Réunion et qualité des masses d'eaux au regard de la DCE sur les stations de référence du BV Est (stations A à D) et les deux stations récifales (TEAR, TOB).

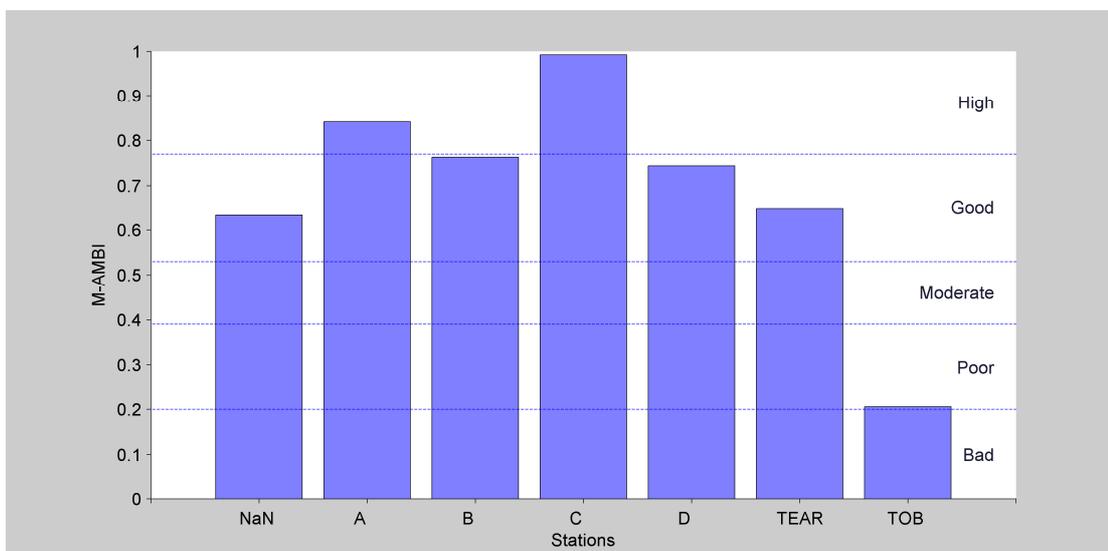


Figure 8: Indices « M-AMBI Réunion » et qualité des masses d'eaux associées au regard de la DCE sur les stations du BV Est et les deux stations récifales du BV Ouest.

Les résultats du calcul de l'indice M-AMBI (figure 8) basés sur une analyse statistique multi dimensionnelle (Richesse spécifique, diversité H', AMBI) confirment les tendances précédentes observées avec l'AMBI seul et « les amplifient » en terme de qualité de la masse d'eau. Les stations du BV Est sont représentatives d'environnements littoraux qualifiés de « bon » à « très bon » du point de vue de la DCE. Ce résultat est en

adéquation avec le calcul d'indices effectué en 1996 sur des stations de référence situées dans des environnements identiques et à bathymétries comparables (Bigot *et al.*, 2008).

En revanche, les calculs de l'indice AMBI Réunion sur les deux stations récifales du BV Ouest (figure 6) ne sont pas homogènes :

- la station TEAR semble présenter une communauté « standard » en terme de qualité de la ME,
- la station TOB 80 se caractérise par un indice AMBI très élevé synonyme d'une forte perturbation du milieu.

Ces résultats sont assez contradictoires pour deux stations appartenant à priori à des environnements récifaux assez comparables d'un point de vue géomorphologique. Ils soulignent l'existence d'une situation atypique et de la difficulté d'application systématique de l'indice AMBI (même adapté au contexte de La Réunion), lorsque la richesse spécifique et l'abondance des communautés macrobenthique et faible à très faible.

Ces résultats sont plus le reflet des limites possibles du calcul de l'indice AMBI en terme méthodologique, comme cela est souligné par les concepteurs de cet indice en zone Européenne (voir Borja *et al.*, 2005), plutôt que le reflet d'une réalité écologique.

De plus, le faible nombre de station étudié en zone récifale, connue de surcroît pour être un milieu assez instable d'un point de vue sédimentaire et fluctuant, constitue un élément de plus qui ne permet pas de juger de l'efficacité réelle de l'AMBI ou du M-AMBI à ce niveau de la réflexion.

6.2. Contaminants chimiques

6.2.1. Sédiments

Les résultats obtenus sur les sites de Sainte-Suzanne, Trou d'Eau et Toboggan ont été comparés aux résultats de la campagne CARTOMAR réalisée en 2008.

En ce qui concerne la nature des sédiments, quelque soit le site, on remarque nettement que les sédiments du littoral réunionnais sont dans leur ensemble grossiers, que ce soit sur le récif et en mer ouverte où les pourcentages de particules fines (<63 μm) sont inférieurs à 3 %, quelle que soit la profondeur (figure 9). Les sédiments prélevés lors des campagnes CARTOMAR à des profondeurs bien plus importantes témoignent également de ce phénomène avec des maximums inférieurs à 20 %.

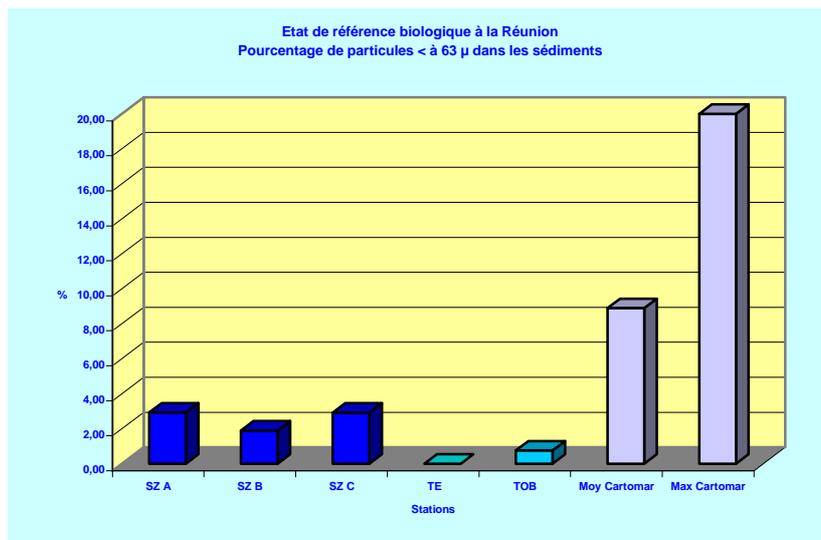


Figure 9 : pourcentage de particules inférieures à 63 µm

Cette particularité des sédiments réunionnais liée à un pourcentage en carbone organique particulaire très faible de l'ordre de 0,3 % (figure 10) témoigne d'un très faible potentiel d'adsorption des contaminants chimiques. La matrice sédimentaire n'est donc pas adaptée au suivi des contaminants chimiques à La Réunion.

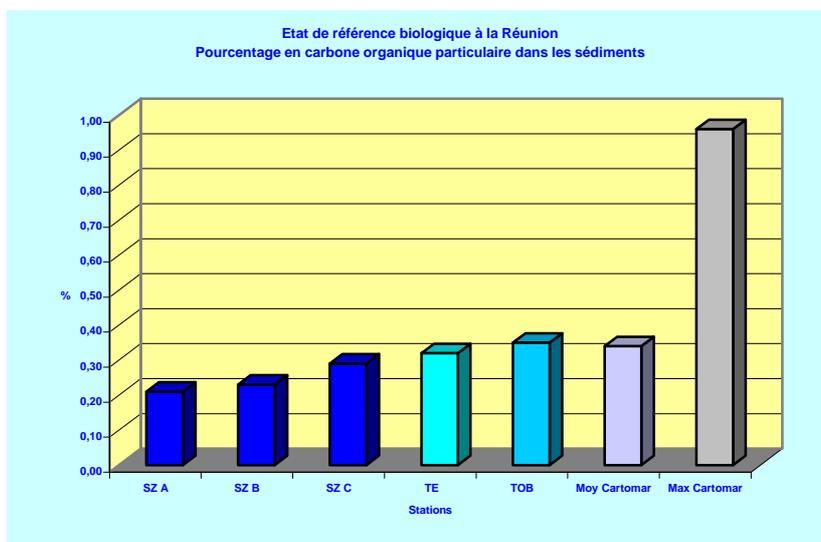


Figure 10 : pourcentage en carbone organique particulaire dans les sédiments

Compte tenu de cette particularité, les résultats de contamination chimique obtenus sur ces échantillons sédimentaires ne témoignent pas de pics de contamination avérés pour la majorité des métaux lourds et des molécules organiques analysés. Seuls des niveaux élevés en nickel, chrome, cobalt, vanadium ont été trouvés en mer ouverte à Sainte-Suzanne, mais ils sont liés au bruit de fond géochimique pour ces métaux particulièrement élevé à la Réunion de part la nature volcanique du socle (figure 11).

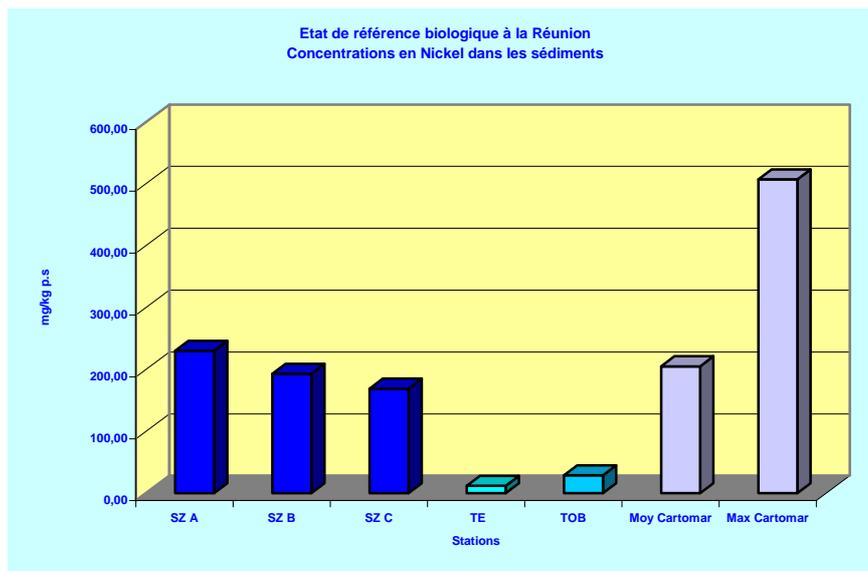


Figure 11 : concentration en nickel dans les sédiments

En ce qui concerne les contaminants organiques les résultats ne présentent pas de pics significatifs, que ce soit pour les pesticides organochlorés, les PCBs et les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques, à l'exception du Naphtalène (figure 12) qui présente des concentrations élevées quel que soit le site. Cette particularité est également liée au volcanisme actif de l'île et ne témoigne pas d'une contamination du milieu par des apports anthropiques d'hydrocarbures.

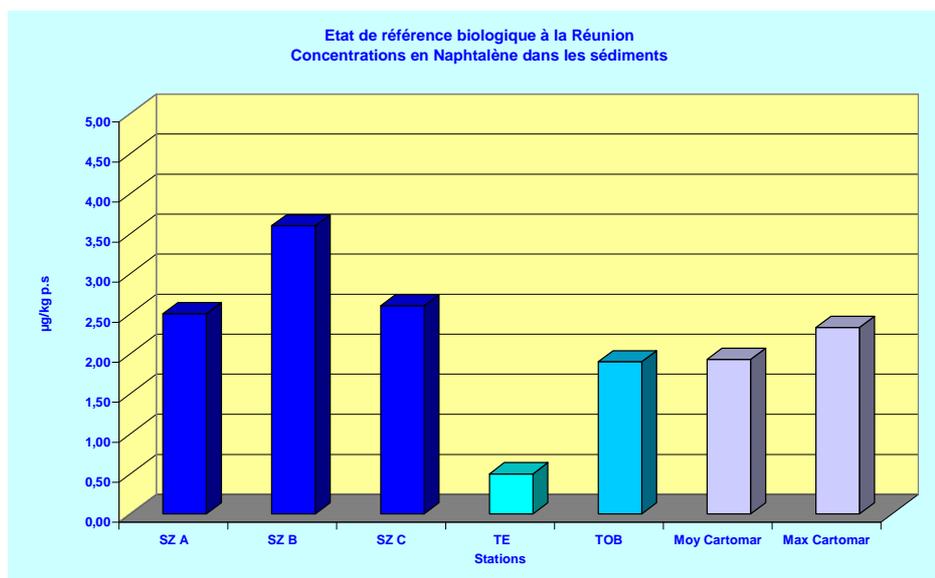


Figure 12 : concentration en naphtalène dans les sédiments

6.2.2. Matière vivante

Les résultats ont été comparés aux niveaux mesurés tout autour de l'île à l'occasion de la première campagne de cagging réalisée en 2007 avec des modioles par l'ARVAM, en partenariat avec l'Ifremer (Cambert et *al.*, 2009).

Les résultats obtenus à l'occasion de cette étude montre comme en 2007 et comme pour le sédiment un bruit de fond élevé pour certains métaux lourds, en particulier le Nickel (figure 13) et pour le Naphtalène (figure 14) en relation avec la nature biogéochimique du sous sol réunionnais et par l'activité du volcanisme.

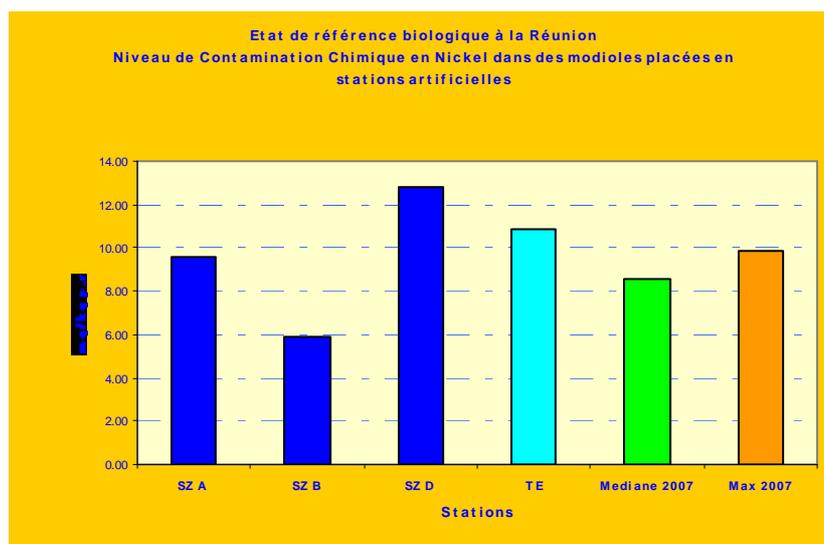


Figure 13 : Concentration en Nickel dans les modioles placées en stations artificielles

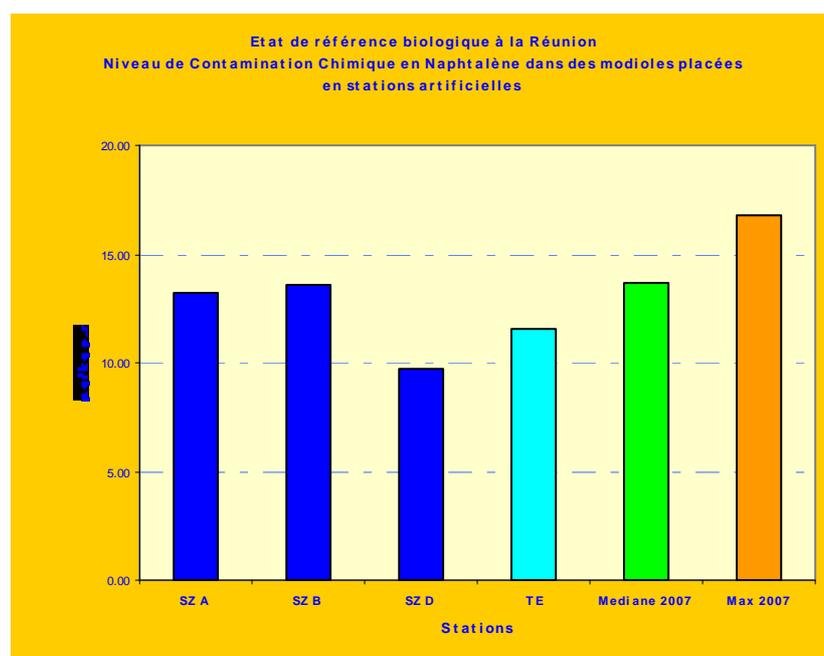


Figure 14 : concentration en Naphtalène dans les modioles placées en stations artificielles

En ce qui concerne des contaminants particuliers, l'étude n'a montré que des niveaux plus élevés sur le site de Sainte-Suzanne pour une famille de détergent et un pesticide organochloré, le DDT.

Pour le 4-para-nonylphénol une concentration plus de 300 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de poids sec a été retrouvée à la station la plus proche de l'embouchure de la Rivière Sainte-Suzanne (figure 15). Les niveaux redescendent à la limite de détection analytique pour ce composé dès qu'on s'éloigne de la côte, en raison du caractère dispersif du site lié à la profondeur et à l'hydrodynamisme.

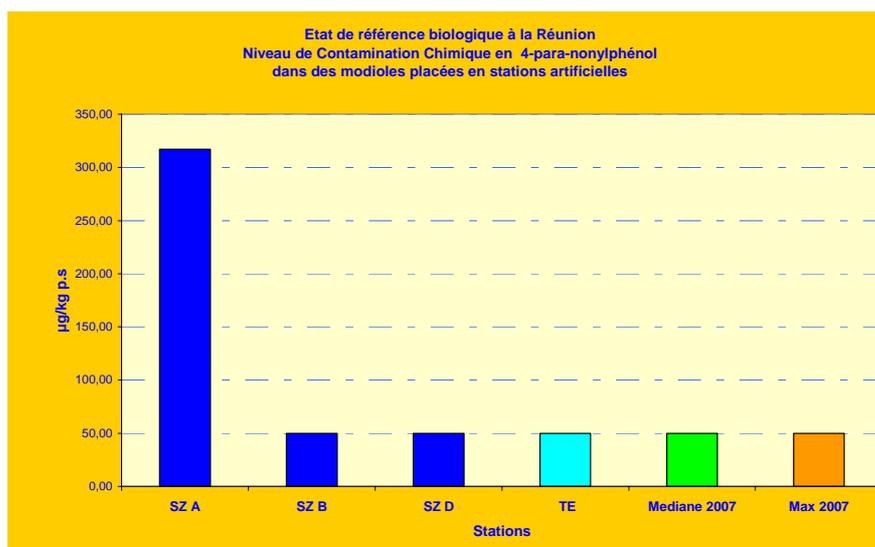


Figure 15 : concentration en 4-para-nonylphénol dans les modioles placées en stations artificielles

Pour le DDT insecticide organochloré dont l'usage est interdit en Métropole depuis 1972, on remarque un pic aux stations A et D de Sainte-Suzanne (figure 16). Les niveaux mesurés (7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ps) ne témoignent pas d'une contamination avérée par le DDT du site de Sainte-Suzanne, mais montre qu'il existe encore des pratiques utilisant du DDT sur ce bassin versant.

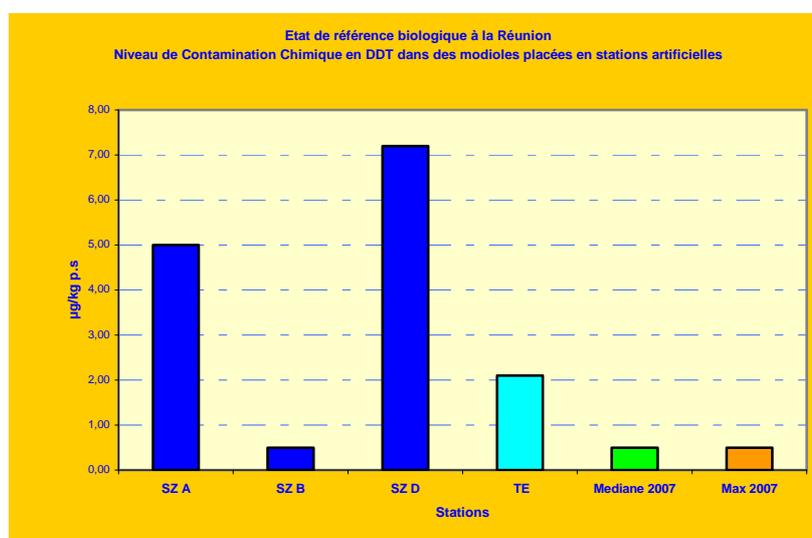


Figure 16 : concentration en DDT dans les modioles placées en stations artificielles

6.2.3. Eau

Les résultats obtenus dans l'eau par la technique des échantillonneurs passifs sont extraits des travaux réalisés sur l'ensemble des côtes de la Réunion à la même période dans le cadre du projet « PEPS La Réunion ». Les résultats de ce travail sont consultables dans le rapport final de la convention IFREMER/DIREN La Réunion RST/DOP/LER-PAC /09-11 (Gonzalez *et al.*, 2010).

Métaux lourds

Les concentrations mesurées dans les DGT ne présentent pas de niveaux particulièrement élevés et sont comparables aux concentrations mesurées dans la plupart des sites de cette étude, à l'exception des concentrations mesurées dans les stations placées dans des enceintes portuaires.

Contaminants organiques hydrophobes

Les mesures réalisées grâce à la technique des SBSE (HAP, PCB, pesticides organochlorés) ne présentent pas de niveaux particulièrement élevés dans le champ proche des sites de Sainte-Suzanne, Trou d'Eau et Toboggan, à l'exception de certains pesticides organochlorés.

Ainsi en période humide les concentrations mesurées en endosulfan, metolachlore et les isomères bêta et gamma du Hexachlorobenzène (HCB) atteignent des concentrations relativement importantes car elles dépassent les NQE Eau édictées par la Directive Cadre Eau pour l'endosulfan et la somme des isomères de l'HCB, que ce soit en lagon ou dans le champ proche de Sainte-Suzanne (tableau 2).

	Sainte Suzanne	Tobogan	Trou d'eau
Alpha-BHC	46	ND	ND
Beta + Gamma-BHC	168	123	217
Delta-BHC	37	ND	37
Aldrine	ND	ND	ND
Endosulfan	6,2	6	2,5
Isodrine	ND	ND	ND
Dieldrine	ND	ND	ND
Endrine	ND	ND	ND
Alachlore	ND	ND	ND
Atrazine	ND	ND	ND
Metolachlore	16	2,1	4,8
Metazachlore	ND	ND	ND
Endosulfan sulfate	ND	ND	ND
2,4'-DDE	ND	ND	ND
4,4'-DDE	ND	ND	ND
2,4'-DDD	ND	ND	ND
4,4'-DDD	ND	ND	ND
2,4'-DDT	ND	ND	1,4
4,4'-DDT	ND	ND	ND

Tableau 2 : concentrations en ng/l de pesticides mesurés dans l'eau grâce à la technique des SBSE (ND = non détecté)

Contaminants organiques hydrophiles

Sur les 57 molécules de pesticides recherchées seules 8 molécules ont été retrouvées sur l'ensemble des côtes de La Réunion. Dans le champ proche des stations échantillonnées dans le cadre de cette étude, seules l'Atrazine (Sainte-Suzanne, Toboggan), le Diuron (Sainte-Suzanne) et l'Irgarol (Sainte-Suzanne, Trou d'Eau et Toboggan) ont été détectées mais à des concentrations très faibles.

En ce qui concerne les alkylphénols ils ont également été détectés sur toutes les stations mais sans dépasser la concentration de 50 ng/l ce qui reste un niveau très faible si on le compare à la concentration de près de 400 ng/l retrouvées dans le Port de Saint Gille, à l'occasion de la campagne réalisée à l'échelle de toute l'île de la Réunion.

6.3. Ecotoxicologie

Dans l'attente de méthodes écotoxicologiques tropicalisées opérationnelles (le programme ERICOR s'est finalisé en parallèle à cette étude, Turquet et *al.*, 2010), des prélèvements ont été réalisés pour étudier l'impact écotoxicologique des sédiments sur le développement larvaire d'huître.

Les résultats obtenus sont présentés sur la figure 17.

Globalement quelle que soit le site le pourcentage d'anomalie larvaire n'a jamais dépassé 20 % ce qui ne témoigne pas d'un potentiel écotoxique important des sédiments prélevés.

Sur le site de Sainte-Suzanne on remarque cependant un gradient très net entre la station située dans le champ proche de la Rivière et celle placée dans le champ lointain. Ce résultat témoigne bien du caractère plus dégradé de la nature des sédiments dans le champ proche du rejet.

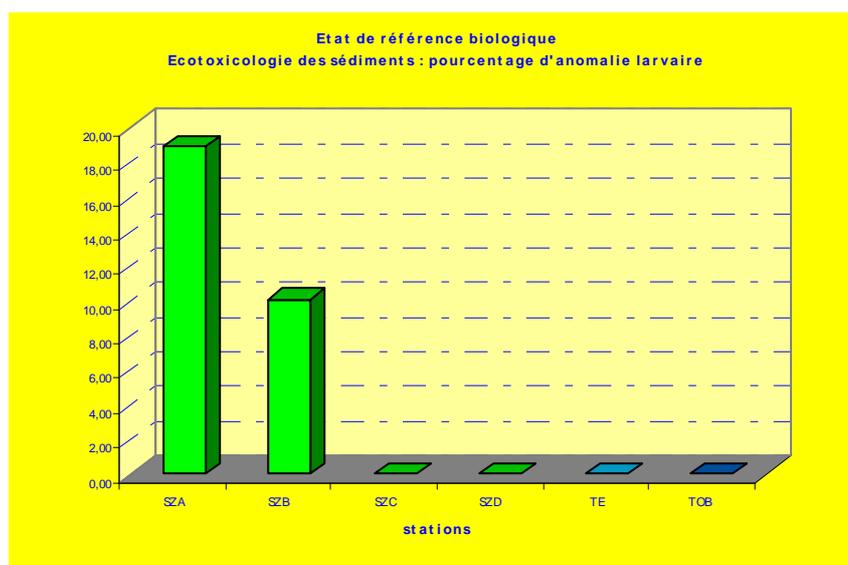


Figure 17 : écotoxicité des sédiments – inhibition du développement larvaire chez l'huître

6.4. Nutriments

6.4.1. La teneur en nitrates des eaux douces, et le $\delta^{15}\text{N}$ des nitrates

La teneur en nitrates est peu élevée dans la ravine de l'Hermitage (station H ; 0.6 mg.L^{-1} tableau 3), en accord avec les données acquises depuis une dizaine d'années par l'Office de l'Eau Réunion qui font état en général de moins de 4 mg.L^{-1} de nitrates (figure 18). Les $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{18}\text{O}$ des nitrates (tableau 3) sont caractéristiques d'effluents urbains ou d'élevage. Les nitrates présents dans la ravine proviennent donc le plus vraisemblablement de la STEP située en amont. Les deux prélèvements effectués dans la nappe superficielle contenue dans les sables (stations N et CH, localisées respectivement au nord et au sud de la ravine de l'Hermitage) présentent des concentrations similaires, très peu élevées (moins de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ de nitrates). Les $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{18}\text{O}$ des nitrates, tous deux importants, démontrent que ces faibles teneurs résultent d'une dénitrification.

Au nord de la ravine de l'Hermitage, le $\delta^{18}\text{O}$, plus élevé qu'au sud de la ravine, suggère une origine en partie agricole (engrais de synthèse) aux nitrates dénitrifiés.

Station	Conductivité (μS)	Concentration		$\delta^{15}\text{N}$ (‰ vs. N_2 air)		$\delta^{18}\text{O}$ (‰ vs. VSMOW)	
		μM	mg.L^{-1}	Moyenne (n = 3)	Ecart-type	Moyenne (n = 3)	Ecart-type
N	1500	0.22	< 0.1	25.26	0.24	30.14	0.50
S2	170	25.4	1.6	7.21	0.53	3.74	0.64
CH	2600	1.25	< 0.1	23.03	0.18	20.71	0.53
TE	1300	405	25.1	8.36	0.11	3.63	0.26
H	1680	9.8	0.6	15.82	0.16	-0.49	0.42

Tableau 3 : Conductivité et teneur en nitrates des eaux douces, et $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{18}\text{O}$ des nitrates

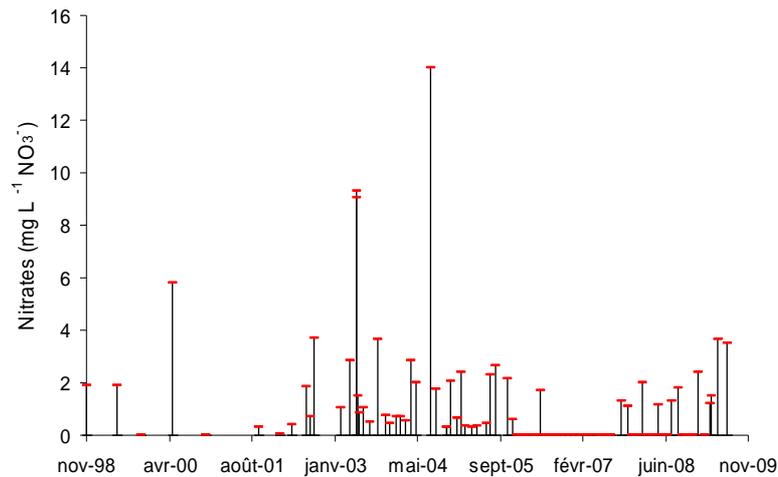


Figure 18 : Teneur en nitrates des eaux de la ravine de l'Hermitage depuis 1998. Source : Banque de données de l'Office de l'Eau Réunion - les valeurs inférieures au seuil de détection ont été prises égales à zéro.

La teneur en nitrates la plus forte (25,1 mg.L⁻¹ de nitrates) est observée dans la nappe des basaltes, au Trou d'Eau (station TE). Cette valeur est élevée, et supérieure à la teneur en nitrates du forage « F2 Montée Panon » localisé en amont du Trou d'Eau, qui s'établit en moyenne (\pm écart-type) à 15,5 \pm 0,8 mg.L⁻¹ de nitrates depuis 2005 (figure 19).

En revanche, la teneur en nitrates mesurée dans la nappe des basaltes au nord de la ravine de l'Hermitage (station S2) est faible (1,6 mg.L⁻¹ de nitrates), alors que le forage « F1 Hermitage », localisé en amont de la station S2, présente depuis 2006 des concentrations de l'ordre de 29 \pm 1 mg.L⁻¹ de nitrates (figure. 19).

L'échantillon prélevé au cours de cette étude est donc atypique, peut-être « contaminé » par une lentille d'eau de pluie superficielle. La conductivité y est en effet particulièrement faible (tableau 3).

En revanche, les $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{18}\text{O}$ des nitrates dans les deux échantillons prélevés dans la nappe des basaltes sont très similaires (tableau 3), et ces nitrates ont donc la même origine. Celle-ci est impossible à préciser en l'absence de données complémentaires, telles que séries temporelles² et/ou autres marqueurs spécifiques des différentes sources.

² La relation éventuelle entre la teneur en nitrates et leur $\delta^{15}\text{N}$ peut permettre de mettre en évidence le mélange de deux sources (Mayer et al., 2002).

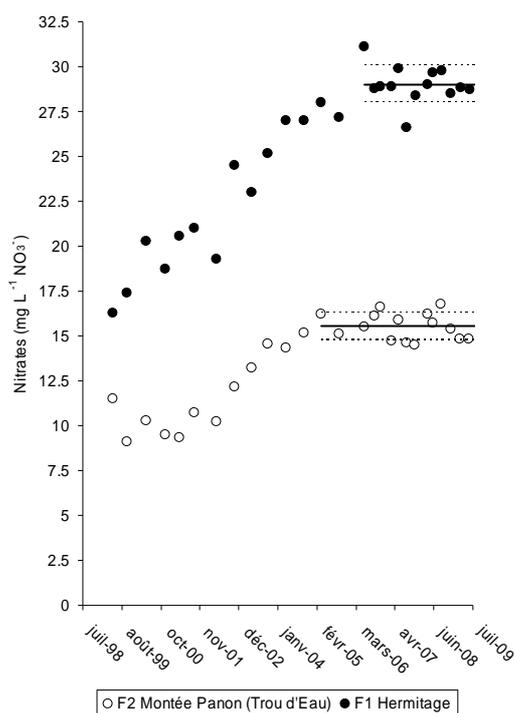


Figure. 19 : Teneur en nitrates dans la nappe des basaltes depuis 1998, au nord (forage F1 Hermitage) et au sud (forage F2 Montée Panon) de la ravine de l'Hermitage. Source : Banque de données de l'Office de l'eau Réunion. En traits pleins : moyennes sur les quatre à cinq dernières années (± 1 écart-type en pointillés).

Les nitrates des couches océaniques profondes ont un $\delta^{15}\text{N}$ de l'ordre de 4,5 ‰, tandis que le $\delta^{15}\text{N}$ est souvent moins élevé dans les eaux océaniques superficielles, en raison : (1) de la fixation de N_2 atmosphérique, qui produit de l'azote « léger » dont le $\delta^{15}\text{N}$ est de l'ordre de -2 ‰, (2) du dépôt atmosphérique d'azote « léger », ou (3) du recyclage de l'azote dans la couche de surface, qui se traduit par un retour d'azote « léger » (^{14}N) dans la colonne d'eau, tandis que l'azote « lourd » (^{15}N) est exporté vers les couches plus profondes dans les pelotes fécales.

Seules les eaux de la nappe des basaltes présentent une concentration en nitrates suffisamment importante pour affecter de manière sensible la teneur en nitrates des eaux récifales. Le $\delta^{15}\text{N}$ des nitrates dans ces eaux souterraines est nettement plus élevé ($\delta^{15}\text{N} \geq 7,2$ ‰) que dans les eaux océaniques. Dans ces conditions, compte tenu de la précision analytique de la détermination du $\delta^{15}\text{N}$ des tissus algaux (0,3 ‰), le $\delta^{15}\text{N}$ des macro-algues peut être utilisé comme traceur de l'azote d'origine terrigène, et non plus seulement des apports anthropiques liés à la décharge d'effluents domestiques, typiquement enrichis en ^{15}N .

6.4.2. La teneur en nitrates des eaux récifales

La teneur en nitrates des eaux récifales varie de manière significative entre les stations (test non-paramétrique de Kruskal-Wallis, $p = 0,005$). Les valeurs les plus importantes (test *a posteriori* de Newman-Keuls au seuil $p = 0,001$) sont observées sur la radiale de Trou d'Eau, en particulier à 40 m du rivage (moyenne \pm écart-type : $4,4 \pm 0,2 \mu\text{M}$; figure 20). La teneur en nitrates est significativement moins élevée à 80 m de la côte ($0,74 \pm 0,07 \mu\text{M}$), mais demeure supérieure à celle des autres stations (dont l'ensemble des stations de la radiale de Toboggan), qui présentent des concentrations faibles et homogènes (comprises entre 0,19 et $0,24 \mu\text{M}$).

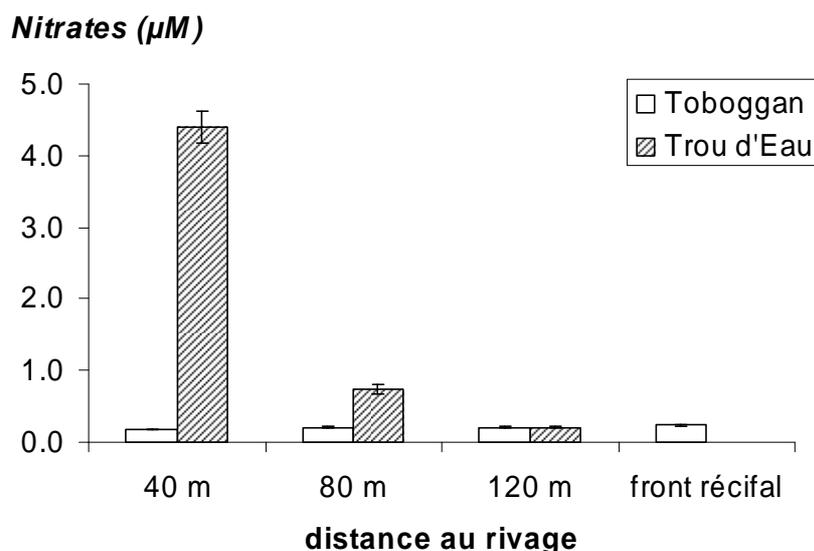


Figure 20 : Teneur moyenne en nitrates (\pm écart-type) des eaux récifales, sur chacune des deux radiales, et en fonction de la distance au rivage.

Les formations volcaniques qui contiennent la nappe des basaltes affleurent au sud du récif de Saint-Gilles La Saline. La radiale de Trou d'Eau se trouve donc vraisemblablement sous l'influence directe de cette nappe, dont la décharge est suffisamment importante pour que l'on détecte son influence jusqu'à 80 m de la côte dans les conditions de l'échantillonnage (marée basse en saison des pluies).

Au-delà, la dilution par les eaux océaniques devient trop importante, car le panache d'eaux douces est pour l'essentiel repris par le courant de vidange, qui circule dans la zone d'arrière-récif en direction de la passe de l'Hermitage.

L'épaisseur des formations sédimentaires issues du récif corallien, et qui surmontent l'aquifère volcanique, augmente progressivement au fur et à mesure que l'on se rapproche de la passe de l'Hermitage.

Dans ce secteur, l'exutoire de la nappe des basaltes se trouve en mer, au delà de la barrière récifale, en raison de l'existence d'un niveau imperméable séparant l'aquifère volcanique des formations sédimentaires.

6.4.3. Le $\delta^{15}\text{N}$ des macro-algues

La radiale de Toboggan

Sur la radiale de Toboggan, y compris la station de référence située à proximité du front récifal, le $\delta^{15}\text{N}$ des macro-algues est similaire sur toutes les stations (figure 21). Il ne varie significativement qu'entre espèces ($p < 0,001$), sans interaction entre les deux facteurs « station » et « espèce » (test non-paramétrique de Scheirer-Ray-Hare³). Les trois espèces présentent des $\delta^{15}\text{N}$ différents (test *a posteriori* de Newman-Keuls, $p < 0,001$) : en moyenne (\pm écart-type) $0,59 \pm 0,22$ ‰ pour *Dictyosphaeria verluysii*, $3,07 \pm 0,28$ ‰ pour *Boergesenia forbesii*, et $4,43 \pm 0,21$ ‰ pour *Turbinaria ornata*. A noter que les écarts-types sont pour les trois espèces de l'ordre de grandeur de la précision analytique (0,3 ‰).

La radiale de Trou d'Eau

En revanche, sur la radiale de Trou d'Eau, le $\delta^{15}\text{N}$ des macro-algues varie selon la station ($p < 0,001$), mais ne diffère pas selon l'espèce, toujours sans interaction entre les deux facteurs « station » et « espèce » (test de Scheirer-Ray-Hare). Le $\delta^{15}\text{N}$ diminue avec la distance au rivage, avec des valeurs moyennes différentes sur les trois stations au seuil $p = 0,003$ (test *a posteriori* de Newman-Keuls) : $7,36 \pm 0,82$ ‰ à 40 m de la plage, $5,26 \pm 1,71$ ‰ à 80 m, et $2,17 \pm 1,16$ ‰ à 120 m.

Les groupes de stations homogènes

Toutes stations confondues, on observe dans le cas de *Dictyosphaeria verluysii* un regroupement des stations identique à celui qui a été présenté pour les concentrations en nitrates, avec une valeur élevée ($6,4 \pm 0,8$ ‰) sur la radiale de Trou d'Eau à 40 m du rivage, une valeur moins importante sur la même radiale ($3,0 \pm 0,1$ ‰) à 80 m du rivage, et des $\delta^{15}\text{N}$ plus faibles, et homogènes (de 0,4 à 0,9 ‰) sur les autres stations (figure 21).

³ Le test de Scheirer-Ray-Hare, dérivé du test de Kruskal-Wallis, est l'équivalent non-paramétrique d'une ANOVA à deux facteurs.

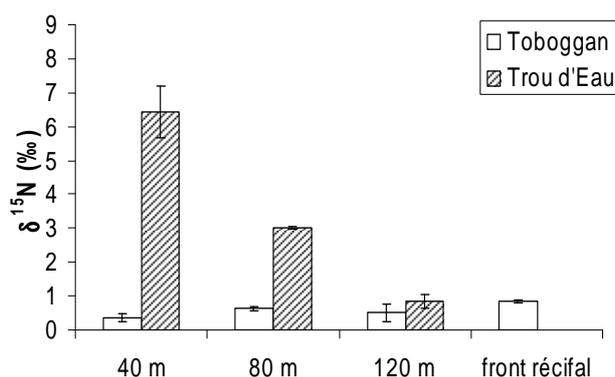
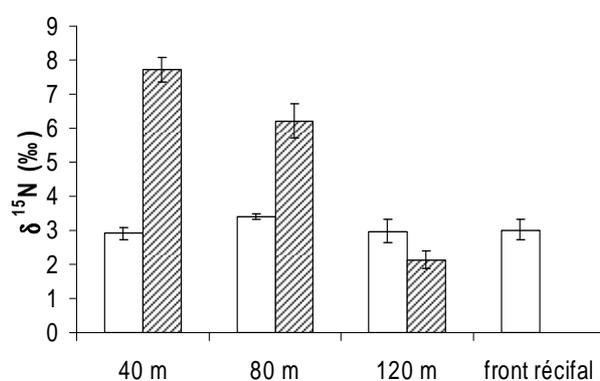
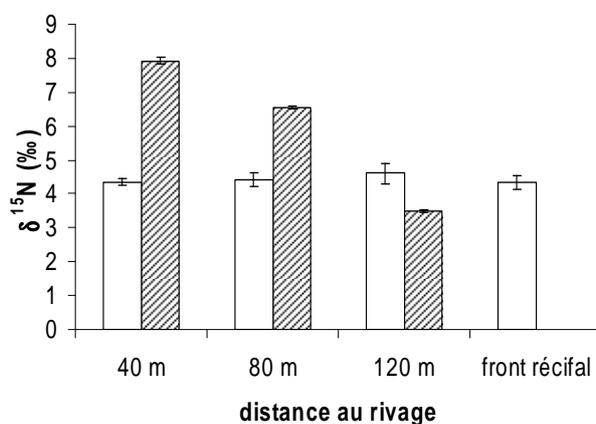
Dictyosphaeria verluysii***Boergesenia forbesii******Turbinaria ornata***

Figure 21 : Rapport isotopique moyen de l'azote (\pm écart-type) dans trois espèces de macroalgues, sur chacune des deux radiales, et en fonction de la distance au rivage. Les tests statistiques mettant en évidence un effet du facteur « station » sont présentés pour chaque espèce.

Les deux autres espèces présentent un comportement similaire, à ceci près que le $\delta^{15}\text{N}$ est plus faible à 120 m de la côte sur la radiale de Trou d'Eau ($2,1 \pm 0,3 \text{ ‰}$ et $3,5 \pm 0,0 \text{ ‰}$ pour *Boergesenia forbesii* et *Turbinaria ornata* respectivement) que sur les différentes stations de la radiale de Toboggan. Celles-ci forment un groupe homogène

(de 2,9 à 3,4 ‰ pour *Boergesenia forbesii* et de 4,4 à 4,6 ‰ pour *Turbinaria ornata*). Sur les autres stations de la radiale de Trou d'Eau, les $\delta^{15}\text{N}$ sont nettement plus élevés : $7,7 \pm 0,4$ ‰ et $7,9 \pm 0,1$ ‰ à 40 m de la côte, et $6,2 \pm 0,5$ ‰ et $6,6 \pm 0,0$ ‰ à 80 m de la côte pour *Boergesenia forbesii* et *Turbinaria ornata* respectivement.

Sur la radiale de Toboggan, qui constitue un site de référence vis-à-vis des apports de nitrates par l'aquifère volcanique, le $\delta^{15}\text{N}$ des macro-algues ne varie qu'en fonction de l'espèce considérée. Sur la radiale de Trou d'Eau, affectée par des apports terrigènes de nitrates jusqu'à 80 m de la côte, l'augmentation progressive du $\delta^{15}\text{N}$ des tissus algaux à l'approche de la plage s'explique donc par une assimilation des nitrates terrigènes, de $\delta^{15}\text{N}$ supérieure à celui de l'azote d'origine océanique.

6.4.4. Le rapport C : N des macro-algues

On observe sur chacune des deux radiales une forte interaction entre les facteurs « station » et « espèce » (ANOVAs à deux facteurs, $p < 0,001$) (figure 22).

La radiale de Toboggan

Sur la radiale de Toboggan (figure 22), l'espèce *Dictyosphaeria verluysii* présente un rapport C : N constant sur l'ensemble de la radiale, y compris sur le front récifal (en moyenne $26,4 \pm 1,6$; ANOVA, $p = 0,09$). En revanche, le rapport C : N des deux autres espèces présente des variations spatiales (ANOVA à deux facteurs, $p < 0,001$), sans interaction entre les facteurs « station » et « espèce ». Le rapport C : N de ces deux espèces est moins élevé sur le front récifal que sur les trois autres stations, au seuil $p = 0,001$ (test *a posteriori* de Newman-Keuls).

De la plage à 120 m du rivage, le rapport C : N ne varie donc de manière significative qu'entre espèces (ANOVA à deux facteurs, $p < 0,001$), sans interaction entre les facteurs « station » et « espèce ». Les trois espèces présentent des rapports C : N différents (test *a posteriori* de Newman-Keuls) : en moyenne $25,9 \pm 1,5$ pour *Dictyosphaeria verluysii*, $39,2 \pm 3,3$ pour *Boergesenia forbesii*, et $47,4 \pm 3,5$ pour *Turbinaria ornata*.

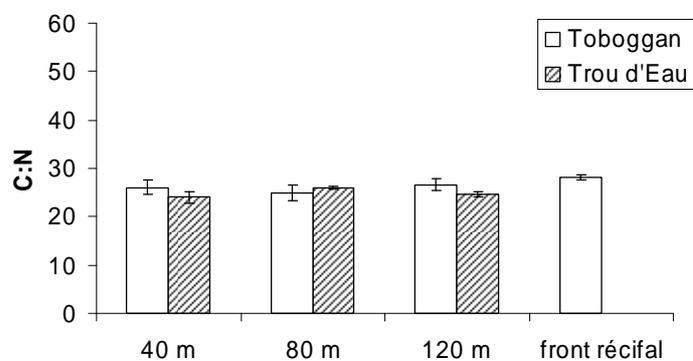
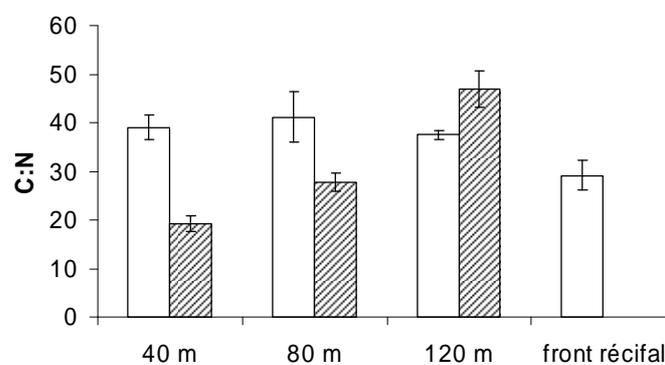
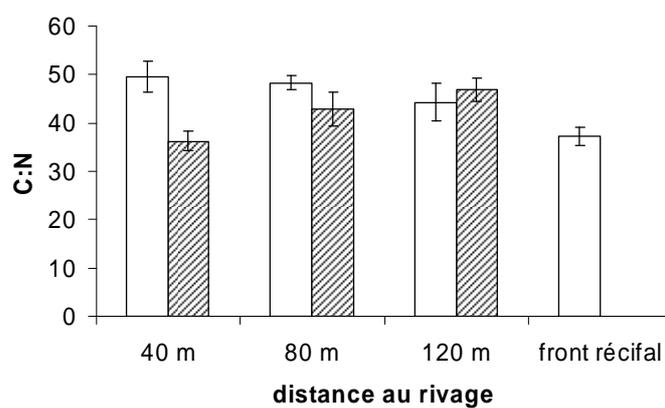
Dictyosphaeria verluysii***Boergesenia forbesii******Turbinaria ornata***

Figure 22 : Rapport molaire moyen C : N (\pm écart-type) dans les trois espèces de macro-algues étudiées, sur chacune des deux radiales, et en fonction de la distance au rivage.

La radiale de Trou d'Eau

Sur la radiale de Trou d'Eau, le rapport C : N de l'espèce *Dictyosphaeria verluysii* présente des variations spatiales à la limite du seuil de significativité (ANOVA, $p = 0,048$). Seules s'opposent les stations localisées à 40 m et 80 m du rivage (test *a posteriori* de Newman-Keuls, au seuil $p = 0,05$), avec des rapports C : N qui demeurent très proches (respectivement $24,0 \pm 1,2$ et $26,0 \pm 0,2$).

Le rapport C : N des deux autres espèces présente des variations spatiales beaucoup plus nettes (ANOVAs, $p < 0,001$ pour *Boergesenia forbesii*, $p < 0,008$ pour *Turbinaria ornata*). Au seuil $p = 0,01$, le test *a posteriori* de Newman-Keuls montre une diminution régulière du rapport C : N de *Boergesenia forbesii* au fur et à mesure que l'on se rapproche de la plage, avec des valeurs différentes sur toutes les stations (de $47,0 \pm 3,7$ à 120 m, à $19,2 \pm 1,6$ à 40 m). Les résultats vont dans le même sens pour l'espèce *Turbinaria ornata*, mais les valeurs ne diffèrent qu'entre 120 et 40 m ($46,8 \pm 2,4$ et $36,3 \pm 1,9$ respectivement).

Le rapport C : N : P moyen des macrophytes est de 550 : 30 : 1 (Atkinson et Smith, 1983), mais varie en fonction de différents facteurs, tels que le phylum et l'espèce, le site d'étude, la saison, ou encore la profondeur. En particulier, la variabilité des rapports C : N : P est considérée comme un bon indicateur d'apports d'effluents (Lapointe et al., 2005 ; Lourenço et al., 2006) ou d'apports terrigènes (Fong et al., 2001), et permet ainsi d'évaluer la quantité d'éléments nutritifs disponibles dans le milieu (Tsai et al., 2005).

A la Réunion, *Dictyosphaeria verluysii* présente un rapport C : N sensiblement constant, quelle que soit la radiale ou la station. Cette situation reflète typiquement une limitation en azote de cette espèce, dont la productivité (quantités de carbone fixées par photosynthèse) dépend des quantités d'azote assimilées, elles-mêmes fonction de l'azote disponible dans le milieu ambiant, et d'autres facteurs comme l'hydrodynamisme. En ce sens, il est prévisible que sa biomasse soit indicatrice des apports d'azote, ce qui demeure évidemment à confirmer par un échantillonnage *in situ*.

Le rapport C : N des deux autres espèces présente, pour chacune des deux radiales, des variations spatiales qui peuvent vraisemblablement être mises en relation avec l'origine de l'azote assimilé. Si on suppose que l'azote disponible provient pour l'essentiel de l'extérieur du récif à Toboggan, il est possible que l'augmentation du rapport C : N entre le front récifal et les autres stations reflète une certaine limitation en azote à l'approche de la côte. Au Trou d'Eau, le rapport C : N est minimal à 40 m de la plage, et augmente progressivement avec la distance au rivage, en particulier chez *Boergesenia forbesii*.

Contrairement à *Dictyosphaeria verluysii*, cette espèce n'utilise donc pas la totalité des nitrates terrigènes assimilés pour sa croissance. Elle en stocke une partie dans ses tissus, vraisemblablement parce que sa croissance est limitée par un autre facteur que l'azote. Dans ces conditions, son rapport C : N reflète les apports d'azote dans le milieu, et peut donc être utilisé comme paramètre bio-indicateur de ces apports. Le comportement de l'espèce *Turbinaria ornata* est similaire, mais de manière beaucoup moins nette, et cette espèce présente donc moins de potentialités que *Boergesenia forbesii* en tant que bio-indicateur.

6.5. Recouvrement corallien

6.5.1. Passé détritique – résultat des quadrats

➤ Description des sites et comparaison intra-site

Le site de « Trou d'eau »

Les stations 40 m et 120 m présentent des caractéristiques similaires (figure 23) avec des passées détritiques dominées par les débris coralliens (environ 70% du substrat) tandis que la station 80 m est dominée par le sable corallien grossier (70% du substrat).

Les débris coralliens sont recouverts à majorité de turf algal ou d'algues calcaires. En ne prenant pas en compte les macro-algues qui seront traitées dans le paragraphe suivant (et qui présentent de toute manière des recouvrements faibles), la part de turf qui recouvre les débris coralliens augmente au fur et à mesure que l'on s'éloigne du rivage, elle passe ainsi d'environ 40% sur la station 40 m à 80% sur la station 120 m (figure 23). Inversement, la part d'algues calcaires diminue passant de 60% sur la station 40 m à 20% sur la station 120 m.

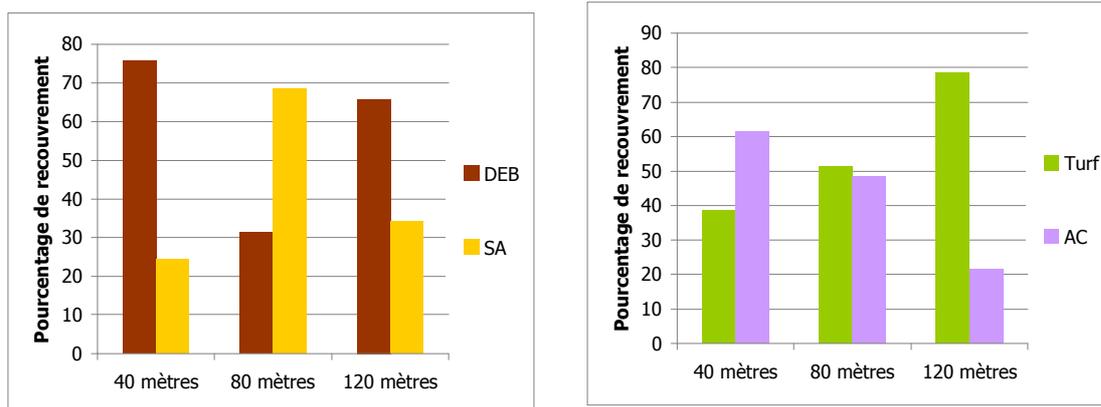


Figure 23 : Part du sable (SA) et des débris coralliens (DEB) des passées détritiques et recouvrement algal des débris coralliens sur les 3 stations du site de « Trou d'eau »

Les peuplements benthiques sessiles sont exclusivement représentés sur ce secteur par la flore (algue). Quatre genres sont présents : *Turbinaria*, *Dictyota*, *Boergesenia* et *Peyssonellia* (figure 24).

La couverture en macro-algue est maximale sur la station 80 m (15%) est plus faible sur les 2 autres stations (environ 3%).

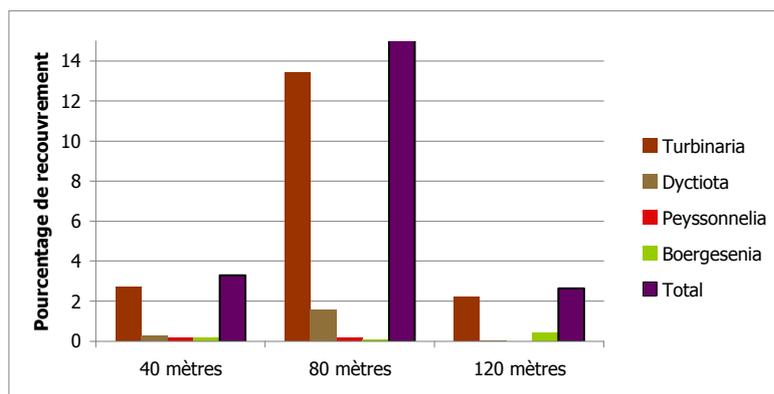


Figure 24 : Recouvrement en macro-algue des passées détritiques sur les 3 stations du site de « Trou d'eau »

Le site de « Toboggan »

La station 40 m présente des passées détritiques recouvertes à part égale par des débris coralliens et du sable corallien grossier (figure 25). La station 80 m est dominée par le substrat sableux (60%) tandis que la station 120 m est dominée par les débris coralliens (70%).

Les débris coralliens sont recouverts à majorité de turf algal ou d'algues calcaires. En ne prenant pas en compte les macro-algues qui seront traitées dans le paragraphe suivant (et qui présentent de toutes manières des recouvrements très faibles), sur l'ensemble des stations, la part de turf algal et d'algues calcaires qui recouvrent les débris coralliens est similaire.

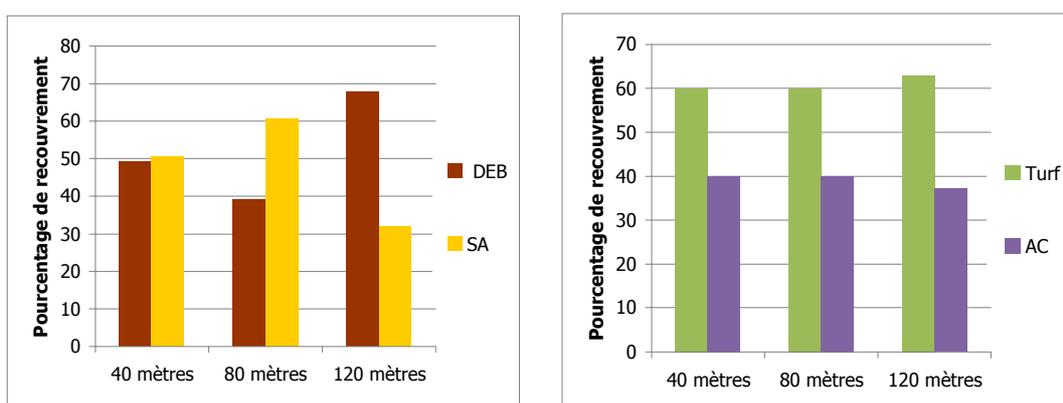


Figure 25 : Part du sable (SA) et des débris coralliens (DEB) des passées détritiques et recouvrement algal des débris coralliens sur les 3 stations du site de « Toboggan »

Sur le site de Toboggan, les macro organismes benthiques sessiles sont assez rares (couverture comprise entre 1 et 5% du substrat) avec une forte représentation des éponges (*Cliona sp.*). Les algues sont quasiment absentes avec un seul genre représenté (*Boergesenia*) et une couverture très faible (très inférieure à 1%).

➤ Comparaison inter-site

La Comparaison inter site met en évidence plusieurs points clés :

- ✓ entre les 2 sites, il n'y a pas de différence dans les proportions des différents types de substrat (sable et débris coralliens), ni dans le recouvrement de turf et d'algue calcaire sur les débris coralliens, même si des différences notables existent entre les stations (figure 26) ;
- ✓ sur les 2 sites, l'abondance en macro-algues est maximale sur les stations 80 m (figure 28);
- ✓ entre les 2 sites, le recouvrement des macro-algues et des éponges diffère fortement (figures 27 et 28). La couverture et la diversité des macro-algues sont nettement plus élevées sur le site de Trou d'Eau (4 genres et couverture comprise entre 3% et 15%). Les éponges (*Cliona sp.*) sont présentes sur le site de « Toboggan » alors qu'elles sont absentes du site de « Trou d'eau ».

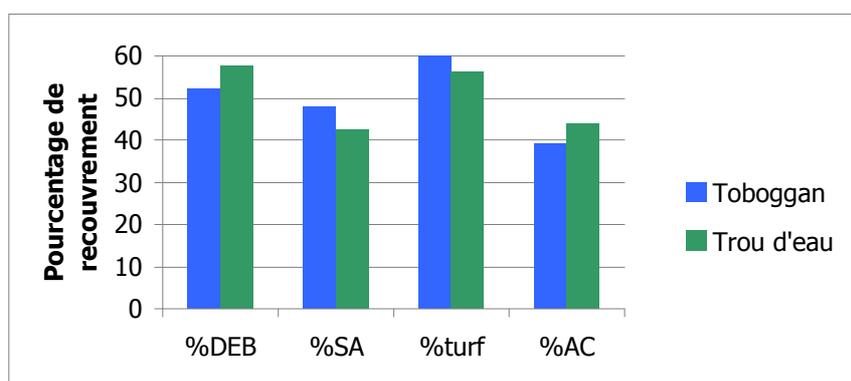


Figure 26 : Part du sable et des débris coralliens des passées détritiques et recouvrement algal des débris coralliens sur les sites de « Trou d'eau » et de « Toboggan »

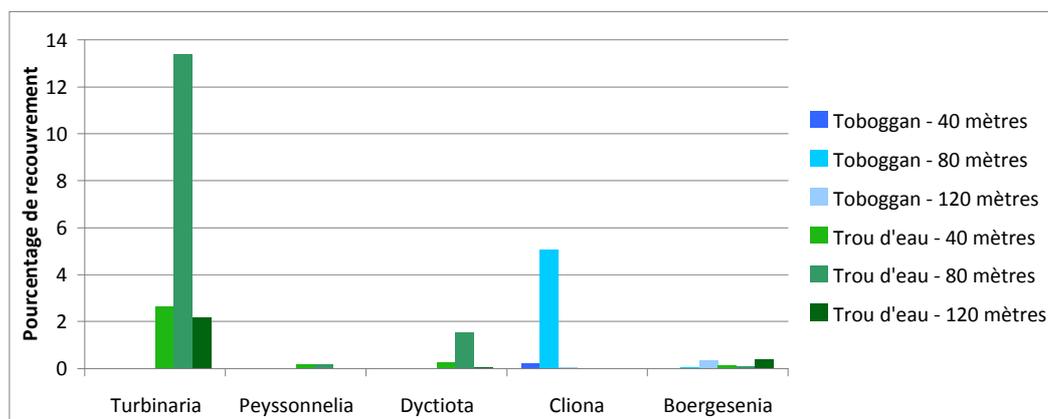


Figure 27 : Recouvrement en macro organismes benthiques sessiles (macro-algues et éponges) sur les sites de « Trou d'eau » et de « Toboggan »

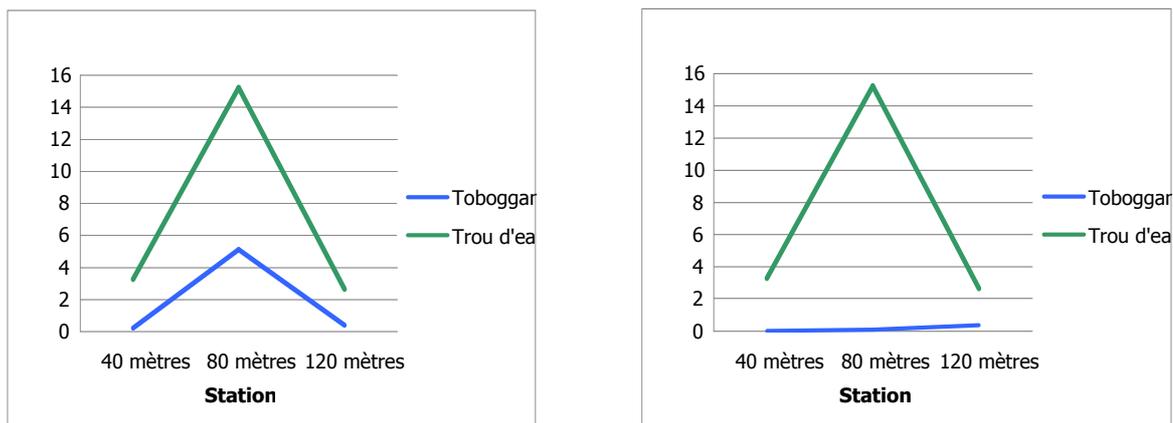


Figure 28 : Recouvrement en macro-algues et éponges et uniquement en macro-algues sur les sites de « Trou d'eau » et de « Toboggan »

6.5.2. Travées coralliennes - résultats des transects linéaires

➤ Description des sites et comparaison intra-site

Le site de « Trou d'eau »

80 mètres

La couverture corallienne est moyenne (27%) et dominée par les coraux Acropores branchus et digités (2/3 du peuplement corallien). La couverture algale est forte (48%) et essentiellement représentée par le turf algal. Les zones sableuses recouvrent 22% du substrat (figure 29).

Les peuplements d'Acropores branchus sont encore bien vivants (62%), mais présentent quasiment tous des nécroses à la base des branches, nécroses recouvertes de gazon algal. De plus, 38% des Acropores branchus sont morts (et encore sur pied) et sont essentiellement recouverts de gazon algal (figure 30).

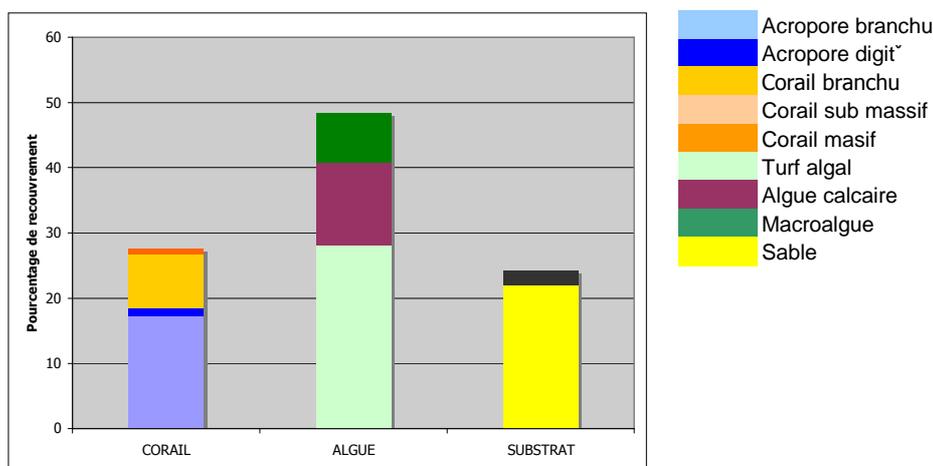


Figure 29 : Recouvrement de la faune et flore benthique sessile et du substrat sur la station « Trou d'eau 80 m »

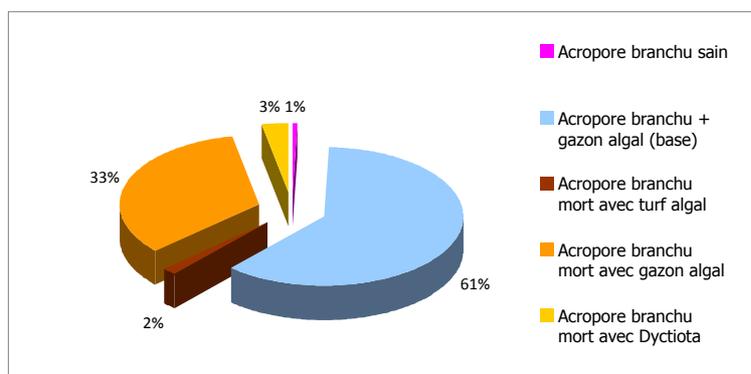


Figure 30 : Pourcentage relatif des différentes composantes du peuplement d'Acropores branchus sur la station « Trou d'eau 80 m »

120 mètres

La couverture corallienne est très faible (4%) et uniquement représentée par des coraux non Acropores, pour la plupart massifs. La couverture algale est très forte (71%) et essentiellement représentée par le turf algal. Les zones sableuses recouvrent 25% du substrat (figure 31). Les peuplements d'Acropores branchus sont tous morts (et encore sur pied) et sont essentiellement recouverts de turf algal (mais également de gazon algal, algue calcaire et *Dictyota sp.*) (figure 32).

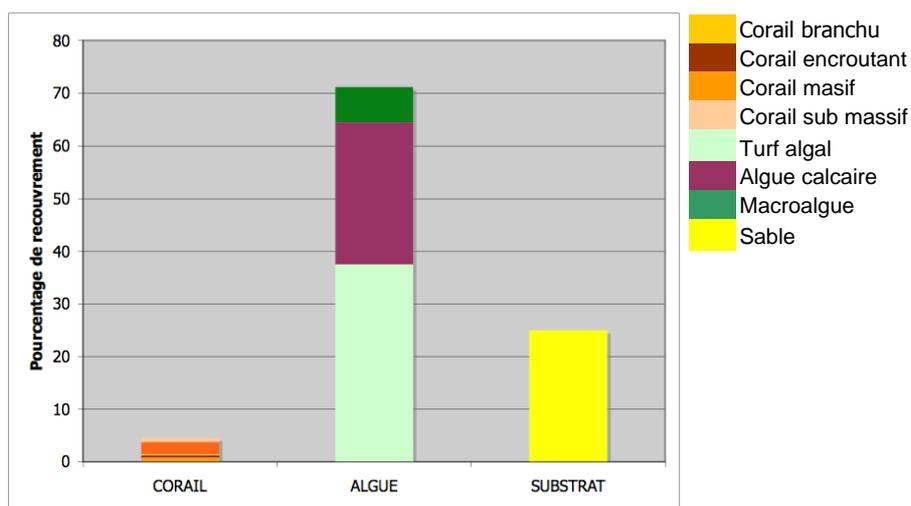


Figure 31 : Recouvrement de la faune et flore benthique sesile et du substrat sur la station « Trou d'eau 120 m »

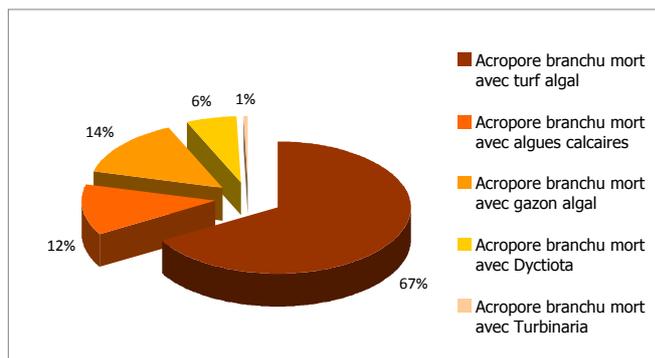


Figure 32 : Pourcentage relatif des différentes composantes du peuplement d'Acropores branchus sur la station « Trou d'eau 120 m »

Le site de « Toboggan »

80 mètres

La couverture corallienne est faible (12%) et dominée par les coraux Acropores branchus (90% du peuplement corallien). La couverture algale est très élevée (60%) et représentée par le turf algal et les algues calcaires. Les zones sableuses recouvrent 27% du substrat (figure 33).

Les peuplements d'Acropores branchus sont encore bien vivants (63%) et présentent assez peu de nécroses (60% des coraux vivants sont sains). Les coraux nécrosés sont recouverts de turf algal et d'algues calcaires. 37% des Acropores branchus sont morts (et encore sur pied) et sont recouverts de turf, de gazon algal et d'algues calcaires (figure 34).

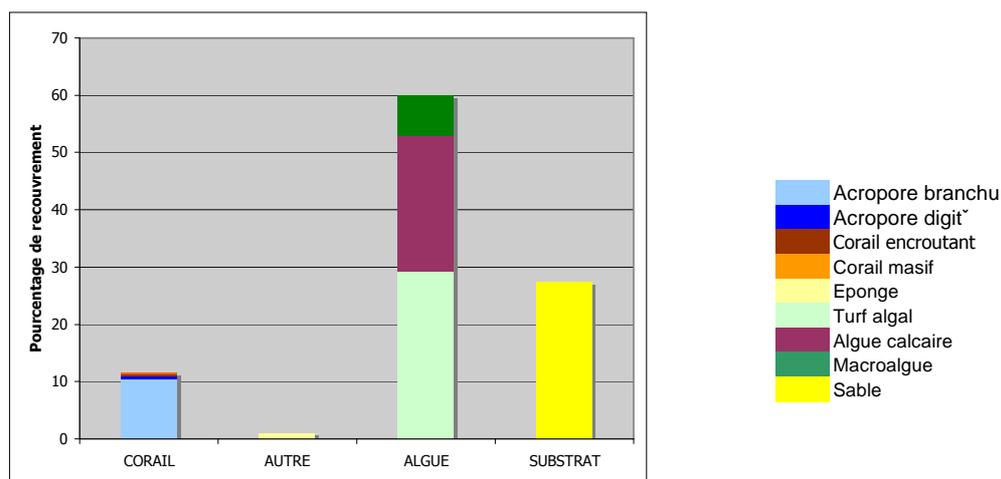


Figure 33 : Recouvrement de la faune et flore benthique sessile et du substrat sur la station « Toboggan 80 m »

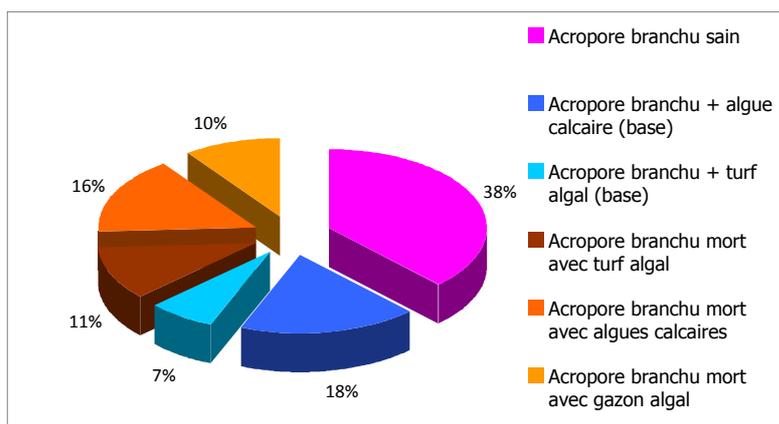


Figure 34 : Pourcentage relatif des différentes composantes du peuplement d'Acropores branchus sur la station « Toboggan 80 m »

120 mètres

La couverture corallienne est moyenne (23%) et dominée par les coraux Acropores branchus (74% du peuplement corallien). La couverture algale est élevée (52%) et représentée essentiellement par le turf algal. Les zones sableuses recouvrent 22% du substrat (figure 35).

Les peuplements d'Acropores branchus sont encore bien vivants (52%) et présentent assez peu de nécroses (62% des coraux vivants sont sains). Les coraux nécrosés sont recouverts de turf et gazon algal et d'algues calcaires. 38% des Acropores branchus sont morts (et encore sur pied) et sont recouverts de turf, de gazon algal et d'algues calcaires (figure 36).

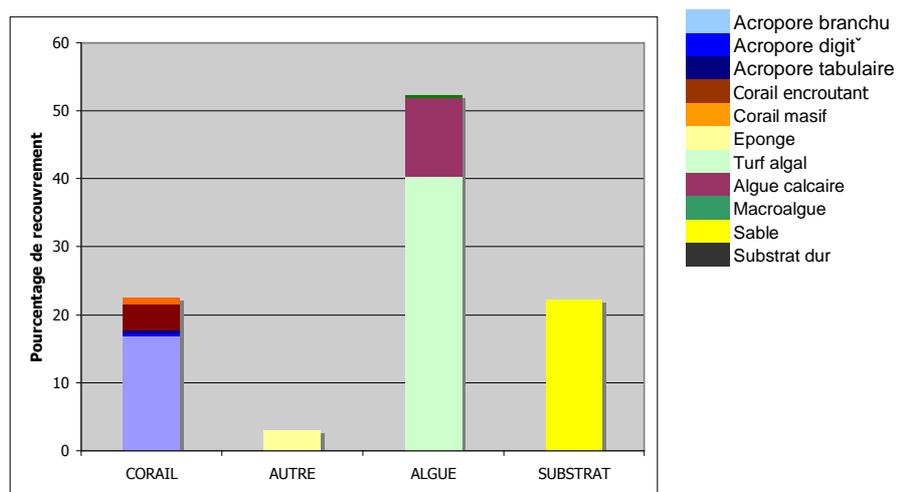


Figure 35 : Recouvrement de la faune et flore benthique sessile et du substrat sur la station « Toboggan 120 m »

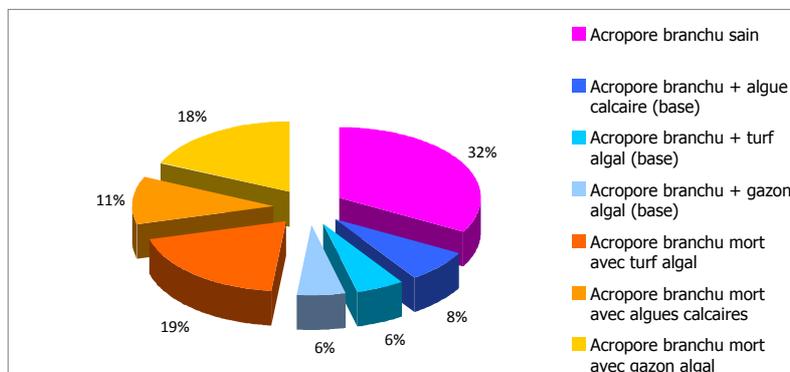


Figure 36 : Pourcentage relatif des différentes composantes du peuplement d'Acropores branchus sur la station « Toboggan 120 m »

➤ Comparaison inter-site

La composition des peuplements coralliens et leur couverture dépendent étroitement du positionnement du transect par rapport aux travées coralliennes.

La comparaison inter-site met en évidence plusieurs points clés :

- ✓ Les couvertures coralliennes sont hétérogènes, plus fonction du placement du transect par rapport aux travées coralliennes que dépendantes du site échantillonné (figure 37). De même, la couverture algale (que ce soit en turf algal, en algues calcaires ou en macro-algues) ne dépend pas des sites mais plutôt des stations. Une comparaison inter-site de ces paramètres n'a donc que peu de signification et ne reflètent donc pas forcément l'état de santé global du site.;
- ✓ En revanche la vitalité des Acropores branchus (exprimée en % relatif) ne dépend pas directement ni du nombre, ni de la largeur des travées coralliennes interceptées par le transect et peu donc faire l'objet d'une comparaison inter-site non biaisée. Cette comparaison de l'état de santé des colonies coralliennes d'Acropores branchus met en exergue une opposition entre les 2 sites (figure 38). Ainsi, seuls les stations de « Toboggan » présentent des colonies coralliennes « saines », c'est-à-dire dépourvues de nécroses (environ 60% du peuplement d'Acropores branchu vivant). Les stations du site de « Trou d'eau » présentent quant à elle, une majorité d'ACB vivant avec du « gazon algal à *Stegastes* » à la base des branches (station 80 m) ou des ACB morts (mais encore sur pied) recouverts de turf algal (station 120 m).

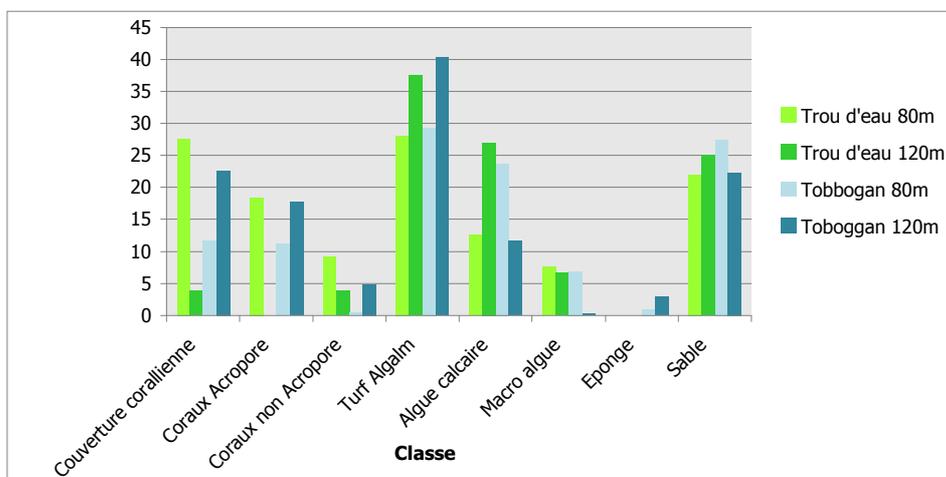


Figure 37 : Recouvrement de la faune/flore benthique sessile et du substrat

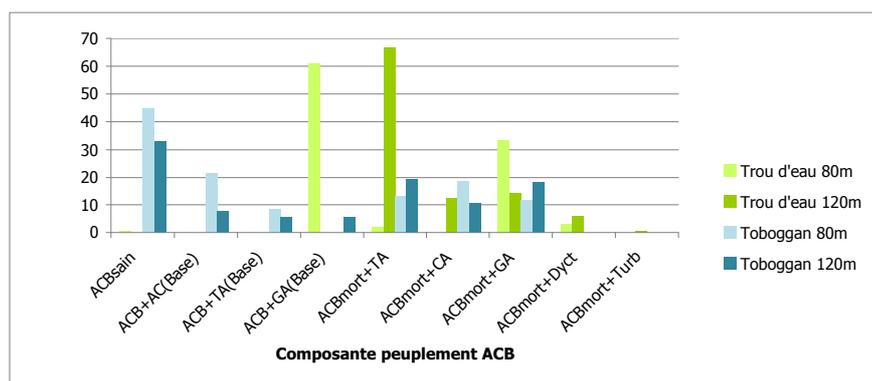


Figure 38 : Pourcentage relatif des différentes composantes du peuplement d'Acropores branchus pour les 4 stations de « Trou d'eau » et « Toboggan »

Bilan du suivi des peuplements benthiques sessiles (méthodes des quadrats et des transects)

La comparaison des peuplements benthiques sessiles des 2 sites d'étude montre clairement que :

- ✓ Le site de Trou d'eau présente dans les travées détritiques (méthode des quadrats) un faciès en macro-algue (*Turbinaria*, *Peysonnelia*, *Dictyota* et *Boergesenia*) plus développé que sur le site de Toboggan. En outre pour l'ensemble des sites, la couverture en macro-algue est maximale sur les stations 80 m ;
- ✓ La couverture corallienne (méthode des transects) dépend de la position des transects par rapport aux travées coralliennes et non des 2 sites d'études. Ce

paramètre (calculé à partir des transects) ne peut donc à lui seul suffire dans le cadre d'une comparaison inter site et pour qualifier l'état de santé global d'un platier à alignements transversaux (travées coralliennes) ;

- ✓ Les peuplements d'Acropores branchus sur les travées coralliennes sont nettement moins nécrosés à Toboggan qu'à Trou d'eau. De plus, la part des Acropores branchus vivants par rapport aux Acropores branchus morts (mais encore sur pied) est plus élevée sur le site de Toboggan.

7. Synthèse

Les objectifs de cette étude préliminaire étaient d'évaluer et de hiérarchiser l'impact des pressions liées principalement aux apports en pesticides et en nutriments sur deux bassins versants caractéristiques de la côte Ouest et de la côte Est de la Réunion. Les résultats ont également été utilisés pour orienter la mise en œuvre du chantier surveillance de la qualité du milieu marin dans le contexte de la Directive Cadre Eau.

En matière de pression, les résultats ont confirmé des apports en nutriment essentiellement d'origine phréatique en zone récifale, et de pesticides sur les deux sites expérimentés. Dans une moindre mesure, de détergents dans le champ proche de l'embouchure de la Rivière Saint-Suzanne.

Concernant les pesticides, les résultats montrent que les apports diffus se retrouvent essentiellement dans le champ proche à une faible distance de la côte, et ne se retrouvent plus dans le champ éloigné, compte tenu des capacités de dilution du milieu. Dans le champ proche, les concentrations dans l'eau sont cependant supérieures aux Normes de Qualité Environnementales, notamment pour l'Endosulfan, le Métolachlore et l'Hexachlorobenzène.

Pour les composés hydrophyles, seuls l'Atrazine, le Diuron et l'Irgarol ont été retrouvés dans le champ proche sur les deux sites mais à de très faibles concentrations.

Les tests d'écotoxicité réalisés sur les sédiments n'ont pas montré de grosses perturbations, avec des pourcentages d'inhibition du développement larvaire d'huître ne dépassant pas 20 %, et ceci uniquement dans le champ proche.

Les résultats n'ont pas montré d'impact significatif sur les communautés benthiques de substrat meuble.

En ce qui concerne les nutriments, les travaux montrent que les apports des nappes basaltiques pouvaient aisément être suivis sur le récif jusqu'à 80 mètres du rivage, avec une signature isotopique très caractéristique dans les macro-algues et une réponse maximale à 40 mètre du rivage. Ces apports semblent avoir un impact significatif sur le récif, puisque dans la zone impactée de Trou d'Eau, les résultats mettent clairement en évidence un recouvrement significatif d'algues sur les différents types de substrat, l'absence d'éponges et un pourcentage d'Acropores branchus sains faible, contrairement au site de Toboggan, qui constitue un très bon site de référence pour le suivi de ces paramètres.

En matière de surveillance, les résultats montrent clairement que les récifs constituent une masse d'eau à part entière, tant en ce qui concerne les caractéristiques physiques que biologiques, que les pressions. Ces masses d'eau devront faire l'objet d'un suivi spécifique, en parallèle de ce qui sera engagé sur les masses d'eau côtières.

Ces dernières possèdent grâce à un hydrodynamisme fort, des conditions dispersives élevées entraînant la remobilisation des sédiments. La nature des fonds retrouve une plus grande stabilité dès que l'on dépasse les 30 mètres de bathymétrie, ce qui est un critère important pour le suivi des communautés benthiques de substrat meuble.

Par contre, quelle que soit la bathymétrie, les résultats montrent que les contaminants chimiques ne se retrouvent que très peu dans les sédiments, que ce soit en mer ouverte ou dans le récif. Compte tenu de leurs caractéristiques (granulométrie grossière, faible teneur en matière organique), les sédiments ne constituent pas un compartiment adéquat pour la surveillance chimique à la Réunion, à l'instar des échantillonneurs passifs et de la matière vivante, notamment les modioles.

En terme d'indicateur du bon état écologique, les travaux ont montré que les **communautés benthiques de substrat meuble** constituaient un bon indicateur de la qualité des eaux en milieu ouvert, à condition de réaliser l'échantillonnage sur des bathymétries de plus de 20 mètres, et éviter d'obtenir des résultats principalement liés au remaniement des fonds.

Pour cet indicateur, les travaux réalisés, ainsi que les résultats des campagnes CARTOMAR, montrent que l'indice M-AMBI semble bien adapté au contexte de la Réunion pour rendre compte de la qualité biologique des eaux côtières.

Ce constat ne peut être fait, à ce stade, en zone récifale. Les résultats obtenus sur un nombre restreint de stations présentent des discordances importantes avec ce qui est connu dans ce compartiment. Des travaux d'approfondissement de la méthode devront être impérativement entrepris avant de conclure sur la possible utilisation de cet indicateur en zone récifale.

En ce qui concerne le **suivi des apports en nitrates**, seules les eaux de la nappe des basaltes présentent une concentration en nitrates suffisamment importante pour affecter de manière sensible la teneur en nitrates des eaux récifales. Des deux radiales étudiées, l'une, la radiale de Trou d'Eau, se trouve sous l'influence de cette nappe jusqu'à 80 m de la côte, tandis que l'autre, la radiale de Toboggan, peut être prise comme référence. Le $\delta^{15}\text{N}$ des nitrates de la nappe des basaltes est relativement élevé, et suffisamment différent de celui des nitrates océaniques, pour servir de traceur des nitrates terrigènes dans le système récifal. En terme d'indicateur, l'espèce *Boergesenia forbesii* semble le mieux répondre aux critères requis pour un suivi en routine des apports terrigènes de nitrates. Cette espèce est suffisamment ubiquiste pour que les quantités nécessaires à l'analyse puissent être récoltées sans difficulté. Elle présente une bonne capacité de stockage de l'azote, mise en évidence par son faible rapport C : N, et une faible variabilité des deux paramètres étudiés ($\delta^{15}\text{N}$ et rapport C : N) au sein d'une même station, accompagnée d'une forte variabilité entre les stations différemment enrichies en nitrates.

En ce qui concerne le **recouvrement corallien** et algal les résultats ont montré que le site de Toboggan pouvait également être pris comme site de référence.

Deux techniques ont été utilisées : la méthode des quadra pour le suivi des passés détritiques entre les travées coralliennes et la méthode des transects pour le suivi de ces dernières.

Le site de Trou d'eau montre un faciès algal bien développé et de nombreuses nécroses sur les Acropores branchus, signe d'une dégradation des peuplements. Cette dégradation peut être mise en relation avec les apports en sels nutritifs évoqués dans ce rapport, apports qui sont importants et d'origine anthropique sur le site de Trou d'eau. D'ailleurs, sur ce même site, une étude réalisée en 1985 (Cuet et al., 1988) mettait en évidence la dégradation des peuplements et les apports en éléments nutritifs via notamment les résurgences d'eau douce.

De ce fait, la couverture en macro-algue sur les travées détritiques et l'état de santé (coraux vivants sains, nécrosés et coraux morts mais encore sur pied) des Acropores branchus sur les travées coralliennes semblent être de bons indicateurs d'une dégradation d'origine anthropique liée à des apports en sels nutritifs. Ces indicateurs ne sont toutefois valables que pour les platiers à alignements transversaux dont le peuplement corallien est dominé par les Acropores branchus (habitat bien représenté sur les platiers de récif frangeant de La Réunion). L'utilisation de ces indicateurs semble être une solution particulièrement recommandée pour la mise en évidence du bon état biologique en récif, à condition toutefois d'investigations complémentaires en terme de méthodologie et de grilles d'interprétation (valeurs de référence, valeurs seuils).

Afin de compléter ces indicateurs, une cartographie discriminant à minima les coraux vivants des coraux morts et les peuplements algaux permettrait d'obtenir une vision plus globale du récif.

8. Conclusion

Ces travaux préliminaires sur la caractérisation de l'impact des pressions liées aux apports en nutriment et en pesticides sur l'île de la Réunion, ont permis d'obtenir, dans les limites d'un plan d'échantillonnage restreint, des informations pertinentes pour la poursuite du programme lié à la mise en œuvre de la DCE en milieu marin, notamment le volet lié à la surveillance du compartiment biologique.

Les résultats ont confirmé que la zone récifale devait faire l'objet d'une approche spécifique, compte tenu de la particularité de cet écosystème soumis à des apports en pesticides et surtout en nitrates d'origine aquifère. Des indicateurs permettent de suivre ce type de pression notamment le $\delta^{15}\text{N}$ et le rapport C:N dans des espèces algales devraient être rapidement opérationnels. Les pressions exercées sur le récif peuvent être également suivies grâce notamment à des méthodes d'investigations réalisées sur certaines espèces comme les Acropores branchus ou les macro-algues.

En mer ouverte les communautés benthiques de substrat meuble constituent un bon indicateur à condition de réaliser les campagnes de mesures à des bathymétries supérieures à 20 mètres.

Enfin le suivi des paramètres d'appui à la biologie, notamment la chimie ne pourra être réalisé qu'à l'aide d'échantillonneurs passifs ou dans le biote, seuls compartiments dans lesquels les résultats sont significatifs quel que soit le type de côte, avec pour certaines familles de pesticides des concentrations supérieures aux NQE édictées en métropole. Le sédiment, de part ces caractéristiques constitue par contre un très mauvais intégrateur et ne peut donc être retenu pour le suivi de ces paramètres.

9. Bibliographie

Atkinson, M. J., Smith, S. V., 1983. C:N:P ratios of benthic marine plants. *Limnology and Oceanography*, 28(3) : 568-574.

Barile, P. J., 2004. Evidence of anthropogenic nitrogen enrichment of the littoral waters of east central Florida. *Journal of Coastal Research*, 20,(4), 1237-1245.

Bigot L., 2006. Les communautés de macrofaune benthique des sédiments côtiers en zone tropicale non récifale : diversité et réponses aux modifications de l'environnement marin à la Réunion (Océan Indien). Thèse d'Ecologie Marine de l'Université de La Réunion. 220 pages + annexes.

Bigot L., Grémare A., Amouroux J.M., Frouin P., Maire O. and Gaertner J.C., 2008. Assessment of the ecological quality status of soft-bottoms in Reunion Island (tropical Southwest Indian Ocean) using AZTI marine biotic indices. *Mar. Poll. Bull.* 56(4) 704-722.

Cambert H., Gonzalez J.L., Andral B., Turquet J., 2009. Suivi pilote des contaminants chimiques dans les organismes marins à la Réunion. Etude de faisabilité d'un réseau de surveillance par la Modiole (2003-2006). Rapport ARVAM/Ifremer pour le compte de la DIREN Réunion. 95 pp + annexes.

Chen, D.J.Z., and MacQuarrie, K.T.B., 2005. Correlation of $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{18}\text{O}$ in NO_3^- during denitrification in groundwater. *Journal of Environmental and Engineering Science*, 4(3): 221–226.

Conan C., Chabanet P., Quod J.P., Bigot L. 1997. Suivi de l'état de santé des récifs coralliens du sud-ouest de l'océan indien. Programme Régional Environnement /Commission de l'Océan Indien, 27 pages.

Cuet, P., Naim, F., Faure, S., Conan, C. 1988. Nutrient-rich groundwater impact on benthic communities of a saline fringing reef (Réunion island, Indian Ocean) : preliminary results. 6th Proc. Coral Reef Symposium, Australia.

Fong, P., Kamer, K., Boyer, K. E., Boyle, K. A., 2001. Nutrient content of macroalgae with differing morphologies may indicate sources of nutrients for tropical marine systems. *Marine Ecology Progress Series*, 220 : 137-152.

Join, J.L., Pomme, J.B., Coudray, J., Daessle, M., 1988. Caractérisation des aquifères basaltiques en domaine littoral. Impact d'un récif corallien. *Hydrogéologie*, 2: 107-115.

Lapointe, B. E., Barile, P. J., Littler, M. M., Littler, D. S., Bedford, B. J., Gasque, C., 2005. Macroalgal blooms on southeast Florida coral reefs I. Nutrient stoichiometry of the invasive green alga *Codium isthmocladum* in the wider Caribbean indicates nutrient enrichment. *Harmful Algae*, 4 : 1092-1105.

Lin, H.-J., Wu, C.-Y., Kao, S.-J., Kao, W.-Y., Meng, P.-J., 2007. Mapping anthropogenic nitrogen through point sources in coral reefs using $\delta^{15}\text{N}$ in macroalgae. *Marine Ecology Progress Series*, 335 : 95-109.

Liu, K.-K., and I. P. Kaplan, 1989. The eastern tropical pacific as a source of ^{15}N enriched nitrate in seawater off southern California. *Limnology and Oceanography*, 34: 820-830.

Lourenço, S. O., Barbarino, E., Nascimento, A., Freitas, J. N. P., 2006. Tissue nitrogen and phosphorus in seaweeds in a tropical eutrophic environment: What a long-term study tells us. *Journal of Applied Phycology*, 18 : 389-398.

Mayer, B., Boyer, E.W., Goodale, C., Jaworski, N.A., Van Breemen, N., Howarth, R.W., Seitzinger, S., Billen, G., Lajtha, K., Nadelhoffer, K., Van Dam, D., Hetling, L.J., Nosal, M., and Paustian, K., 2002. Sources of nitrate in rivers draining sixteen watersheds in the northeastern U.S.: Isotopic constraints. *Biogeochemistry*, 57/58 : 171-197.

Montoya, J. P., E. J. Carpenter, and D. G. Capone, 2002. Nitrogen fixation and nitrogen isotope abundances in zooplankton of the oligotrophic North Atlantic. *Limnology and Oceanography*, 47: 1617-1628.

Reynolds, S. E., R. L. Mather, G. A. Wolff, R. G. Williams, A. Landolfi, R. Sanders, and E. M. S. Woodward, 2007. How widespread and important is N_2 fixation in the North Atlantic Ocean? *Global Biogeochem Cycles*, 21: GB4015.

Tsai, C.-C., Chang, J.-S., Sheu, F., Shyu, Y.-T., Yu, A. Y.-C., Wong, S.-L., Dai, C.-F., Lee, T.-M., 2005. Seasonal growth dynamics of *Laurencia papillosa* and *Gracilaria coronopifolia* from a highly eutrophic reef in southern Taiwan: temperature limitation and nutrient availability. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 315 : 49-69.

Turquet J., Quiniou F., Stachowski-Haberhorn S., Delesmont R., Delesmont E. et Durand G., 2010. Evaluation du risque pesticides pour les récifs coralliens de La Réunion (ERICOR). Rapport scientifique. 114 p + annexes.

Umezawa, Y., Miyajima, T., Yamamuro, M., Kayanne, H., Koike, I., 2002. Fine-scale mapping of land-derived nitrogen in coral reefs by $\delta^{15}\text{N}$ in macroalgae. *Limnology and Oceanography*, 47(5) : 1405-1416.

Xue D., Botte J., De Baets B., Accoe F., Nestler A., Taylor P., Van Cleemput O., Berglund M., Boeckx P., 2009. Present limitations and future prospects of stable isotope methods for nitrate source identification in surface- and groundwater. *Water Research*, 43: 1159-1170.