

Fonctionnement des communautés lagunaires planctoniques : influence des activités anthropiques

Jean-Pascal TORRETON

UR103, Centre IRD de Nouméa, Nouvelle-Calédonie, torreton@noumea.ird.nc

Dans les états insulaires du Pacifique, l'urbanisation et le développement de l'agriculture, de l'industrie et du tourisme se traduisent par des apports de différentes natures au milieu côtier que l'on peut classer en 3 catégories. Les nutriments dont un enrichissement excessif conduit à l'eutrophisation. Les contaminants, parmi lesquels on peut classer les métaux en Nouvelle-Calédonie, mais également à Fidji. Le principal risque est leur transfert dans la chaîne alimentaire. Enfin les particules dont on perçoit surtout le rôle sur la turbidité, mais qui constituent également des vecteurs des contaminants dans les lagons soumis aux apports terrigènes. Ces 3 types d'apports entraînent des modifications importantes de l'environnement côtier qui conduisent généralement à des conflits d'intérêt.

La diversité et le fonctionnement des communautés macroscopiques ont reçu jusqu'à présent une attention justifiée. Toutefois, les communautés planctoniques, moins aisément perceptibles du grand public et des décideurs, méritent également un large effort de recherche. En effet, la structure et le fonctionnement de ces communautés situées à la base des réseaux trophiques peuvent en effet largement conditionner les peuplements des niveaux trophiques supérieurs et les flux qui les traversent. Comprendre les modifications des milieux lagunaires nécessite donc d'appréhender les interactions des communautés planctoniques avec les 3 types d'apports au milieu côtier que constituent les nutriments, les contaminants et les particules.

L'étude de ces communautés s'intègre dans une démarche pluridisciplinaire - essentielle en écologie - dont les objectifs sont d'apporter les connaissances fondamentales nécessaires à la compréhension du fonctionnement naturel de ces écosystèmes, d'évaluer, voire d'anticiper, les effets des activités humaines sur ce fonctionnement et enfin de fournir les bases scientifiques nécessaires à la mise en place d'outils de surveillance de ces milieux.

Il est nécessaire au préalable de rappeler brièvement les grandes lignes du fonctionnement des communautés planctoniques. Il faut du CO₂, de la lumière et des nutriments pour entretenir la croissance du phytoplancton. Celui-ci est composé d'organismes très divers et de tailles très variables. Seules les plus grosses cellules (>10µm) peuvent être consommées directement par le mésozooplancton. Les plus petites cellules comme les cyanobactéries (< 1µm), nécessitent en raison de leur taille, une ou plusieurs étapes intermédiaires de prédation par les protistes, avant la consommation par le zooplancton. Le zooplancton est lui-même consommé par de plus gros organismes, et la biomasse produite parvient ainsi jusqu'aux niveaux supérieurs des réseaux trophiques. Chaque étape de consommation engendre des pertes comme celles occasionnées par la respiration et des déchets qui vont alimenter le stock de matière organique dissoute ou MOD. Celle-ci est consommée par les bactéries planctoniques qui vont avoir globalement deux effets : D'une part, fournir un surcroît de biomasse qui va s'insérer dans le réseau trophique, d'autre part, permettre la libération d'une partie des nutriments composant cette matière organique.

Nutriments et peuplements planctoniques

Les milieux côtiers du Pacifique tropical sont très renouvelés par les eaux océaniques proches très pauvres en nutriments et donc en plancton. Des apports en nutriments par les activités humaines vont donc augmenter la disponibilité nutritive et augmenter ainsi l'activité et la quantité de plancton. Les apports sous forme organique –abondants dans les effluents urbains –ne sont généralement pas utilisables directement par le phytoplancton. Les bactéries en les utilisant vont, d'une part, augmenter la disponibilité nutritive en libérant les minéraux complexés à la matière organique, ce qui augmente d'autant la production planctonique, et, d'autre part, produire de la matière vivante qui consommée par les protistes s'insère dans les réseaux trophiques, augmentant là aussi la production globale. Globalement, les bactéries dans ces milieux ne font qu'accélérer l'eutrophisation.

Dans les cas extrêmes, ces enrichissements peuvent se traduire par des efflorescences nuisibles, voire toxiques. Un autre cas extrême est la consommation excessive d'oxygène due à la dégradation par les bactéries des apports en matière organique qui s'ajoute à la respiration de ce plancton devenu très abondant. L'anoxie de la colonne d'eau qui peut en résulter a bien entendu des conséquences catastrophiques sur les organismes supérieurs, en particulier ceux qui sont fixés. Ces situations sont heureusement fort peu représentées dans les milieux insulaires du Pacifique, où les manifestations de ces enrichissements sont souvent plus insidieuses comme on le verra plus loin.

Tous les nutriments ne sont pas équivalents bien entendu. Si l'on exclut les éléments traces, globalement l'azote et le phosphore sont les plus importants. Il faut 16 fois plus d'azote que de phosphore pour la croissance du phytoplancton. Lorsque le rapport entre azote et phosphore disponibles est supérieur à 16, le phosphore sera le premier élément susceptible de manquer et qui structurera ainsi les communautés planctoniques. Dans le cas inverse, c'est l'azote qui sera le premier élément limitant. Une première étape, importante, est donc de déterminer quel est le premier élément structurant la production planctonique. Ce n'est pas une question triviale en terme de gestion des milieux car dans un milieu où l'azote par exemple est limitant, il sera plus pertinent de faire porter l'effort du contrôle des rejets sur cet élément, plutôt que sur le phosphore dont un apport supplémentaire ne provoquera pas de croissance du phytoplancton.

Pour ce faire, deux grandes catégories d'approches sont possibles. Les approches *in situ* consistent à évaluer directement sur le milieu le rapport entre azote et phosphore disponibles et le comparer à cette valeur de 16. Il est possible également d'examiner s'il existe une relation empirique entre la biomasse ou l'activité d'un compartiment planctonique et la concentration d'un nutriment dont on veut tester l'influence. Enfin l'étude du turnover de l'azote et du phosphore peut servir d'indicateur. Le turnover d'un élément est en effet d'autant plus rapide que celui-ci contraint les activités planctoniques. Les approches *in vitro* consistent à examiner la réponse des communautés planctoniques à l'addition expérimentale de divers éléments. Chacune de ces approches présente ses limites et dans tous les cas les résultats doivent être étayés par plusieurs d'entre elles.

Dans les atolls des Tuamotu en Polynésie Française, les milieux les moins perturbés ayant été étudiés, des expériences d'enrichissement suggèrent dans la plupart des cas une limitation par l'azote des communautés dans les atolls bien renouvelés et plutôt profonds. Certains atolls moins renouvelés par les eaux océaniques et peu profonds apparaissent davantage limités par le phosphore (Dufour et Berland 1999, Torréton et al. 2000). La morphologie des atolls semble donc en mesure de permettre d'anticiper l'élément le plus susceptible de structurer les communautés planctoniques (Dufour et al. 2001).

Dans la zone sous influence urbaine du lagon de Tahiti, les corrélations entre biomasse phytoplanctonique d'une part et nutriments d'autre part montrent que le facteur structurant est très vraisemblablement l'azote (Torréton et al. 1997).

A Fidji, dans le lagon autour de Suva, la corrélation de la biomasse phytoplanctonique, bien meilleure avec le phosphore qu'avec l'azote suggère que le premier facteur structurant les

communautés est le phosphore, bien que le rapport entre azote et phosphore inorganiques soit largement inférieur à 16 (Torréton et al. 2004).

Enfin dans le lagon Sud Ouest de Nouvelle Calédonie les rapports entre azote et phosphore, bien inférieurs à 16, et le turnover considérablement plus rapide de l'ammonium comparé à celui du phosphore indiquent que l'azote est le premier facteur structurant les populations planctoniques (Torréton et al. in prep).

Ces éléments structurants varient donc selon les milieux d'îles hautes soumises aux impacts anthropiques et il est donc nécessaire de les déterminer au préalable. Fort heureusement dans ces milieux tropicaux, ils ne semblent pas varier de manière déterminante au cours de l'année.

Une fois ceux-ci connus il est possible d'évaluer leur effet sur le fonctionnement des communautés planctoniques. Dans le lagon Sud Ouest de Nouvelle-Calédonie, la taille du phytoplancton tend à augmenter de manière assez nette pour des concentrations croissantes en azote – le facteur structurant dans ce milieu. On observe des tendances tout à fait comparables dans le lagon Fidjien à proximité de la capitale, Suva, cette fois pour des concentrations croissantes en phosphore. Un calcul rapide illustre les conséquences potentielles de ces changements de taille. Dans le lagon Fidjien, aux sites les moins affectés par les activités humaines, le phytoplancton est largement dominé par de petits organismes. Les plus petites cellules ($< 2 \mu\text{m}$) représentent en effet 75 % de la production, soit 75 g de carbone si l'on donne arbitrairement la valeur 100 à la production primaire dans cette situation. Si l'on admet que ces petites cellules ne sont consommées que par les plus petits protistes prédateurs, les nanoflagellés, qu'eux-mêmes sont consommés par des protistes plus gros comme les ciliés qui à leur tour seront consommés par le mésozooplancton, il y a 3 étapes de prédation pour arriver au mésozooplancton. En adoptant une valeur de rendement de transfert de 30%, c'est à dire que 30% du carbone consommé aboutit sous forme de prédateur, le reste étant respiré ou excrété, seuls $0,3^3$ soit 2,7% de 75 g ou 2,025 g parviennent au mésozooplancton. Si l'on admet que les cellules de taille intermédiaire (2-10 μm) qui représentent 18 % de ces 100 g peuvent être directement consommées par les ciliés et shuntent donc cette première étape de prédation, seuls $0,3^2$ soit 9% de 18 g ou 1,62 g parviennent au mésozooplancton. Enfin si l'on considère que les cellules les plus grosses ($>10 \mu\text{m}$, 7% du total) sont consommées directement par le mésozooplancton, elles permettent ainsi de produire 2,1 g de zooplancton. Dans cette situation, les 100 g de carbone produits sous forme de phytoplancton conduisent à produire 5,7 grammes de carbone zooplanctonique.

Dans la situation la plus altérée, le phytoplancton produit 23 fois plus que dans la situation précédente soit cette fois 2300 g de carbone produits, mais par une majorité de grosses cellules. En calculant comme précédemment, les 736 g de phytoplancton $< 2 \mu\text{m}$ (32% du total), conduisent à la production de 20 g de zooplancton. Les cellules de taille intermédiaire, (2-10 μm , 18% du total) conduisent à la production de 37 g de zooplancton. Et enfin les cellules les plus grosses ($>10 \mu\text{m}$, 50% du total) conduisent à la production de 345 g de zooplancton.

Au total cette production primaire 23 fois plus forte conduit à la production de 412 g de zooplancton ce qui représente 70 fois plus que dans la situation précédente. Ce changement de taille moyenne du phytoplancton qui pourrait paraître anecdotique peut donc considérablement amplifier les perturbations.

Mais les classes de tailles ne sont pas seules en jeu. Dans chacune de ces classes de taille, la répartition entre organismes est susceptible d'être modifiée. Ainsi dans le lagon Sud Ouest de Nouvelle-Calédonie, les apports en azote – l'élément structurant – se traduisent par des modifications profondes des communautés phytoplanctoniques. Aux concentrations en azote inorganique dissous (NID) les plus faibles comme celles que l'on peut mesurer dans le chenal principal (NID = $0,03 \mu\text{M}$), loin des baies sous influence urbaine, les peuplements de gros phytoplancton sont dominés par des coccolithophoracées (18 % du total) et des dinoflagellés (59 %). A mesure que ces concentrations augmentent, ces organismes sont remplacés par des diatomées et ces 3 grandes catégories représentent respectivement 9, 5 et 60 % du total aux situations les plus riches (NID = $3,2 \mu\text{M}$). De manière comparable, les plus petits organismes du phytoplancton sont dominés par des cyanobactéries du genre

Prochlorococcus (74 %) aux sites les plus pauvres. En second viennent les *Synechococcus* (25 %), puis les picoeucaryotes phytoplanctoniques (1 %). Les enrichissements en azote se traduisent par une réduction très nette des *Prochlorococcus* au bénéfice des *Synechococcus* et des picoeucaryotes (respectivement 3, 91, et 6 % pour NID = 2,5 µM). Il est difficile à l'heure actuelle d'évaluer les conséquences trophiques de ces changements communautaires importants dans les conditions d'eutrophisation pourtant limitées dans le lagon sud ouest de Nouvelle-Calédonie, mais ils déterminent certainement largement la structure des communautés situées plus haut dans les réseaux trophiques.

Ces modifications communautaires sont en outre susceptibles d'affecter le transfert des contaminants dans les réseaux trophiques.

Contaminants et réseaux trophiques

Les premiers échelons trophiques des communautés planctoniques constituent en effet la plus grosse surface biologique donc réactive dans les milieux océaniques. Ces communautés constituent donc un lieu privilégié d'entrée et parfois de transformation des contaminants dans les réseaux trophiques. Un calcul rapide montre que cette importance potentielle reste significative même en milieu côtier peu profond. Dans le lagon Sud Ouest de Nouvelle-Calédonie l'abondance moyenne du bactérioplancton hétérotrophe est d'environ $0,7 \cdot 10^6$ cellules l⁻¹. Assimilée à une sphère chaque bactérie, d'environ 0,5 µm de diamètre, représente une surface de 0,8 µm². Soit une surface bactérienne de 5,5 cm² par litre ou 11 m² par m² de lagon (profondeur moyenne 20 m). Un calcul analogue tenant compte de la taille du phytoplancton montre que celui présente une surface de contact beaucoup plus faible de l'ordre de 0,04 m² par m² de lagon, atteignant 0,2 m²/m² dans les zones les plus altérées du lagon.

Si certaines espèces bactériennes présentent d'importantes capacités d'accumulation en laboratoire, il n'y a actuellement aucune donnée concernant la capacité du bactérioplancton à accumuler les contaminants métalliques et donc leur transfert éventuel dans les réseaux trophiques. Il est clair que c'est un domaine qu'il conviendra d'aborder dans les années qui viennent. L'accumulation de métal est par contre connue chez diverses espèces de phytoplancton, mais on ne dispose d'aucune donnée pour les organismes couramment rencontrés en milieu lagonaire. La littérature nous apprend également que les enrichissements nutritifs interfèrent également avec cette capacité d'accumulation. Des taux de croissances plus importants, induits par des apports nutritifs, augmentent cette accumulation. D'autre part, en modifiant les peuplements les apports nutritifs modifient très probablement cette capacité d'accumulation.

Un de nos objectifs est de pouvoir proposer des outils de surveillance de ces milieux il est donc important de comprendre comment ces interactions entre plancton et contaminants vont affecter la validité de bioindicateurs de contamination métallique. Trois espèces de bivalves (2 huîtres, *Isognomon isognomon* et *Malleus regula* et un vénéréridé *Gafrarium tumidum*) sont actuellement identifiées comme de bons candidats bioindicateurs (Breau 2003). L'utilisation de métaux marqués a permis de montrer que ces espèces concentrent efficacement la plupart des métaux testés (Co, Cr, Zn, Ca, Mn, Ag, Hédouin 2003). En employant un modèle de bioaccumulation, pour la majorité des métaux testés c'est la nourriture, c'est-à-dire principalement le phytoplancton, qui constitue la voie majeure d'accumulation soit 85 à 100% des flux d'entrée dans ces organismes (Hédouin 2003). Il apparaît donc nécessaire dans l'immédiat de privilégier les questions suivantes :

- Y a-t-il tout d'abord un rôle des métaux dissous sur la composition du phytoplancton qui viendrait interférer avec la structuration induite par les éléments nutritifs ?

- Quelles sont les capacités de bioaccumulation des métaux par les différentes espèces de phytoplancton majoritairement rencontrées dans des situations trophiques données ?

On perçoit bien en effet qu'il est peu vraisemblable que des diatomées de grosses tailles - typiques des fonds de baie très enrichies par les apports nutritifs - présentent les mêmes capacités d'accumulation que le picoplancton procaryote qui domine dans les zones lagonaire non enrichies par les nutriments.

- Quelle est l'influence de la structure des communautés phytoplanctoniques sur l'accumulation métallique par les bioindicateurs potentiels identifiés ? Nous avons vu que la taille du phytoplancton influait largement sur le transfert de carbone vers les niveaux supérieurs des réseaux trophiques. Il n'y a aucune raison de supposer que le nombre d'étapes de transfert, et *a fortiori* la nature des communautés, n'aient aucune influence sur cette accumulation dans les espèces cibles choisies. Les niveaux d'accumulation par un bioindicateur donné n'auront donc pas nécessairement la même interprétation dans des situations trophiques différentes comme par exemple dans les baies urbaines autour de Nouméa et le canal de la Havannah au sud, beaucoup moins affecté par les apports nutritifs.

Ces trois questions constituent l'architecture d'un projet de recherche dont le financement vient d'être obtenu grâce au programme National PNETOX (Rochelle-Newall et al. 2003).

Particules, contaminants et réseaux trophiques

Le troisième type d'apports au milieu côtier susceptible d'interagir avec les communautés planctoniques est constitué par les particules. Une classe de particules récemment découverte est susceptible d'avoir des implications assez larges tant en terme de transfert de carbone que de contaminants. Il s'agit des PET, polymères exoprotéolytiques transparents, formés par la coagulation de matière organique dissoute principalement produite par le phytoplancton. Ce sont des particules très hydratées, qui sont maintenant connues pour présenter des propriétés d'adsorption importantes pour de nombreux composés dissous tels que protéines, acides aminés, acides gras et métaux (Niven et al. 1997). Ils sont abondants dans le lagon de Nouvelle-Calédonie comme dans la plupart des milieux côtiers où ils ont été recherchés.

La première information essentielle à acquérir est d'établir le pouvoir d'adsorption des PET pour les métaux dissous présents en milieu lagunaire. Après cette adsorption, trois voies de transfert sont à envisager. Les PET, en agrégeant les petites particules, peuvent atteindre la taille critique suffisante pour sédimenter. Ils représenteraient alors une voie nouvelle de détoxification de la colonne d'eau et, par là même, de contamination des sédiments. Les PET peuvent également être consommés selon leur taille par les différents organismes des réseaux trophiques planctoniques et constituer ainsi une nouvelle voie de transfert des contaminants dans les réseaux trophiques. Enfin ils peuvent interagir avec le bactérioplancton dans la colonne d'eau dont l'activité va tendre à les dégrader, ce qui diminue d'autant le transfert potentiel par les 2 autres voies. Cette vitesse de dégradation risque toutefois d'être affectée par la nature des composés adsorbés par ces particules. Il est donc indispensable de mieux connaître le rôle des PET dans les processus de transformation de la matière organique et inorganique dissoute vers la phase particulaire dans le contexte des contaminations métalliques risquant de s'accroître dans les années qui viennent. Cette thématique est actuellement en cours de développement au centre IRD de Nouméa dans le cadre du programme National ECCO (Mari et al. 2003).

Conclusion et perspectives

Les réseaux trophiques planctoniques interagissent ainsi largement avec la dynamique des 3 principaux types d'apports humains à ces milieux. Les interactions entre plancton et contaminants et plancton et particules constituent des voies de recherche prometteuses et d'ores et déjà initiées à l'IRD Nouméa.

Mais il existe des perspectives à plus long terme qu'il conviendra d'aborder. Dans les milieux côtiers peu profonds du Pacifique, la pénétration lumineuse est importante hors des zones fortement altérées. Ce sont donc des milieux où l'impact des rayonnements ultraviolets (UV) est probablement important. Ces UV sont connus pour affecter directement les activités du phytoplancton et du bactérioplancton. Ils vont donc directement interagir avec les flux de carbone mais aussi avec le transfert des contaminants. Les différentes espèces planctoniques ne présentant pas les mêmes sensibilités aux UV il est vraisemblable qu'ils vont également structurer ces peuplements avec, là encore, des conséquences sur ces flux de carbone et de contaminants. Enfin les UV agissent sur la

dégradabilité de la matière organique ce qui influencera aussi le fonctionnement des communautés planctoniques.

Un autre type de perspective n'est pas spécifique à ces milieux côtiers du Pacifique, il tient au rôle des virus. Depuis quelques années on sait que les virus sont extrêmement abondants dans les milieux aquatiques, en moyenne 10 fois plus que les bactéries (Weinbauer 2004). Ils présentent un rôle trophique potentiellement important en dissipant une partie du carbone accumulé sous forme de bactéries et de phytoplancton. On soupçonne également qu'ils présentent un rôle très structurant sur la composition des communautés bactériennes et probablement phytoplanctoniques en raison de la forte spécificité entre virus et hôte. Là encore leur intervention va conditionner le fonctionnement des communautés planctoniques.

La pertinence d'étudier les processus planctoniques dans ces milieux côtiers insulaires pour lesquels l'attention est souvent portée sur les communautés macroscopiques n'est plus à démontrer. Ils constituent un domaine de recherche fascinant et très actif qui présente un intérêt à la fois fondamental et appliqué à la gestion des milieux. Leur fonctionnement peut représenter un cas d'école pour de nombreux aspects et permet ainsi de susciter l'intérêt de la communauté nationale et internationale.

Les travaux présentés ici ont été réalisés avec le support financier du Programme National sur les Récifs Coralliens (PNRCCO) et du Programme Général de Recherche sur la Nacre (PGRN) aux Tuamotu, du Ministère de l'Environnement et du Ministère de la Recherche en Polynésie Française à Tahiti, de l'Ambassade de France à Suva (Fidji), et enfin du Ministère de l'Outre-Mer, du Programme National sur l'Environnement Côtier (PNEC), du Programme National D'Ecotoxicologie (PNETOX), du Programme National Ecotoxicologie et Dynamique des contaminants (ECCO) et du Programme ZoNéCo en Nouvelle-Calédonie.

Références bibliographiques

- Breau L. (2003). Etude de la bioaccumulation des métaux dans quelques espèces marines tropicales : recherche de bioindicateurs de contamination et application à la surveillance de l'environnement côtier dans le lagon sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie. Thèse de Doctorat, Université de La Rochelle, 282 pp.
- Dufour P., Andréfouët S., Charpy L., Garcia N. (2001). Atoll morphometry controls lagoon nutrient regime. *Limnology and Oceanography*, 46: 456-461
- Dufour P., Berland B. (1999). Nutrient control of phytoplanktonic biomass in atoll lagoons and Pacific ocean waters: Studies with factorial enrichment bioassays. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 234: 147-166
- Hédouin L., Métian M., Cotret O., Teysse JL., Paganelli J., Fowler SW., Fichez R., Warnau M. (2003). Biokinetics of heavy metals in tropical Organisms from the lagoon of New Caledonia: seawater, food and sediment exposures. ASE-SETAC Conférence "Solutions to Pollution", Christchurch, Nouvelle-Zélande
- Mari X., Rochelle-Newall E., Torréton JP., Weinbauer M., Migon C., Joux F. (2003). Rôle des particules exopolymériques transparentes dans le transfert des contaminants métalliques vers la phase particulaire : Conséquences pour le fonctionnement de la chaîne trophique, et pour la répartition des éléments traces dans l'océan. Programme National / ACI - FNS : « ECCO » Ecosphère Continentale : Processus et Modélisation. 22 pp.
- Niven SEH, Kepkay PE, Bugden JBC (1997). The role of TEP in ²³⁴Th scavenging during a coastal diatom bloom. *Radioprotection-Colloques*, 32: 213-218
- Rochelle-Newall E., Pringault O., Mari X., Moreton B., Torréton JP., Blanchot., Warnau M. (2003). Influence des métaux sur la structure et le fonctionnement du phytoplancton dans le lagon sud ouest de Nouvelle Calédonie. Réponse à l'APR PNETOX 21pp.
- Torréton JP., Pagès J., Harris P., Talbot V., Pourlier S., Fichez R. (1997). Eutrophisation en milieu lagonaire. Compte-rendu de subvention CORDET no 94 T 09. 70 pp.
- Torréton JP., Pringault O., Jacquet S., Chifflet S., Moreton B., Panché JY., Rodier M., Gérard P., Blanchot J. (2004) Rapport des missions Bula 3 (mars 2002) et Bula 4 (août 2003). dans le lagon de Suva (Fidji). 40 pp.

- Torréon JP., Talbot V., Garcia N. (2000). Nutrient stimulation of bacterioplankton growth in Tuamotu atoll lagoons. *Aquatic Microbial Ecology*, 21: 125-137
- Torréon JP., Van Den Broeck N., Moutin T., Raimbault P., Delesalle B., Ferrier-Pagès C., Blanchot J., Faure V., Jacquet S. (in prep). Ammonium and phosphorous uptakes by bacterioplankton and phytoplankton in New Caledonian lagoon waters of contrasted trophic status.
- Weinbauer MG. (2004). Ecology of prokaryotic viruses. *FEMS Microbiol Rev.* 28(2): 127-181

Assises de la Recherche Française dans le Pacifique



Actes des Assises

24-27 août 2004, Nouméa, Nouvelle-Calédonie

www.assises-recherche-pacifique.org
arfp2004@offratel.nc