

Un projet financé par le Programme des Nations Unies pour le Développement / Fond pour l'Environnement Mondial (PNUD/FEM) et exécuté par le Bureau des Services d'Appui aux Projets des Nations Unies (UNOPS)

## **Évaluation et Conservation de Biodiversité dans le Lac Tanganyika:**

### **RAPPORT TECHNIQUE FINAL DE BIOSS**

ALLISON, E.H., R.G.T. PALEY, G. NTAKIMAZI,  
V. J. COWAN ET K. WEST

**Décembre 2000**

### **Pollution Control and Other Measures to Protect Biodiversity in Lake Tanganyika (RAF/92/G32)**

### **Lutte contre la pollution et autres mesures visant à protéger la biodiversité du Lac Tanganyika (RAF/92/G32)**

Le Projet sur la diversité biologique du lac Tanganyika a été formulé pour aider les quatre Etats riverains (Burundi, Congo, Tanzanie et Zambie) à élaborer un système efficace et durable pour gérer et conserver la diversité biologique du lac Tanganyika dans un avenir prévisible. Il est financé par le GEF (Fond pour l'environnement mondial) par le biais du Programme des Nations Unies pour le développement (PNUD)

The Lake Tanganyika Biodiversity Project has been formulated to help the four riparian states (Burundi, Congo, Tanzania and Zambia) produce an effective and sustainable system for managing and conserving the biodiversity of Lake Tanganyika into the foreseeable future. It is funded by the Global Environmental Facility through the United Nations Development Programme.



**Adresses D'Auteurs:**

Dr. Edward H. Allison  
School of Development Studies  
University of East Anglia  
Norwich NR4 7TJ  
e.allison@uea.ac.uk

Richard Paley  
% MRAG Ltd  
47 Princes Gate,  
London SW7 2QA.  
v.cowan@ic.ac.uk

Dr Gaspard Ntakimazi  
Faculte des Sciences,  
Universite du Burundi,  
B.P. 2700, Bujumbura, Burundi

Vicki Cowan  
MRAG Ltd.  
47 Princes Gate,  
London SW7 2QA.  
v.cowan@ic.ac.uk

Dr. Kelly West  
% Dr Gaspard Ntakimazi  
Faculte des Sciences,  
Universite du Burundi,  
B.P. 2700, Bujumbura, Burundi  
kwest@mac.com

## RESUME EXECUTIF

1. Le lac Tanganyika est un des "points chauds" de la Biodiversité mondiale. Sa biodiversité est menacée par l'impact de l'activité humaine sur le lac et son bassin versant. Le Project sur la Biodiversité du lac Tanganyika (PBLT) a été conçu comme un moyen pour fournir un cadre régional pour la gestion du lac et la protection de sa biodiversité. L'Etude Spéciale Biodiversité (ESBIO) a fourni un conseil technique au projet sur les techniques pour la conception de l'exploration de la biodiversité et sur les approches actuelles de gestion utilisées pour la conservation de la biodiversité. Nous avons aussi entrepris toute une gamme d'activités de formation et de consolidation de compétences pour appuyer les objectifs du PBLT.
2. Le principal but de ESBIO était de soutenir le développement d'un plan d'Action stratégique (PAS) pour gérer le lac Tanganyika. L'objectif du plan d'action stratégique est " de fournir à la gestion régionale du lac Tanganyika le moyen de permettre une gestion durable de la biodiversité et des moyens de vie de générations présentes et futures de communautés riveraines".

Les objectifs spécifiques du PAS sur lesquels l'étude ESBIO s'est le plus directement attelés furent:

- "Définir et prioriser les actions de gestion requis pour conserver la biodiversité du lac Tanganyika".
- "Permettre au Comité pour la Gestion du Lac Tanganyika de fournir les directives à la communauté internationale sur les besoins de la région du lac Tanganyika en termes de conservation de la biodiversité et de l'utilisation durable des ressources".

Pour atteindre ces buts ESBIO avait quatre objectifs clés:

- faire une revue de la situation actuelle de la biodiversité dans le lac Tanganyika;
- Identifier la distribution, avec un accent particulier sur les aires protégées existants ou suggérées;
- suggérer les aires prioritaires pour une conservation, en se basant sur les connaissances actuelles et les recommandations d'autres études spéciales et complétées par ses travaux d'explorations additionnels là c'est nécessaire, et,
- développer un programme durable pour le suivi de la biodiversité à long terme.

3. Ce rapport technique fournit les résultats des activités de recherche qui ont été conduites pour réaliser ces objectifs. Nous revoyons les concepts et les processus qui ont conduit au choix de la méthodologie, et valider cette méthodologie (Chapitre 2). Nous présentons une analyse sommaire des connaissances actuelles en rapport la biodiversité requises pour la conservation basés sur une analyse sur l'information secondaire disponible (Chapitre 3), et les résultats des explorations conduites par l'équipe ESBIO de 1997-1999 (Chapitre 4). Ces données sont utilisées pour fournir une meilleure base pour la prise de décision en matière de conservation (Chapitre 5). Nous concluons avec un sommaire de recommandations pour des approches de conservation, actions de gestion, suivi, et priorités de recherche (Chapitre 6). Ce rapport fournit aussi bibliographie détaillées (Chapitre 7) et une archive de données importantes (Chapitre 8).
4. Les approches pour le développement d'une exploration appropriée et de protocoles standardisés de récolte pour l'estimation de la biodiversité ont occupé une part considérable du programme de ESBIO. Nous avons tenu compte des considérations aussi bien en rapport avec le traitement que pour la production de résultats techniques sous forme de données d'exploration. Ainsi, nos pratiques furent mises en œuvre avec la pleine participation des scientifiques locaux et des assistants techniques. Des équipes du Burundi, de la R D du Congo, de la Tanzanie et de la Zambie ont toutes participées dans la conception et le test des méthodes d'exploration. Ceci a apporté un sens élevé de propriété et de compréhension de la méthodologie d'exploration, qui devrait garantir son utilisation dans les activités futures d'exploration.

5. La plupart des taxa dans le lac ne sont pas suffisamment bien connus au point de vue taxonomique pour constituer une base pour des activités d'exploration de grande échelle. Les principales techniques développées furent donc des protocoles standardisés pour échantillonner la très diverse communauté de poissons comme représentant de la biodiversité totale. Trois techniques pour l'exploration des poissons furent développées pour le projet, deux basées sur l'exploration sous lacustre avec équipement SCUBA – Inventaire Visuel Stationnaire (SVC) and Inventaire Visuel Rapide (RVC) – et des protocoles standardisés pour exploration avec des filets maillants. Ces techniques furent vérifiées soigneusement pour les artefacts d'échantillonnage, la complémentarité et la taille minimale d'échantillon requise. Nous avons aussi développé des protocoles pour l'échantillonnage des mollusques. Pour les explorations futures qui cherchent à caractériser la richesse spécifique dans des secteurs à comparer en vue d'une priorisation de la conservation, nous recommandons les tailles minimales d'échantillons et les combinaisons de techniques d'exploration suivantes:
  - RVC – 40 répétitions par strate d'exploration (c.à.d la zone entre 5 et 15 m de profondeur)
  - Filets maillants – 60 poses de nuit avec 60 m de filet multi-maillages par zone d'exploration.
  - Transects pour Mollusques – 30 par strates d'exploration (combinaison d'habitat-profondeur choisie )
  - La technique SVC peut être plus utile pour les explorations de suivi, comme elle couvre moins d'espace sur le terrain et prend moins de temps, mais peut être plus précise.
6. Les estimations de la richesse spécifique et de la diversité sont sensibles à la taille de l'échantillon. Nous recommandons l'utilisation des estimations de diversité de Shannon-Weiner de préférence à l'indice de Simpson, comme il donne des résultats plus stables dans des zones sous échantillonnées. Nous recommandons les procédures d'estimation comme l'Estimateur de Couverture qu'est l'Incidence de Chaos (ICE) et les (Moyennes) Michaelis-Menton pour la richesse spécifique.
7. La plus grande partie du travail fait sur le lac Tanganyika avant ce projet n'était pas entrepris dans le but de la planification de la conservation, donc elle n'est pas standardisée pour cet objectif. Ceci limite inévitablement sa valeur dans des analyse comparatives, ou comme des données de référence pour estimer les changements au cours du temps. Ces données constituent, néanmoins, une riche source d'archives qui, à travers les efforts de ESBIO pour rassembler certaines d'entre elles dans une base de données relationnelle, est rendue disponible pour les institutions régionales comme un outils puissant pour la planification de la conservation et les objectifs de recherche.
8. Avant l'étude de ESBIO, il y avait un manque d'information sur les habitats aquatiques et leurs biocénoses associés dans ou aux alentours des Parcs Nationaux essentiellement terrestres (Rusizi, Gombe, Mahale, Nsumbu). ESBIO a développé une procédure d'exploration et construit les capacités pour la conduite d'explorations qui ont utilisé l'expertise régionale et minimisé la dépendance d'apports extérieurs.
9. L'exploration des habitats a établi que les espaces adjacents aux aires protégés terrestres existants, qu'ils soient actuellement protégés en tant que zones aquatiques ou non, contiennent la gamme entière des types d'habitats littoraux, incluant les macrophytes émergeant, les macrophytes submergés, les roches de stromatolithes, les fonds couverts de coquilles, et toutes les combinaisons de substrats mous et rocheux. Ils ne donnent pas nécessairement l'unique ou le meilleur exemple pour ces types d'habitats, mais ils ont l'avantage d'un centre d'intérêt de conservation existant. Ainsi, le critère fondamental pour un réseau d'aires protégés – qu'il devrait contenir de bon exemples de tous les types d'habitats (et par déduction les biocénoses associés) – est rempli avec le réseau existant.
10. La plus haute biodiversité, en terme de nombre d'espèces, est localisée dans la zone sub-littorale (jusqu'à 40 m de profondeur). Nous trouvons qu'un pourcentage élevé de cette biodiversité est ubiquiste dans cette distribution, mais qu'il y a un petit nombre limité de taxa avec une distribution spatiale restreinte. 73% des poissons lacustres connus

(90% des espèces enregistrées dans les explorations de ESBIO) furent trouvés dans les eaux adjacentes aux parcs nationaux existants. Une stratégie de conservation basée premièrement sur le maintien et la prolongation des fonctions des parcs terrestres existants est dès lors recommandée.

11. Les communautés de poissons sur les habitats rocheux sont plus diversifiées que celles trouvées sur les habitats sablonneux, et les habitats non perturbés et relativement vierges contiennent des biodiversités plus élevées que celles des zones proches des centres de population et sujettes aux perturbations de la pêche, de la pollution et de la sédimentation. Ces différences sont aussi évidentes en comparant les mesures de richesse spécifique. Les analyses confirment la haute diversité dans les eaux en face des parcs existants, et mettent en évidence d'autres zones comme Pemba, Bangwe, Luhanga, au Congo, et Lufubu et Chisala en Zambie qui sont potentiellement des sites riches. Les derniers sont situés à des embouchures de rivières adjacents au Parc National de Nsumbu, et pourraient valoir la peine d'une certaine forme de protection.
12. ESBIO a basé son conseil pour une stratégie de conservation en terme d'aires protégées. Ceci reflète le document de projet original de PBLT, qui était allé jusqu'à spécifier la création de Parcs Nationaux additionnel, aussi bien que le renforcement de la gestion de ceux existants. Nous avons essayé d'identifier les zones de plus haute biodiversité et cherché à établir quelle combinaison de celles-ci pourrait donner le plus haut niveau de protection de la biodiversité du lac Tanganyika. Il est reconnu toutefois que l'état des aires protégées est une seule option, et qu'une approche plus large de la gestion du lac doit être probablement critique si la stratégie doit réussir. Nous discutons donc de stratégies additionnelles comme la gestion de zones côtières et la conservation et le développement intégrés.
13. Comme la pression sur les ressources du lac Tanganyika augmente avec l'accroissement de la population, les menaces sur la biodiversité du lac Tanganyika devraient s'intensifier et des mesures de conservation seront essentielles si l'intégrité des écosystèmes aquatiques et services écologiques qu'ils fournissent doivent être maintenus. Le système de parcs nationaux existants contribue d'une manière significative à la protection de la biodiversité dans le lac Tanganyika, y compris la représentation de tous les principaux types d'habitats et une haute proportion des espèces de poissons et de mollusques. Mais les parcs sont isolés, constituent seulement une fraction de la côte lacustre, et il n'y a pas de garantie que les populations qu'elles contiennent seraient viables si elles étaient entourées d'environnement hostiles. La faisabilité de la réalisation d'un niveau de protection plus étendu à travers un élargissement du réseau actuel de parcs est hautement discutable. Pour cette raison, nous avons souligné l'alternative d'une stratégie de gestion de la zone côtière, qui combine les objectifs de conservation de la biodiversité avec le développement et la participation des partenaires.
14. Le PBLT avait une forte orientation technique, fournissant l'information de base essentielle pour le premier plan de gestion du lac. La base pour un suivi scientifique et l'établissement de la gestion a été établit sous le PBLT, mais les compétences plus larges dans la communication, la planification conjointe, la coopération entre différents ministères/disciplines et la gestion sont toujours requis. A travers notre rapport, nous avons insisté sur le besoin de considérer aussi bien les questions de processus que la production de résultats techniques. Si la communauté internationale continue à apprécier ce lac unique, nous recommanderions un soutien continue qui se concentre plus sur la consolidation des capacités institutionnelles nécessaires pour garantir le développement durable de cette ressource biologique diversifiée. Nous recommanderions aussi une analyse critique des coûts et bénéfices d'une telle conservation et un développement explicite d'approches de gestion qui aideront à garantir que les bénéfices de la conservation vont vers ceux qui vivent autour du lac, alors que les coûts sont soutenus par tous ceux qui les valorisent.

## REMERCIEMENTS

Ce rapport représente l'enregistrement écrit de l'effort considérable d'un grand nombre de personnes. Inévitablement, seulement une partie de ces personnes a été impliquée dans sa production et apparaissent ici comme auteurs.

Notre plus grande dette est due à ces membres des équipes qui ont participé dans le développement de nos méthodes d'exploration et qui ont continué pour récolter les données analysées dans ce rapport. Ils ont tous eu à supporter des essais préliminaires qui semblaient très bien sur papier, mais ne marchaient pas sous eau. Leur contribution pour développer des méthodes robustes et reproductibles qui généraient aussi des données de valeur est appréciée avec reconnaissance. Ils ont tous été impliqués dans la production des autres rapports de ES BIO. Nous voudrions remercier tous les membres des équipes d'exploration de terrain de ES BIO:

Pays	Nom	Institution
Burundi	Dr NTAKIMAZI Gaspard	Univ. du Burundi
	BIGIRIMANA Célestin	Petit Séminaire Kanyosha
	HAKIZIMANA TERENCE	Lycée de Cibitoke
	NDAYISENGA Libère	INECN – Bujumbura
	NICAYENZI Félix	PBLT – Bujumbura
	RUGIRABIRORI Albéric	Univ Burundi – Bujumbura
	SINUNGUKA Bernard	DEPP – Bujumbura
RD Congo	Dr NSHOMBO Muderhwa	CRH - Uvira
	AMUNDALA Shekani	CRH - Uvira
	BAHANE Byeragi	CRH - Uvira
	BASHONGA Bishobibiri	CRH - Uvira
	BUDA Kukiye	CRH - Uvira
	MUZUMANI Risasi	CRH - Uvira
	WATUNA Igundji	CRH - Uvira
Tanzanie	KAYANDA Robert	TAFIRI – Kigoma
	KIMAMBO Fadhili	TANAPA – Gombe
	MNAYA Bakari	TANAPA – Gombe
	WAKAFUMBE Robert	TAFIRI – Kigoma
Zambie	LUKWESA Charles	DoF – Mpulungu
	MWENDA Maybin	DoF – Mpulungu
	SHAPOLA Reuben	DoF – Mpulungu
	SINYINZA Robert	DoF – Mpulungu
	ZULU Isaac	DoF – Mpulungu

Quand vous avons commencé, nos équipes couvraient une large gamme de niveaux d'expertise dans les techniques essentielles pour effectuer ce travail. Nous avions de bons nageurs qui ne savaient pas identifier les poissons, et des experts dans les poissons qui ne pouvaient pas nager. Peu parmi nous étaient des plongeurs entièrement qualifiés avec une expertise dans les méthodes d'exploration. Nous sommes endettés à l'égard de tous les participants dans les activités de formation et des séminaires de ES BIO tout au long de la période 1997-2000. Ceux qui ont partagé leur expertise, et les principaux rôles qu'ils ont joués, sont donnés ci-après:

<b>Nom</b>	<b>Adresse</b>	<b>Principaux Rôles</b>
Simon Holden Crag Jones John Pearce	MRAG Ltd, 47 Prince's Gate, London SW7 2QA	Conception, développement et test des bases de données des explorations et de littérature sous Microsoft Access
Pierre Ndamama	Université du Burundi, B.P. 2700, Bujumbura, Burundi	Assistance dans le questionnement des bases de données sous Microsoft Access
Dr Paul Tierney	Dept of Zoology, Trinity College Dublin 2, Ireland	Formation en plongée et développement des protocoles pour l'exploration des habitats.
William Darwall	Overseas Development Group University of East Anglia Norwich NR4 7TJ	Formation en plongée et développement des protocoles pour l'exploration des poissons et des habitats.
Dr Koen Martens	Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Vautierstraat 29, B - 1000 Brussels, Belgium	Taxonomie et identification des invertébrés sur le terrain.
Roger Bills	JLB Smith Institute of Ichthyology, Private Bag 1015, Somerset Street, Grahamstown 6140, RSA.	Taxonomie et identification des poissons Cichlidés sur le terrain
Dr M.M. Gashagaza	National University of Rwanda, Faculty of Agriculture, BP 117 Butare, Rwanda	Taxonomie, écologie, et identification de poissons sur le terrain
Dr Luc De Vos	National Museums of Kenya, Ichthyology Department, PO Box 406587, Nairobi, Kenya	Taxonomie et identification des poissons non Cichlidés sur le terrain.

Des remerciements sont dus aux autorités des parcs nationaux de Mahale, Gombe, Rusizi et Nsumbu. Les membres du personnel dans chacun des parcs ont été des hôtes courtois pour les équipes des explorations de ESBIO. Leur intérêt pour le travail de terrain de ESBIO a illustré une reconnaissance croissante de la valeur de partie aquatique de leurs parcs, ce qui augure bien de futurs efforts de conservation.

La coordination des activités de formation et de recherche des personnes dans différentes institutions, dans quatre pays différents, demande une organisation considérable. L'excellent et enthousiaste appui de l'équipe administrative du PBLT a renforcé nos activités et a fait toute la différence du monde. Ainsi, nous voudrions rendre hommage à la contribution de Bahati Barongo à Kigoma, Mamert Maboneza à Bujumbura et Ritesh Bhandari au bureau de Dar es Salaam.





## TABLE OF CONTENTS

<b>Resume Executif</b> .....	<b>I</b>
<b>Remerciements</b> .....	<b>IV</b>
<b>1 Introduction</b> .....	<b>1</b>
1.1 Le lac Tanganyika et sa biodiversité.....	1
1.2 La Convention sur la Diversité Biologique et sa mise en œuvre sur le lac Tanganyika.....	2
1.2.1 La Convention sur la Diversité Biologique.....	2
1.2.2 Le Fond Mondial pour l'Environnement.....	3
1.3 Les buts du projet PBLT et l'Etude Spéciale Biodiversité.....	3
1.3.1 But et objet du Projet.....	3
1.3.2 Les Objectifs du PBLT.....	4
1.3.3 Les Etudes Spéciales.....	4
1.4 Buts et Objectifs de ES BIO.....	5
<b>2 Développer une stratégie pour l'évaluation de la biodiversité du lac Tanganyika</b> .....	<b>7</b>
2.1 Evaluer la Biodiversité.....	7
2.2 Déterminer les besoins en information: une approche par objectifs.....	7
2.3 Revue de l'information et organisation.....	10
2.3.1 Revue de base et la « Base de données de littérature ».....	10
2.3.2 La base des données d'exploration.....	11
2.4 Analyse des capacités institutionnelles, coûts et faisabilité logistique de l'évaluation de la biodiversité.....	11
2.5 Evaluation de la Biodiversité.....	13
2.5.1 Conception de l'exploration.....	13
2.5.2 Choisir les groupes indicateurs ou « substituts de la biodiversité ».....	15
2.5.3 Cartographie des habitats.....	16
2.5.4 Méthodes d'exploration pour les poissons.....	17
2.5.5 Méthodes pour l'inventaire des mollusques.....	18
2.6 Mensurations et mesures de la biodiversité.....	19
2.6.1 Richesse spécifique.....	19
2.6.2 Calculs et comparaison d'indices de biodiversité.....	20
2.6.3 Diversité alpha, bêta et gamma, et rareté et endémisme.....	21
2.7 Catégories d'habitats pour l'analyse des données.....	22
2.8 Déterminer les tailles requises pour les échantillons.....	25
2.8.1 Effort d'échantillonnage pour l'inventaire visuel stationnaire (SVC).....	26
2.8.2 L'effort d'échantillonnage de l'inventaire visuel rapide (RVC).....	33
2.8.3 L'effort d'échantillonnage avec les filets maillants.....	37
2.8.4 Effort d'échantillonnage pour mollusques.....	44
2.9 Evaluer l'hétérogénéité d'un échantillon.....	51
2.10 Tests pour la complémentarité et les biais dans différentes techniques d'échantillonnage.....	52
2.10.1 Méthodes d'échantillonnages des poissons.....	52
2.10.2 Comparer les captures avec les filets maillants, à Rusizi.....	53
2.10.3 Comparaison des échantillons avec filets maillants, SVC et RVC du Parc National de Mahale.....	54
2.10.4 Les méthodes d'échantillonnages de mollusques.....	56
2.11 Evaluation des méthodes d'évaluation de la biodiversité.....	57

2.12	Méthodes alternatives d'évaluation de la biodiversité .....	58
2.13	Résumé.....	61
<b>3</b>	<b>Une évaluation de la distribution générale de la biodiversité dans le lac Tanganyika .....</b>	<b>63</b>
3.1	Introduction .....	63
3.2	Méthodes .....	63
3.3	Résultats .....	66
3.3.1	Données sur les sites.....	66
3.3.2	Listes des poissons trouvés dans chaque bassin .....	71
3.3.3	Listes nationales pour les poissons.....	74
3.3.4	Listes nationales pour les mollusques.....	77
3.3.5	Listes des espèces de poissons dans les aires protégées .....	79
3.3.6	Poissons non trouvés dans les eaux des parcs .....	83
3.3.7	Listes des espèces de mollusques dans les parcs. ....	86
3.4	Discussion et Conclusions .....	88
<b>4</b>	<b>Explorations pour l'évaluation de la biodiversité.....</b>	<b>91</b>
4.1	Introduction .....	91
4.2	Méthodes .....	91
4.2.1	Activités d'exploration de ESBIO, 1997-2000 .....	91
4.2.2	Cartographie des habitats .....	91
4.2.3	Explorations de la diversité des poissons.....	97
4.2.4	Richesse spécifique des mollusques.....	101
4.3	Résultats .....	101
4.3.1	Caractéristiques des habitats aquatiques littoraux.....	101
4.3.2	Indices de diversité à partir des explorations avec les filets maillants et des inventaires visuels stationnaires.....	106
4.3.3	Richesse spécifique des poissons.....	114
4.3.4	Richesse spécifique des mollusques.....	124
4.4	Discussion et Conclusions .....	126
<b>5</b>	<b>Critères de la diversité pour la planification de la conservation 129</b>	
5.1	Introduction .....	129
5.2	Points chauds de la biodiversité, Substituts et Complémentarité.....	129
5.3	Méthodes .....	131
5.3.1	Analyse de la valeur de conservation basée sur l'habitat .....	131
5.3.2	Comparaison des zones en utilisant la richesse spécifique et l'endémicité des poissons et des mollusques.....	131
5.3.3	Comparaison des sites en utilisant la complémentarité .....	131
5.4	Résultats .....	132
5.4.1	Comparaison des sites en utilisant les cartes d'habitats.....	132
5.4.2	Comparaison entre les zones en utilisant la richesse spécifique des poissons et des mollusques .....	133
5.4.3	Comparaison des zones en utilisant l'endémisme des poissons et des mollusques.....	134
5.4.4	Comparaison des sites en utilisant la complémentarité .....	134
5.5	Discussion.....	136
5.5.1	Options de conservation.....	136
5.5.2	Les menaces .....	137
5.5.3	Les aires protégées en tant qu'outil de conservation.....	139
5.5.4	Analyse préliminaire des « AFOM » des parcs nationaux existants et proposés .....	142
5.5.5	Alternatives aux aires protégées .....	148
5.5.6	Conclusion .....	149

<b>6</b>	<b>Synthese et recommandation pour le suivi futur, la recherche et les actions de gestion.....</b>	<b>151</b>
6.1	Introduction .....	151
6.2	Le suivi .....	152
6.3	La recherche .....	153
	6.3.1 Prolonger les activités d'exploration .....	153
	6.3.2 Développement de méthodes pour l'évaluation de la santé de l'écosystème aquatique .....	154
	6.3.3 Evaluation des estimations de la biodiversité.....	154
	6.3.4 Identifier les liens entre la conservation et le développement.....	158
	6.3.5 Les liens entre chaînes trophiques littorales et pélagiques et les pêcheries 164	
6.4	La gestion.....	165
	6.4.1 Les menaces .....	166
	6.4.2 Réponse de gestion recommandée.....	167
6.5	Conclusion sommaire.....	169
<b>7</b>	<b>Bibliography .....</b>	<b>171</b>
<b>8</b>	<b>Appendices.....</b>	<b>183</b>
8.1	La list des documents ESBIO .....	183
8.2	Données supportants Chapitre 2: espèces à chaque combinaison de catégorie de profondeur et substrat, exploration du parc national de Mahale, 1999 .....	184
8.3	Données supportants Chapitre 2: Données supportants Chapitre 2: les paramètres des modèles asymptotiques ajustés (Dépendance linéaire et Clench) utilise pour calculer la dimension de l'échantillon minimum. (Dépendance linéaire et Clench) utilise pour calculer la dimension de l'échantillon minimum. ....	186
8.4	Données supportants Chapitre 3: listes définitives des espèces des poissons prises de la base de données de littérature .....	190

## LIST OF TABLES

Table 1.1	Etudes Spéciales et leurs principaux buts.....	4
Table 2.1	Institutions nationales participant à ESBIO .....	12
Table 2.2	Résumé des principales composantes des explorations de la biodiversité conduites par les équipes de ESBIO entre 1997 et 2000 .....	14
Table 2.3	Caractéristiques de taxa « substituts de la biodiversité totale » potentiels.....	15
Table 2.4	Procédures pour l'échantillonnage des mollusques le long de transects de plongée.....	18
Table 2.5	Avantages et inconvénients de la richesse spécifique en tant que mesure de la biodiversité. ....	20
Table 2.6	Espèces de poissons trouvées uniquement dans chacune des larges catégories de substrats , Park National de Mahale. ....	24
Table 2.7	Analyse de l'adéquation de l'échantillonnage pour l'inventaire visuel stationnaire pour les espèces de poissons, utilisant deux modèles asymptotiques (voir le texte pour les détails) .....	32
Table 2.8	Analyse de l'adéquation de l'échantillonnage pour l'inventaire visuel rapide (RVC) d'espèces de poissons, utilisant deux modèles asymptotiques (voir le texte pour les détails) .....	36
Table 2.9	Analyse de l'adéquation de l'échantillonnage avec des filets maillants pour les espèces de poissons, utilisant deux modèles asymptotiques (voir le texte pour les détails). ....	43
Table 2.10	Nombre de réplifications des transects pour espèces de mollusques dans chaque strate d'échantillonnage (zone, bande de profondeurs, catégorie de substrat) ..	46
Table 2.11	Analyse de l'adéquation des explorations des mollusques gastéropodes en plongée le long de transects, utilisant deux modèles asymptotiques (voir le texte pour les détails) .....	50
Table 2.12	Espèces capturées uniquement dans les poses de filets maillants de jour et de nuit, Rusizi, Burundi, synthétisées à partir de toutes les poses. ....	53
Table 2.13	Espèces enregistrées uniquement avec l'inventaire visuel rapide (RVC), l'inventaire visuel stationnaire (SVC) et les poses de filets maillants de nuit (GILL), Mahale, Mars-Avril 1999. ....	55
Table 2.14	Listes d'espèces de substrats mous trouvées en Zambie avec la plongée et par le dragage.....	56
Table 3.1	Nombre d'espèces de poissons enregistrées uniquement dans chaque bassin du lac Tanganyika .....	71
Table 3.2	Espèces de poissons trouvées exclusivement dans le bassin sud, nord ou central (espèces endémiques au lac Tanganyika en gras).....	72
Table 3.3	Nombre d'espèces de poissons enregistrées par la base de données dans chaque pays .....	74
Table 3.4	Nombre d'espèces par famille enregistrées dans chaque pays riverain.....	75
Table 3.5	Listes nationales d'espèces trouvées exclusivement dans chaque pays (espèces endémiques au lac Tanganyika en gras) .....	76
Table 3.6	Listes nationales complètes d'espèces de mollusques (provenant uniquement des explorations de ESBIO), avec les espèces exclusives à un pays indiquées en gras.....	78
Table 3.7	Nombre des espèces de poissons enregistrées dans les eaux adjacentes à chaque parc national .....	79
Table 3.8	Espèces de poissons enregistrées exclusivement dans les eaux de chaque parc national (gras indique qu'une espèce est endémique au lac Tanganyika) .....	81
Table 3.9	Protection offerte aux espèces trouvées exclusivement dans chaque pays (celles qui ne sont pas protégées sont soulignées en gras).....	85
Table 3.10	Nombre d'espèces de poissons par famille qui ne sont enregistrées dans un parc national.....	86
Table 3.11	Listes de tous les mollusques trouvés dans un parc national lors des explorations de ESBIO. ....	87
Table 4.1	Synthèse des activités d'exploration de ESBIO. ....	92
Table 4.2	La proportion de chacun des principaux types substrats enregistrés dans les explorations avec la planche Manta dans les eaux adjacentes aux parcs nationaux, en kilomètres et en pourcentage de la côte dans l'aire protégée....	102

Table 4.3	Composition des substrats selon la profondeur pour les 11 sites dans le PN de Mahale, en Tanzanie, pour lesquels des profils d'habitats complets ont été enregistrés.....	103
Table 4.4	Richesse spécifique et indices de diversité à partir des explorations avec les filets maillants.....	107
Table 4.5	Comparaisons par paires ajustées de Bonferroni (t-tests) entre les indices de diversité de Shannon-Weaver diversity pour les poissons récoltés avec les filets maillants (de la Table 4.4).....	108
Table 4.6	Richesse spécifique et indices de diversité à partir des explorations par inventaires visuels stationnaires.....	110
Table 4.7	Comparaisons par paires ajustées de Bonferroni (t-tests) entre les indices de diversité de Shannon-Weaver diversity pour les poissons échantillonnées avec SVC ( Table 4.6).....	111
Table 4.8	Estimations de la richesse spécifique des poissons ( $S_{max}$ ) à partir de la technique de l'inventaire visuel stationnaire (SVC). Les estimations isolées sont indiquées entre parenthèses.....	114
Table 4.9	Estimations de la richesse spécifique des poissons ( $S_{max}$ ) à partir des explorations avec les filets maillants. Les estimations isolées sont indiquées entre parenthèses.....	115
Table 4.10	Estimations de la richesse spécifique des poissons ( $S_{max}$ ) basée sur l'incidence à partir des explorations par inventaire visuel rapide (RVC). Les estimations isolées sont indiquées entre parenthèses.....	116
Table 4.11	Richesses spécifiques observées et estimées dans les principaux parcs nationaux et zones d'explorations définies, par technique d'exploration.....	117
Table 4.12	Estimations de richesses spécifiques ( $S_{max}$ ) basées sur l'incidence pour les mollusques.....	124
Table 5.1	Observation avec planche Manta: la proportion de chaque type d'habitat enregistrée dans les eaux adjacentes aux parcs nationaux, en kilomètres et en pourcentages de la côte de l'aire protégée.....	132
Table 5.2	Zones explorées avec leur classement par ordre selon la richesse en espèces, genres et familles de poissons (non corrigé pour les différences dans l'intensité de l'échantillonnage).....	133
Table 5.3	Zones d'exploration classées par ordre selon la richesse en espèces et genres de mollusques.....	134
Table 5.4	Proportion d'espèces de poissons endémiques enregistrées par zone explorée	134
Table 5.5	Analyse de Complémentarité et richesse spécifique des poissons.....	135
Table 5.6	Analyse de Complémentarité et richesse spécifique des mollusques.....	136
Table 5.7	Situation actuelle et viabilité des zones aquatiques du Parc National de Mahale	143
Table 5.8	Situation actuelle et viabilité des zones aquatiques adjacentes au Parc National de la Rusizi.....	144
Table 5.9	Situation actuelle et viabilité des zones aquatiques du Parc National de Nsumbu	145
Table 5.10	Situation actuelle et viabilité des zones aquatiques adjacentes au Parc National de Gombe.....	146
Table 5.11	Situation actuelle et viabilité des zones aquatiques adjacentes à Pemba, Luhanga et Bangwe.....	147
Table 6.1	Les valeurs de la biodiversité et les partenaires: quelques exemples du lac Tanganyika.....	157
Table 8.1	Espèces observées seulement par l'inventaire visuel stationnaire (SVC).....	184
Table 8.2	Espèces observées seulement par l'inventaire visuel rapide (RVC).....	185
Table 8.3	Les paramètres des modèles asymptotiques ajustés pour calculer la dimension de l'échantillon minimum - l'inventaire visuel stationnaire (SVC) pour les poissons.....	186
Table 8.4	Les paramètres des modèles asymptotiques ajustés pour calculer la dimension de l'échantillon minimum - l'inventaire visuel rapide (RVC) pour les poissons.....	187
Table 8.5	Les paramètres des modèles asymptotiques ajustés pour calculer la dimension de l'échantillon minimum – evaluation des filets maillants pour les poissons...	188

Table 8.6	Les paramètres des modèles asymptotiques ajustés pour calculer la dimension de l'échantillon minimum - explorations des mollusques gastéropodes en plongée le long de transects. ....	189
Table 8.7	Listes d'espèces de poissons par pays, de la base de données de littérature (espèces exclusivité à un pays en gras) .....	190
Table 8.8	Listes complètes d'espèces de poissons par parc, prises de la base de données de littérature (espèces exclusivité à un parc en gras).....	199

## LIST OF FIGURES

Figure 1.1	Diagramme de Venn illustrant les relations entre ESBIO, les autres études spéciales et les autres composantes principales du PBLT .....	5
Figure 2.1	Carte avec la localisation de tous les sites d'exploration de ESBIO .....	9
Figure 2.2	Classification des principaux habitats basée sur les substrats. 'Roc' inclut les gros blocs de roche, la roche mère, et les pavés. 'San' inclut tous les gradients de substrats mous depuis la vase jusqu'au graver fin. ....	23
Figure 2.3	Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) pour les données d'inventaires visuels stationnaires des poissons du Burundi R D du Congo. Les modèles asymptotiques ajustés (Dépendance linéaire et Clench) sont aussi indiqués. Noter la différence entre les échelles sur l'axe des y pour les échantillons du Burundi et du Congo. ....	29
Figure 2.4	Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) pour les données d'inventaires visuels stationnaires des poissons de Tanzanie. Les modèles asymptotiques ajustés (Dépendance linéaire et Clench) sont aussi indiqués. ...	30
Figure 2.5	Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) pour les données d'inventaires visuels stationnaires des poissons de Zambie. Les modèles asymptotiques ajustés (Dépendance linéaire et Clench) sont aussi indiqués. ...	31
Figure 2.7	Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) pour les données d'inventaires visuels rapides de poissons du Burundi. Les modèles asymptotiques ajusté (Dépendance Linéaire et Clench) sont aussi indiqués.....	33
Figure 2.8	Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) pour les données d'inventaires visuels rapides de poissons de la R D Congo et e la Zambie. Les modèles asymptotiques ajusté (Dépendance Linéaire et Clench) sont aussi indiqués. Noter que les échelles différents pour les axes X et Y pour R D Congo et la Zambie. ....	34
Figure 2.9	Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) pour les données d'inventaires visuels rapides de poissons de la Tanzanie. Les modèles asymptotiques ajusté (Dépendance Linéaire et Clench) sont aussi indiqués. Noter que les échelles différents pour les axes X et Y pour Mahale et Kigoma. Ceci est fait pour la clarté de la présentation. ....	35
Figure 2.10	Tracé en nuage de temps de pose contre le nombre d'espèces et d'individus capturés dans des filets maillants posés la nuit dans le Parc National de Mahale, basé sur 21 poses. ....	38
Figure 2.11	Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) pour les explorations avec des filets maillants dans les eaux du Burundi et de la R.D. Congo. Les modèles asymptotiques ajustés (Dépendance Linéaire et Clench) sont indiqués.	40
Figure 2.12	Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) pour les explorations avec des filets maillants dans le Parc national de Mahale, Tanzanie Les modèles asymptotiques ajustés (Dépendance Linéaire et Clench) sont indiqués.	41
Figure 2.13	Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) pour les explorations avec des filets maillants dans les eaux zambiennes. Les modèles asymptotiques ajustés (Dépendance Linéaire et Clench) sont indiqués. Noter que l'axe des Y pour l'échantillon de la Lufubu est à une échelle différente du reste (0-110 espèces au lieu de 0-90) .....	42
Figure 2.14	Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) issues d'explorations de mollusques en plongée le long de transects au Burundi (Gitaza) et en R D du Congo (tous les autres sites). Les modèles d'asymptotes ajustés sont aussi indiqués. ....	47
Figure 2.15	Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) issues d'explorations de mollusques en plongée dans la zone littorale du parc national de Mahale. Les modèles d'asymptotes ajustés sont aussi indiqués. L'axe des Y pour l'échantillon de substrats sablonneux et lits de coquilles à plus de 20 m a été tracé à une échelle différente pour plus de clarté. ....	48
Figure 2.16	Comparaison entre les courbes d'espèces cumulées observées (basés sur 100 prises des données au hasard, avec les déviations standards) et les courbes calculées de Coleman ou de « placement au hasard »'. ....	51

Figure 2.17	Les dix espèces les plus abondantes représentées dans les échantillons de captures aux filets maillants de jour et de nuit à Rusizi .....	54
Figure 2.18	Les dix espèces les plus abondantes dans les explorations avec filets maillants et SVC, au Parc National de Mahale Mountains .....	56
Figure 3.1	Carte indiquant les sites d'exploration conduites sur le lac Tanganyika (source : Base de données de littérature) .....	67
Figure 3.2	Carte indiquant les sites d'exploration avec les filets maillants sur le lac Tanganyika (source : Base de données de littérature) .....	68
Figure 3.3	Carte indiquant les sites d'exploration avec des seines de plage sur le lac Tanganyika (source: Base de données de littérature) .....	69
Figure 3.4	Carte indiquant les sites d'exploration en plongée sous lacustre sur le lac Tanganyika (source: base de données de littérature).....	70
Figure 3.5	Carte indiquant la localisation des espèces de poissons qui n'ont pas été enregistrées dans les eaux adjacentes aux quatre parcs nationaux sur le lac Tanganyika. ....	84
Figure 4.1	Carte des sites d'échantillonnage de ES BIO dans le nord du lac.....	93
Figure 4.2	Carte des sites d'échantillonnage de ES BIO dans la région de Mahale.....	93
Figure 4.3	Carte des sites d'échantillonnage de ES BIO dans le sud du lac. ....	94
Figure 4.4	Exemple de carte de terrain d'une exploration manta des habitats le long d'un tronçon de la côte zambienne dans le parc national de Nsumbu. ....	95
Figure 4.5	Résultats d'un profil de plongée, pris de l'exploration à Gombe.....	96
Figure 4.6	Les principes théoriques derrière les estimateurs basés sur la couverture de la richesse spécifique. Les segments ombragés représentent les espèces échantillonnées, qui représenteront seulement une partie du nombre total des espèces présentes. La somme de ces segments est la couverture (pris de Colwell, 1997).....	99
Figure 4.7	Catégories des substrats de la zone littorale à partir des avec la planche Manta dans le P N de Mahale (carte A et B).....	104
Figure 4.8	Catégories des substrats de la zone littorale à partir des avec la planche Manta dans le P N de Mahale (cartes C et D).....	105
Figure 4.9	Sensibilité des indices de diversité à la taille de l'échantillon, basée sur 100 prises au hasard de l'ordre des échantillons. ....	113
Figure 4.10	Relations entre le nombre de répétitions d'événements d'échantillonnage avec par SVC et les estimations de $S_{max}$ : (a) Mahale et (b) République Démocratique du Congo .....	119
Figure 4.11	Relation entre le nombre de répétitions d'événements d'échantillonnages avec filets maillants et les estimations de $S_{max}$ : (a) Rusizi and (b) Uvira et Lufubu/Chisala.....	121
Figure 4.12	Relation entre le nombre de répétitions d'événements d'échantillonnage par RVC et les estimations de $S_{max}$ .....	123
Figure 4.13	Sensibilité des estimateurs de la richesse spécifique la taille de l'échantillon. Les exemples illustrés viennent des explorations de mollusques au PN de Mahale. Les symboles tracés indiquent les courbes d'espèces observées cumulées et les déviations standards (basés sur 100 prises au hasard pour l'ordre des échantillons).....	125
Figure 6.1	Modèles conceptuels des liens entre la biodiversité et les fonctions de l'écosystème proposés dans la littérature (d'après Schwartz et al, 2000) .....	159
Figure 6.2	Trois modèles de stratégies de conservation. Les hexagones indiquent les stratégies possibles d'intervention, alors que les rectangles indiquent les conditions au site d'intervention (de Salafsky et Wollenberg, 2000).....	161



# 1 INTRODUCTION

## 1.1 Le lac Tanganyika et sa biodiversité

Alors que la plupart des lacs modernes ont été formés par glaciation au cours des 12 000 dernières années et ont connu une histoire marquée par de fréquentes fluctuations dans la chimie des eaux et/ou de dessiccation (Wetzel 1983), les lacs des Rift africains vivent géologiquement depuis une longue période. Remontant à environ 12 millions d'années (Cohen et al 1993), le lac Tanganyika est le plus vieux des lacs de Rift africains et, derrière le lac Baïkal en Russie, il est le deuxième lac du monde pour ce qui est de l'âge et de la profondeur. Quatre pays sont attachés aux 1 838 km du périmètre du lac Tanganyika: le Burundi (contrôlant 9% de la côte); la République Démocratique du Congo (administrant 43% de la côte); la Tanzanie (régissant 36% de la côte), et la Zambie (revendiquant 12% de la côte) (chiffres de Hanek et al 1993). Le lac Tanganyika draine un bassin versant d'environ 220 000 km<sup>2</sup>. Il est alimenté par de nombreux petits et deux affluents majeurs: la Rusizi qui draine le lac Kivu situé au Nord, et la Malagarazi, qui draine l'Ouest de la Tanzanie situé au Sud du bassin du lac Victoria. Un seul effluent, la rivière Lukuga, draine le lac Tanganyika.

Cet écosystème ancien et presque fermé renferme une faune remarquable. Alors que tous les Grands Lacs africains hébergent l'ensemble d'espèces proches<sup>1</sup> connu mondialement que sont les poissons cichlidés, le lac Tanganyika, en plus de son ensemble d'espèces proches dans les poissons Cichlidés (plus de 250 espèces), héberge aussi des ensembles d'espèces proches parmi les poissons non cichlidés (plus de 145 espèces) et les invertébrés<sup>2</sup>, incluant les gastéropodes (plus de 60 espèces), les bivalves (plus de 15 espèces), les ostracodes (plus de 84 espèces), les décapodes (plus de 15 espèces), les copépodes (plus de 69 espèces), les lèches (plus de 20 espèces), et les éponges (plus de 9 espèces) parmi d'autres (Coulter, 1994). Le lac Tanganyika, avec plus de 1 300 espèces de végétaux et d'animaux est l'un des écosystèmes d'eau douce les plus riches du monde. Plus de 600 parmi ces espèces sont endémiques (uniques) au bassin du lac Tanganyika et, dans beaucoup de cas, ces taxa représentent aussi des genres endémiques et quelques fois des familles endémiques. Avec son grand nombre d'espèces, incluant des espèces, genres et familles endémiques, il est clair que le lac apporte une grande contribution à la biodiversité mondiale.

On pourrait s'attendre à ce que de nombreuses espèces qui coexistent sur une longue période dans un environnement presque clos illustrent des schémas d'évolution et de comportements intéressants. Il en est ainsi, avec: des espèces qui sont morphologiquement similaires mais génétiquement distincts, des espèces qui sont génétiquement similaires mais morphologiquement distincts, des espèces qui sont une armure évolutive robuste en réponse à la prédation, des espèces qui ont vu une diversification dans la morphologie des mâchoires de manière à exploiter toute niche écologique disponible, et des espèces qui ont adopté des stratégies complexes de comportement reproductif et de soins parentaux, incluant l'aménagement de nids, l'incubation buccale et le parasitisme reproductif (voir Coulter (1991) pour une revue de ces sujets et d'autres). Avec ses nombreuses espèces présentant des schémas et des comportements complexes et dérivés, le lac Tanganyika est un laboratoire naturel pour la recherche sur les questions d'écologie, de comportement et d'évolution.

Alors que l'ensemble d'espèces proches de Cichlidés du lac Tanganyika sont connus mondialement, trois espèces non Cichlidés ont suscité encore plus d'intérêt humain. Deux espèces de Clupéides (sardines) and *Lates stappersi* dominent la biomasse et constituent la cible des pêcheries artisanales et industrielles lacustres. Les espèces de sardines, comme leurs parentes marines, sont petites, nombreuses, de vie courte vie et très fécondes. *Lates stappersi* est un grand prédateur. La récolte annuelle de tous ces poissons pour l'ensemble du lac a été estimée à 165 000 – 200 000 tonnes, volumes qui sont convertis en revenus de

<sup>1</sup> Les ensembles d'espèces proches sont des groupes d'organismes très apparentés, qui sont endémiques à une zone précise et présentent une grande richesse spécifique comparée aux autres apparitions de ce groupe ailleurs.

<sup>2</sup> Ces nombres d'espèces d'invertébrés sont estimés de manière significative, comme ces groupes en général ont fait l'objet de peu d'attention des taxonomistes et, en plus, la plus grande partie de la côte du lac Tanganyika n'a pas encore été suffisamment explorée. Néanmoins, il est clair que les invertébrés dans d'autres lacs n'approchent pas les mêmes niveaux de diversités.

dizaines de millions de dollars (Reynolds 1999), ce qui en fait une partie importante de l'écosystème et de l'économie.

En plus d'être un réservoir mondial de biodiversité, le lac Tanganyika joue un rôle important dans les économies des pays riverains. Le lac Tanganyika est une source d'eau douce pour la consommation et pour d'autres usages. Le poisson constitue une importante source de protéines pour l'alimentation locale et l'industrie de la pêche, comprenant la récolte, le traitement et la commercialisation. Les emplois en relation avec la pêche sont une source de revenus et de travail pour plus d'un million de personnes. Le transport est une autre industrie de taille sur le lac, qui sert d'autoroute reliant les personnes et les marchandises dans et entre les pays riverains.

Malgré son importance dans la biodiversité mondiale et dans les économies de la région, le lac Tanganyika est menacé par plusieurs environnementaux potentiellement désastreux. Ceux-ci comprennent: la pollution entraînée par les effluents industriels et domestiques, la pollution due à la sédimentation résultant de la déforestation, et la surpêche ou la pêche avec des engins inappropriés ou des outils destructeurs. Des sujets de préoccupations à propos de l'avenir du lac Tanganyika sont sortis de la Première Conférence Internationale sur la Conservation et la Biodiversité du lac Tanganyika à Bujumbura en 1991, où des scientifiques régionaux et internationaux s'étaient réunis pour discuter des richesses du lac Tanganyika et des menaces croissantes contre lui (Cohen, 1991). Finalement, ces efforts ont résulté dans l'initiative du Fond pour l'Environnement Mondial ( FEM ou GEF) pour la « protection de la biodiversité » à travers une approche coordonnée pour la gestion durable du lac Tanganyika". Le Projet sur la Biodiversité du Lac Tanganyika était financé par le Fond des Nations Unies pour le Développement (PNUD), exécuté par le Bureau des Nations Unies pour les Services aux Projets (UNOPS), et mis en œuvre par un consortium basé au Royaume Uni consistant dans le « Natural Resources Institute (NRI) », le « Marine Resources Assessment Group (MRAG) », et la « Institute of Freshwater Ecology (IFE) ».

## **1.2 La Convention sur la Diversité Biologique et sa mise en œuvre sur le lac Tanganyika**

### **1.2.1 La Convention sur la Diversité Biologique**

La Convention sur la Diversité Biologique (CBD) était l'un des résultats de la Conférence de NU de 1992 sur l'Environnement et le Développement à Rio de Janeiro (PNUD, 1994). La CDB ou "Convention" est un engagement des nations du monde à conserver la diversité biologique. Plus de 200 pays ont signé la Convention, incluant le Burundi, la République démocratique du Congo, la Tanzanie, la Zambie et le Royaume Uni. Tous les signataires reconnaissent que la biodiversité et les ressources biologiques devraient être conservées pour des raisons d'éthique, de profit économique, et, à long terme, la survie de l'humanité. Les objectifs de la CDB sont:

- La Conservation de la Diversité Biologique
- L'utilisation durable de ses composantes
- Le partage juste et équitable des bénéfices découlant de l'utilisation des ressources génétiques.

La Convention a agréé la définition suivante de la "biodiversité", qui est la définition large par l'Etude Spéciale Biodiversité et le Projet pour la Biodiversité du Lac Tanganyika:

"Diversité Biologique" signifie la variabilité parmi les organismes vivants de toutes les sources, incluant, *inter alia*, terrestres, marines, et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie: ceci inclue la diversité au sein des espèces, entre les espèces et des écosystèmes "

(Article 2, Convention sur la Diversité Biologique, PNUD, 1994)

La Convention reconnaît une très large gamme de sujet de préoccupation liées à la perte de la biodiversité, et fournit la politique et le cadre légal pour les initiatives nationales et

internationales pour conserver les ressources naturelles du monde. Glowka *et al.* (1994) donnent une revue détaillée des articles de la Convention, et Allison (1998) revoit leur pertinence pour la PBLT.

### **1.2.2 Le Fond Mondial pour l'Environnement**

Le Fond Mondial pour l'Environnement est un mécanisme financier et un instrument politique conçu spécifiquement pour assister les pays en développement pour remplir leurs obligations en tant que signataires des accords internationaux sur l'environnement. Spécifiquement, le FEM fournit des subventions pour aborder les problèmes environnementaux qui transcendent les frontières internationales dans quatre domaines: le changement climatique au niveau mondial, la pollution et la surexploitation des eaux internationales, la destruction de la diversité biologique, et la réduction de la couche d'ozone. Il financera aussi les activités associées avec la prévention ou l'inversion de la dégradation des terres, dans la mesure où ceci a un impact sur un des quatre domaines focaux.

Les financements et les programmes du FEM sont administrés à la fois par le Programme des NU pour l'Environnement et le Programme des NU pour le Développement, assurant ainsi qu'à la fois les questions d'environnement et de développement sont représentées dans ses programmes et projets. Les financements viennent de la Banque Mondiale, qui est aussi impliqué dans l'administration du programme (par exemple, le programme FEM sur le lac Malawi/Niassa GEF programme était mis en œuvre à travers la banque Mondiale).

Le FEM a un nombre de domaines focaux, au sein desquels sont es programmes opérationnels qui spécifient les objectifs en relation avec les domaines identifiés comme prioritaires pour la gestion de l'environnement. Le Projet pour la Biodiversité d Lac Tanganyika étaient financé sous le programme « Eaux Internationales », bien qu'il avait des liens clairs avec le programme « Diversité Biologique ». Les deux programmes opérationnels dans le cadre desquels ces domaines focaux sont les plus en rapport sont « la Biodiversité des Ecosystèmes Costaux, marins et d'Eaux douces » et « le programme basé sur les unités aquatiques ». Un nouveau domaine focal sur « L'Interface Terre-Eau » est aussi approprié.

En formulant nos contributions pour le projet, nous avons travaillé en respectant aussi consciencieusement que possible stratégies opérationnelles spécifiées par le FEM (voir Allison, 1998).

### **1.3 Les buts du projet PBLT et l'Etude Spéciale Biodiversité**

Les buts du projet PBLT étaient initialement spécifiés dans le document du projet PBLT et les Rapports de Démarrage (PBLT, 1995, 1996). Ces buts ont été modifiés au fur et à mesure que les stratégies opérationnelles du FEM ont changé (Hodgson, 1997). Les buts et les objectifs indiqués ici sont repris du Rapport d'Evaluation de Performance du Projet en 1997 (PBLT, 1997)

#### **1.3.1 But et objet du Projet**

« Le but du projet est la protection de la biodiversité du lac Tanganyika. Celui-ci sera atteint via l'objet du projet, qui consiste à créer une approche coordonnée pour la gestion durable du lac Tanganyika. Ceci à son tour sera réalisé en augmentant les capacités institutionnelles dans les pays riverains à suivre et à gérer les menaces pour le lac ».

On devrait noter que l'objet du projet est énoncé en terme de **processus**, plutôt que de **résultats**: « pour créer une approche coordonnée ... en augmentant la capacité institutionnelle ». Les scientifiques sont généralement peu à l'aise avec la notion de « processus » et tendent à se focaliser sur la production de résultats par le moyen le plus efficace possible (Shumway, 1999). Dans le travail de développement, il est reconnu que ses résultats sont liés très étroitement avec les processus – en d'autres termes, quand vous visez le plus long terme, les buts de plus grande envergure dépendent autant de *comment* vous vous acheminez vers ces buts que *ce que* vous avez produit (Cornwall, 1993; Mosse et al., 1998).

Ce rapport se concentre principalement sur les résultats – l'analyse des données sur les distributions de la biodiversité pour informer la gestion du lac. L'équipe ESBIO, cependant, a eu conscience de l'importance du processus, ainsi nous avons inclus une documentation sur la raison de notre approche, et nous sommes basés sur notre expérience en développant et en mettant en œuvre cette approche (voir Chapitre 2 et 6).

### 1.3.2 Les Objectifs du PBLT

Le PBLT a six objectifs immédiats (PBLT, 1997):

- Etablir un programme régional de gestion à long terme pour le contrôle de la pollution, la conservation et la maintenance de la biodiversité dans le lac Tanganyika
- Formuler un cadre légal régional pour une gestion conjointe de l'environnement du lac.
- Etablir un programme d'éducation environnementale et de formation pour le lac Tanganyika et son bassin.
- Etablir des mécanismes éprouvés pour une coordination régionale dans la gestion conservatoire du bassin du lac Tanganyika.
- En vue de produire un Plan Stratégique complet pour utilisation à long terme, quelques études spécifiques doivent être entreprises. Ces études spéciales devront aussi compléter la compréhension du lac comme un tout, et dans certains cas, fournir la base de départ et le cadre pour des programmes de recherche et de suivi à long terme.
- La mise en œuvre et la durabilité du Plan d'Action Stratégique pour le lac Tanganyika et les propositions pour une gestion environnementale intégrée.

### 1.3.3 Les Etudes Spéciales

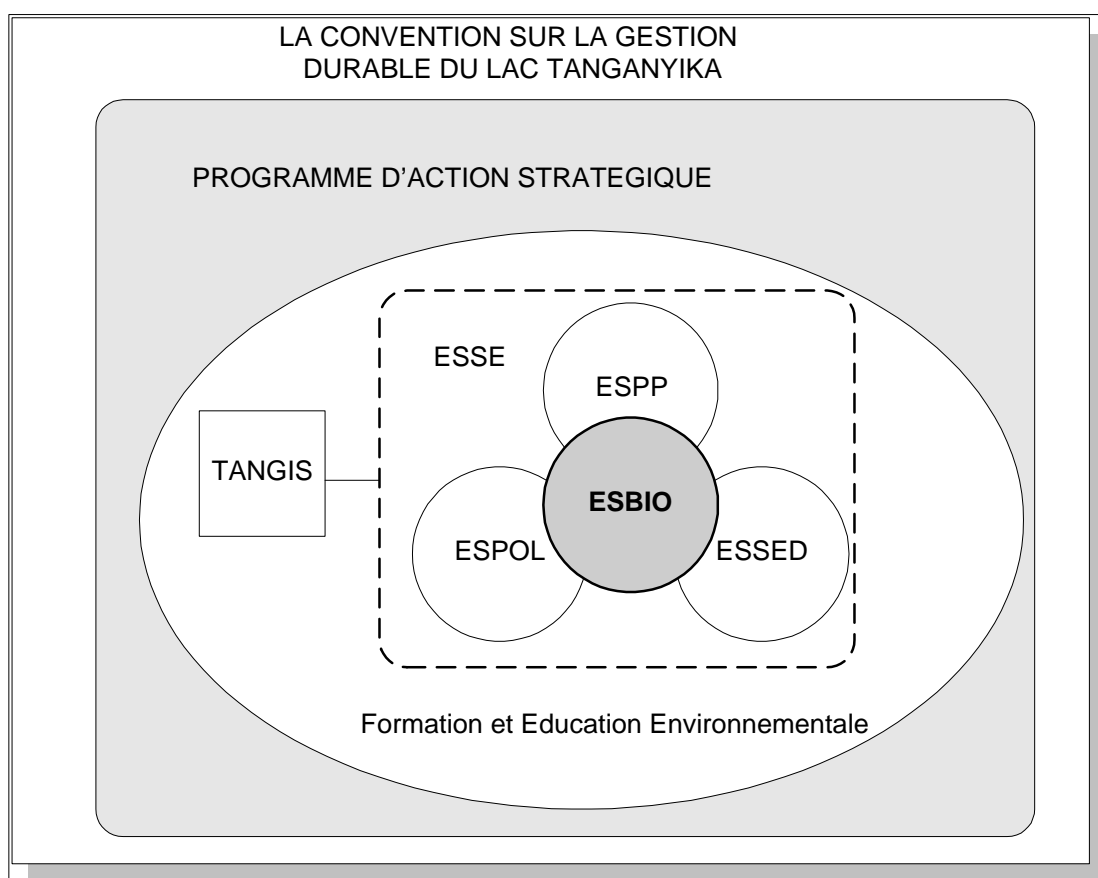
L'objectif 5 du projet PBLT (Section 1.3.2) identifie le besoin pour les études spéciales et d'augmenter la compréhension du lac et de fournir une base de départ et un cadre pour des activités de recherche et de suivi à long terme. Le tableau suivant rassemble les principaux objectifs ou buts de chacune des études spéciales.

**Table 1.1 Etudes Spéciales et leurs principaux buts**

<b>Etude Spéciale</b>	<b>Buts</b>
ESBIO	<p><i>Quatre objectifs clés:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• revoir les niveaux actuels de la biodiversité dans le lac Tanganyika;</li> <li>• Identifier la distribution des principaux types d'habitats, avec une concentration particulière sur les aires protégées existantes ou suggérées;</li> <li>• suggérer les zones prioritaires pour la conservation, se basant sur les connaissances actuelles et les recommandations issues d'autres études spéciales (ES) et complétées par un travail d'exploration supplémentaire là où c'est nécessaire; et,</li> <li>• développer un programme d'exploration de long terme.</li> </ul>
ESPP	<p><i>Deux buts principaux:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• comprendre l'impact potentiel des différentes pratiques de pêche adoptées dans la zone littorale sur la biodiversité des poissons et</li> <li>• comprendre l'importance des ces pratiques de pêche artisanale pour les communautés riveraines</li> </ul>
ESPOL	<p><i>Objectif principal:</i> Identifier les principales sources de pollution, pour déterminer où et comment une telle pollution affecte négativement la biodiversité, et établir un programme de suivi pour la pollution du lac.</p>
ESSED	<p><i>But</i> Comprendre les liens existants entre les acteurs du bassin versant qui affectent l'érosion (précipitations, végétation, pente, soli, etc.), pour comprendre comment et en quelles quantités ces matériaux d'érosion sont transportés jusqu'au lac et tenter de comprendre leur impact sur l'écosystème lacustre.</p>
ESSE	<p><i>Principales tâches:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• fournir une compréhension des stratégies actuelles pour gagner la vie et des pratiques SE autour du lac et son bassin versant, et ,</li> <li>• suggérer les voies selon lesquelles des stratégies alternatives pour gagner la vie peuvent être introduites pendant que des changements dans les pratiques actuelles, qui peuvent être préjudiciables à la biodiversité, peuvent être encouragées.</li> </ul>

Nous avons utilisé un diagramme de Venn (Figure 1.1) pour illustrer les relations entre l'étude sur la biodiversité et chacune des autres études spéciales et, à leur tour les relations entre les études et les autres composantes principales de tout le projet, c'est-à-dire la formation, le programme d'action stratégique et la convention.

Comme cela peut être déduit du diagramme, toutes les activités du projet sont conçues dans le but général d'informer le Programme d'Action Stratégique (PAS) pour la gestion du lac Tanganyika. Et puis à son tour, la convention donne l'autorité finale pour le PAS d'être géré et mis en œuvre. ESBIO est responsable du développement de méthodes appropriées de terrain pour l'évaluation des impacts sur la biodiversité du lac Tanganyika. Ces méthodes peuvent alors être appliquées en collaboration avec d'autres études spéciales dans l'évaluation de l'impact de la pollution, de la sédimentation et des pratiques de pêches sur la biodiversité. Une revue de l'état actuel de la biodiversité dans le lac (Allison *et al.*, 1996; Patterson and Makin, 1998) a informé et guidé le programme de terrain et le développement d'activités futures.



**Figure 1.1 Diagramme de Venn illustrant les relations entre ESBIO, les autres études spéciales et les autres composantes principales du PBLT**

#### 1.4 Buts et Objectifs de ESBIO

Le but principal de ESBIO est de soutenir le développement d'un plan d'action stratégique (PAS) pour gérer le lac Tanganyika. Le but du plan d'action stratégique est "de fournir une direction régionale du lac Tanganyika pour permettre une gestion durable de la biodiversité et des moyens de vie des générations présentes et futures des communautés riveraines du lac".

Les objectifs spécifiques du PAS dont cette étude s'occupe plus directement sont:

- “Définir et établir une priorité pour les actions de gestions requises pour conserver la biodiversité du lac Tanganyika”
- “Permettre au Comité pour la Gestion du Lac Tanganyika de servir de guide pour la communauté internationale sur les besoins la région du lac Tanganyika dans le domaine de la conservation de la biodiversité et de l'utilisation durable des ressources”.

Pour atteindre ces buts, ESBIO a quatre objectifs clés:

- Revoir les niveaux actuels de la biodiversité dans le lac Tanganyika;
- Identifier la distribution des principaux types d'habitats, avec une concentration particulière sur les aires protégées existantes ou suggérées;
- Suggérer les zones prioritaires pour la conservation, se basant sur les connaissances actuelles et les recommandations issues d'autres études spéciales (ES) et complétées par un travail d'exploration supplémentaire là où c'est nécessaire; et,
- Développer un programme d'exploration de long terme.

Idéalement, les objectifs 1, 3 et 4 auraient dus être réalisés en consultation étroite avec les autres équipes d'études spéciales (ES), mais le niveau d'intégration désiré était difficile à réaliser dans la pratique. L'objectif 3 en particulier est peu être mieux vu comme une activité inter-sectorielle. Les recommandations de ce rapport sont ainsi formulées largement en terme de critères pour la biodiversité dans l'établissement des priorités de conservation. Il a été tenu compte de ces critères lors du processus qui à conduit au Programme d'Action Stratégique, ensemble avec des informations sur les menaces et la faisabilité de la conservation fournies par d'autres études spéciales.

Ce rapport technique fournit les résultats des activités de recherche qui ont été conduites pour réaliser ces objectifs. Nous présentons une analyse sommaire des connaissances actuelles en rapport la biodiversité requises pour la conservation basés sur une analyse sur l'information secondaire disponible (Chapitre 3), et les résultats des explorations conduites par l'équipe ESBIO de 1997-1999 (Chapitre 4). Ces données sont utilisées pour fournir une meilleure base pour la prise de décision en matière de conservation (Chapitre 5). Nous revoyons les concepts et les processus qui ont conduit au choix de la méthodologie, et valident cette méthodologie (Chapitre 2). Nous concluons avec un sommaire de recommandations pour des approches de conservation, actions de gestion, suivi, et priorités de recherche (Chapitre 6).

## **2 DEVELOPPER UNE STRATEGIE POUR L'EVALUATION DE LA BIODIVERSITE DU LAC TANGANYIKA**

Les buts de ce chapitre consistent à fournir une revue de la raison et l'analyse qui a guidé notre choix de la méthodologie, pour évaluer les sources de préjugés et d'erreur dans les méthodes d'échantillonnage choisies; et pour fournir une évaluation des méthodes adoptées. Le résultat de ce processus sont les données pour la revue pour information et les programmes d'exploration analysés dans les Chapitres 3 et 4. Ces analyses, à leur tour, sont utilisées pour informer les options pour une gestion conservatoire (Chapitre 5).

### **2.1 Evaluer la Biodiversité**

La science de l'évaluation de la biodiversité est nouvelle. Le terme « biodiversité » n'était pas encore d'usage courant avant la fin des années 1980 (Wilson, 1989). A ce jour, la plupart des évaluations de la biodiversité dans une perspective de conservation et de gestion de ressources ont eu lieu sur des écosystèmes terrestres. Malgré une expérience en cours d'accumulation, les procédures pour l'évaluation de la biodiversité dans des forêts, dans des prairies, etc., sont loin d'être standardisées, et varient en fonction des objectifs du travail, de expertise et des ressources disponibles, et de la philosophie et de l'approche des équipes conduisant les explorations (Jermy et al., 1995; Purvis and Hector, 2000). Les biologistes terrestres ont ainsi une large gamme de techniques et d'approches parmi lesquelles choisir. Ces techniques ont été évaluées et testées au cours de la dernière décade. Dans les systèmes aquatiques, il y a beaucoup moins d'expériences d'exploration pour une évaluation de la biodiversité dans un but de conservation. Les sciences d'écologie marine et de limnologie fournissent un ensemble de procédures standardisées pour l'échantillonnage et l'analyse, mais ont rarement été développées dans la perspective de l'évaluation de la biodiversité. Quand on considère les environnements uniques des Grands Lacs africains, il y a peu d'expérience antérieure sur l'évaluation de la biodiversité. Le PBLT et le projet sur la Biodiversité du lac Malawi, tous des projets du FEM avec un but de produire des Plans de Gestions de lac, sont les premiers programmes de grande échelle à requérir des évaluations de la biodiversité dans ce type d'environnement.

La plupart des travaux antérieurs sur les biocénoses du lac Tanganyika se répartissent sur cinq catégories principales: la biologie des pêches, la limno-biologie, la taxonomie et la systématique de bases, la biologie de l'évolution, et l'écologie comportementale et descriptive; Le livre classique de Coulter (1991) intègre toutes ces cinq catégories. Il y a quelques travaux récents sur une discussion de mesures appropriées de conservation pour le lac Tanganyika (Coulter and Mubamba, 1993; Pendleton and Van Breda, 1994; Cohen, 1994; Coulter, 1999), mais ce travail, qui est explicitement concerné par la mise en évidence de questions de conservation, n'a pas été en mesure d'étayer les diverses déclarations avec des séries de données standardisées et comparables.

L'évaluation de la biodiversité se base sur les traditions professionnelles et académiques de toutes ces sciences, mais aussi ajoute des éléments issus de l'écologie quantitative appliquées et la biologie de conservation. Une littérature récente sur l'évaluation de l'adéquation de l'effort de l'échantillonnage, les moyens de synthétiser les données de la biodiversité pour des analyses comparatives, et l'utilisation de l'analyse complémentaire pour la planification et création des réserves, est particulièrement indiquée (revue dans Coddington and Colwell, 1994; Margules and Pressey, 2000 and Southwood and Henderson, 2000; Chapitre 13).

### **2.2 Déterminer les besoins en information: une approche par objectifs**

A partir des objectifs de ESBIO, nous avons identifié certaines questions clés qui demandaient l'analyse des données existantes, et la récolte de nouvelles données:

- Comment est-ce que la biodiversité est distribuée dans le lac?
- Y a-t-il une preuve d'un changement dans la distribution de la biodiversité dans le passé récent (p. ex. les 50 dernières années), probablement associé avec des perturbations anthropiques de l'environnement lacustre?
- Si la biodiversité devait être protégée, quelle zone protégeriez-vous?

En développant une méthodologie pour l'évaluation de biodiversité, une question fondamentale est combien devez-vous connaître à propos de la biodiversité afin d'être en mesure de la gérer ou de la conserver efficacement? Pour aborder ces questions, nous avons été guidé par deux observations:

*1. La biodiversité dans le lac Tanganyika est de plus en plus menacée.*

Il est admis que les menaces à la biodiversité vont croissant (Cohen, 1991; Cohen *et al.*, 1996; Coulter and Mubamba, 1993; Coulter, 1999), ceci est une justification suffisante pour une action de conservation. Nous connaissons le sens du changement, et il y a un consensus que celui-ci n'est pas favorable. Le problème consiste alors à trouver un moyen pour inverser ce changement. S'occuper des causes d'extinction et de dégradation de ressources est plus important que de décrire le processus précisément. Idéalement, une bonne compréhension scientifique de la nature et du taux des changements soutient une intervention claire et efficace, mais trop souvent, l'effort requis pour fournir cette compréhension retarde l'action jusqu'à ce qu'il soit trop tard.

*2. Une information est requise pour aider à choisir à partir d'un ensemble de réponses possibles aux menaces à la biodiversité.*

Une information suffisante doit être disponible pour choisir une ligne d'action adéquate pour la conservation si les ressources être dispersées à aborder des problèmes de faible priorité. Les actions de conservation doivent aborder trois questions principales:

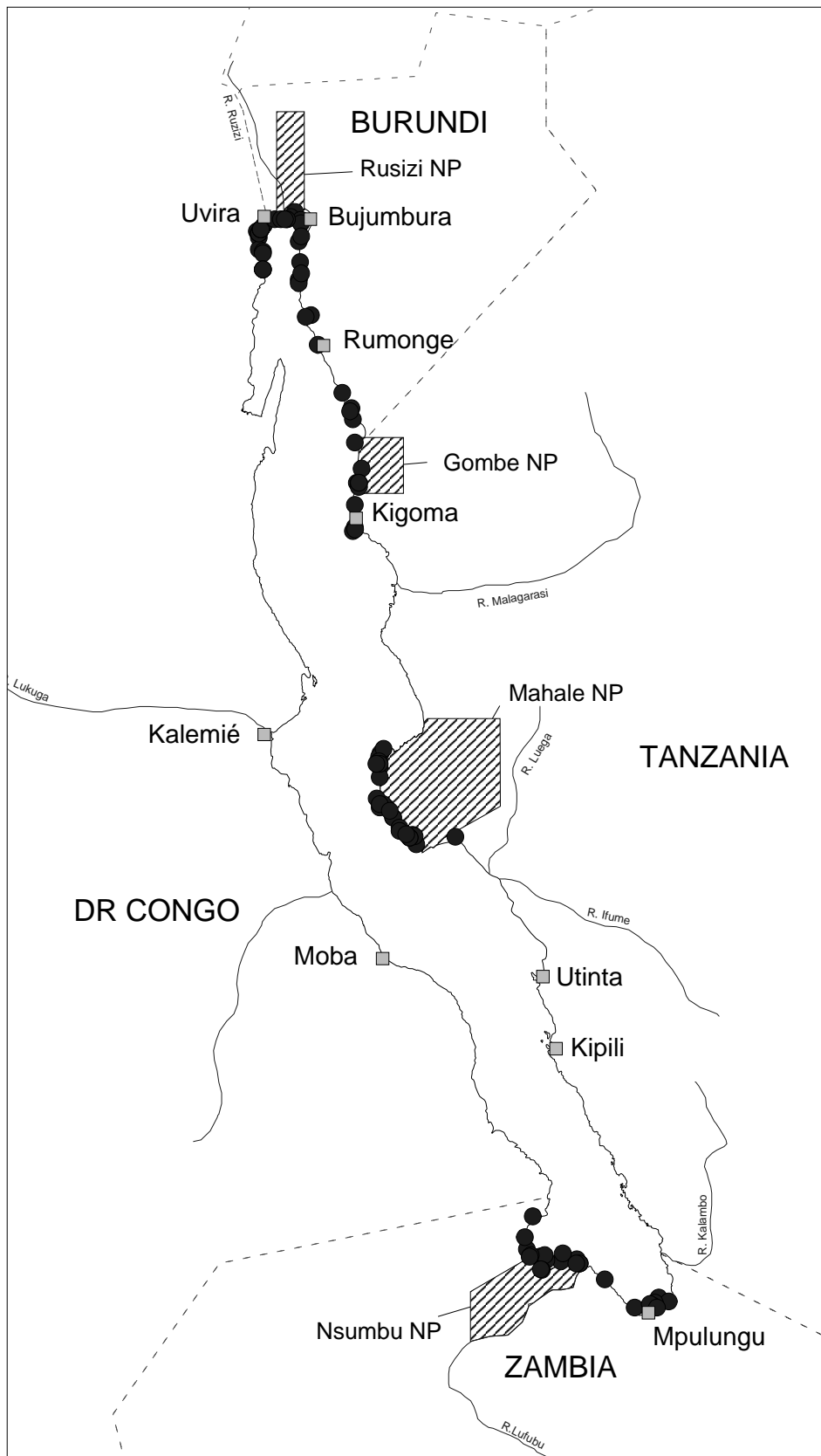
- Quelles sont les zones, les habitats ou les espèces les plus importants ou de plus grande valeur à conserver?
- Quelles sont les zones, les habitats ou les espèces les plus menacés?
- Quelles actions de conservation sont les plus facilement réalisables et ont le moins d'impact négatif sur le développement?

L'Analyse Diagnostique Transfrontalière effectuée en 1998 et 2000 (PBLT, 1998; 2000) a cherché à établir une priorité parmi les actions de conservation sur la base de ces trois larges critères.

ESBIO aborde principalement la première des questions orientées vers la conservation: quelles zones, habitats ou espèces ont la plus grande valeur en terme de conservation? Les études spéciales sur la pollution, les pratiques de pêche et les sédiments ont identifié la nature et le degré des menaces à la biodiversité du lac. Les études spéciales socio-économiques et sur l'éducation environnementale ont abordé les mécanismes et (au moins qualitativement) les coûts sociaux et économiques et la faisabilité de l'action d'atténuation et de conservation. Ensemble, ces études ont informé le PAS.

Avec ces observations ci-dessus à l'esprit, la stratégie de ESBIO a été de combiner l'analyse de l'information existante sur la distribution de la biodiversité dans le lac Tanganyika avec les explorations des zones identifiées comme étant potentiellement candidates à la conservation. Ce sont essentiellement des zones où l'action de conservation est serait la moins coûteuse au point de vue social et économique, et où les structures institutionnelles et administratives sont déjà en place pour faciliter les activités de conservation. Les zones qui remplissent le mieux ces critères sont celles qui sont situées dans, ou sont adjacentes, des parcs nationaux terrestres existants – le delta de la Rusizi au Burundi, Gombe Stream et Mahale Mountains en Tanzanie, le Parc National de Nsumbu en Zambie. Les activités d'exploration furent donc concentrées sur ces zones, avec un travail supplémentaire sur des zones connues pour être menacées, comme la proximité des principaux établissements humains sur le lac - Bujumbura, Kigoma, Mpulungu et Uvira. Les zones explorées sont indiquées à la Figure 2.1.





**Figure 2.1** Carte avec la localisation de tous les sites d'exploration de ES BIO.

## 2.3 Revue de l'information et organisation

La première partie de tout programme sur la biodiversité est une revue de l'information existante: sa qualité, sa disponibilité et son adéquation à la conservation. Des réponses sont requises pour les questions de base les plus importantes à propos la biodiversité des lacs:

- Quelles sont les zones avec la plus grande biodiversité?
- Où se trouvent les principales barrières à la distribution des espèces, ou au flux des gènes entre les populations de différentes espèces?
- Quelles espèces sont associées à quels habitats?
- Quelles distributions ou abondances spécifiques ont changé à cause de la dégradation de l'environnement ou de l'usage non durable des ressources?

### 2.3.1 Revue de base et la « Base de données de littérature »

Une revue de base à partir de la littérature a été utilisée pour fournir un aperçu initial du type d'information disponible (publié et édité ultérieurement par Patterson and Makin, 1998). La revue de base a révélée que la plus grande partie de l'information disponible se trouve sous une forme d'observations dispersées, venant d'expéditions pour des collections exploratoires et des notes provenant du commerce de poissons d'aquarium. Il y avait peu de travaux d'exploration publiés qui se conformaient aux principes de base pour l'exploration écologique (par. ex. Sutherland, 1996). Ceci n'est un critique pour le travail antérieur – il était entrepris avec des objectifs différents à l'esprit – mais une indication que la plus grande partie de la littérature publiée peut seulement fournir des données sur la « présence » des espèces. L'absence peut seulement être déduite si un échantillonnage adéquat et comparable était entrepris par toutes les explorations. Sujet à des erreurs d'identification, le défaut pour certains auteurs d'identification des sites précis de récolte ou d'échantillonnage, et la distribution limitée de l'effort d'exploration, les données fournissent une carte de distribution d'espèces qui peut être analysée pour déduire les points chauds avec référence à des critères comme l'endémisme, la diversité de taxa de rang supérieur et la portée des limitations.

Il y a, toutefois, quelques séries de données qui ont été conçues spécifiquement pour évaluer la distribution et l'abondance relative des espèces (les composantes les plus courantes des indices de biodiversité) dans un but comparatif. Il y a une vaste base de données sur les pêcheries pélagique dans le lac (revue par le Projet FAO/FINNIDA Recherche sur le lac Tanganyika), une série de données historique sur les captures avec des filets maillants dans la baie de Nsumbu en Zambie (Coulter, 1991), des explorations sur l'impact des sédiments sur les ostracodes, mollusques et les poissons littoraux dans la partie septentrionale du lac (Cohen et al., 1993; Alin et al., 1999), et une série d'explorations de poissons, aussi dans la partie nord du lac (Ntakimazi, 1995, CRRHA<sup>3</sup>).

Il est devenu évident qu'une nécessaire analyse synthétique de cette information pourrait seulement être réalisée à travers la création d'une base de données relationnelle. La « base de données de littérature » (Pearce and Holden, 1999) a été conçue pour être suffisamment flexible pour inclure même la plus anecdotique des informations, mais pour fournir une structure suffisante pour permettre une analyse des espèces enregistrées par localité, les principaux groupements d'habitats, les associations trophiques, l'année et la méthode d'exploration. Les détails de la structure de la base de données sont données dans le document SOP<sup>4</sup> (Allison *et al* 2000), ensemble avec les procédures pour sa gestion et sa mise à jour dans la région. Elle était spécialement conçue pour être mise à jour et utilisée au delà de la vie du projet en cours, sans autre apport extérieur à la région à part la courtoisie habituelle (et l'obligation légale dans le cadre des Articles 17 et 18 de la Convention sur la Diversité Biologique) pour les scientifiques étrangers qui consiste à envoyer aux institutions des pays riverains les publications résultants des travaux effectués dans la région. Après une entrée de données initiale à Londres pour aider à développer la structure, les entrées de données ultérieures furent coordonnées Prof. G. Ntakimazi à Bujumbura, Burundi. Une analyse préliminaire de l'information collectée est donnée dans le Chapitre 3 de ce rapport.

<sup>3</sup> CRRHA – Centre Régional de Recherche en Hydrobiologie Appliquée

<sup>4</sup> Procédures Opérationnelles Standards pour ES BIO

Les procédures pour l'analyse, la mise à jour et la maintenance ont été développées, et sont détaillées dans le document SOP (Allison *et al.*, 2000). La base des données était pour ESBIO une activité ambitieuse à entreprendre en plus d'un programme de terrain régional, compte tenu de l'étendue de la tâche et des compétences techniques requises. Comme résultat, à la clôture de ESBIO, Professeur Ntakimazi au Burundi et MRAG à Londres entretiennent conjointement l'original de la base de données. La plus grande partie de la littérature en rapport avec elle est localisée à Bujumbura, tandis que le support technique pour l'analyse et le développement de la base de données est réalisé à partir de Londres. On espère que le besoin considérable de formation requis pour assurer que la base des données soit maintenue durablement dans la région sera une composante des phases futures du projet PBLT.

### **2.3.2 La base des données d'exploration**

Une deuxième base de données relationnelle programmée aussi dans Microsoft Access, a été confectionnée pour gérer les données d'explorations générées par l'étude spéciale ESBIO et les activités ultérieures de suivi (Jones, 1999). Les activités d'exploration et les procédures pour la base de données ont été conçues pour servir à des activités d'exploration continues, et être suffisamment flexibles pour permettre l'ajout de nouvelles méthodes pour d'autres groupes taxonomiques une fois que les connaissances de base de leur taxonomie et leur écologie seront suffisantes pour permettre leur inclusion.

Chaque équipe nationale était responsable de la mise à jour de la base des données avec des informations sur les explorations conduites dans leurs eaux nationales. La base des données offre la possibilité, pour chaque pays, d'envoyer des fichiers de données mises à jour régulièrement à un site central, où une copie originale d'une base de données régionale (l'ensemble du lac) sera entretenue. La base de données régionale mise à jour devrait ensuite être retournée à chacun des pays riverains. De plus amples détails sur la structure et les procédures de la base des données sont dans le SOP de ESBIO où les procédures pour la mise à jour à la fois des bases de nationales et d'un original régional qui ont été mis en œuvre sont aussi décrites.

Comme pour la base des données de littérature, les connaissances techniques ne sont pas suffisantes pour entretenir ce système dans la région. C'est ainsi qu'un arrangement similaire par lequel MRAG et Professeur Ntakimazi continuent à entretenir conjointement la base des données d'exploration a été établie. Les analyses présentées dans ce rapport sont basées sur les données contenues dans ces deux bases de données. Toutes ces bases de données sont liées au Système d'Information Géographique du PBLT, TANGIS (Mills *et al.*, 1999).

## **2.4 Analyse des capacités institutionnelles, coûts et faisabilité logistique de l'évaluation de la biodiversité**

La conservation est une activité de gestion. Les Institutions effectuent des activités de gestion. La nature et l'ampleur de toute activité en rapport avec la conservation sera, en partie, déterminé par la capacité institutionnelle. Une solide capacité institutionnelle pour la recherche en matière de conservation est plus utile si elle est associée à une capacité d'agir sur les recommandations de la recherche (Allison, 1998). Une évaluation des capacités institutionnelles est dès lors un pré-requis important pour développer une recherche sur la biodiversité, le suivi et le programme de gestion dans le PBLT.

Les Institutions peuvent être officielles – agences gouvernementales, organisations de recherche, universités, écoles, ONGs, etc. – ou peuvent être officieuses et traditionnelles – comités de ou coopératives d'usagers de ressources. Les Institutions peuvent aussi être décrites comme les « normes, références et pratiques » sociales qui définissent et ou déterminent les activités humaines (Ostrom, 1990). Les réseaux de traditions culturelles, religieuses, et sociales et les hiérarchies sont toutes des formes d'institutions humaines. Toutes pourraient servir de foyer pour un engagement dans des activités en rapport avec la conservation. Une pratique de conservation récente en Afrique sub-saharienne et ailleurs a été amenée à travailler avec des institutions « locales » ou « communautés » officieuses, spécialement dans la gestion de la faune sauvage, des forêts et des pêcheries (McNeely, 1995; Pinkerton and Weinstein, 1995; Western and Wright, 1994).

Les études spéciales techniques (Biodiversité, Pollution, Sédiments) ont, toutefois, concentré la plus grande partie de leurs activités sur des institutions officielles. C'est l'institution officielle qui a été engagée dans la recherche pour la gestion, et qui a été le centre pour la formation et les activités de création des capacités institutionnelles. Le FEM a été critiqué pour un penchant vers ces institutions (Edwards and Kumar, 1998). Dans le cadre du projet PBLT plus large, il y a eu la conscience sur la nécessité d'impliquer les communautés et les autres institutions officielles (Roland and Trudel, 1998). Ces types d'institutions ont été impliquées dans le projet, plus fréquemment dans la formation et la composante éducation environnementale, l'étude socio-economique et à un certain degré l'étude spéciale sur les pratiques de pêches.

Les capacités, les ressources et les besoins des institutions officielles ayant un rôle potentiel dans la recherche en matière de conservation et la gestion dans le bassin du lac Tanganyika ont été évaluées en 1996 (Allison *et al*, 1996). L'évaluation a été conduite à travers des visites des laboratoires autour du lac et des bureaux des institutions gouvernementales impliquées dans la gestion de l'eau, de terres, des pêcheries, et des ressources de la vie sauvage et de l'environnement. Des institutions clés de recherche, incluant les Université de Dar es Salaam et de Zambie, furent aussi visitées. Aussi bien dans l'obtention des profils du personnel professionnel et leur intérêt et aptitude à participer au projet, la visite a évalué les besoins en équipement, l'appui technique et la formation spécialisée. Cet évaluation a été utilisée pour déterminer une stratégie pour développer les capacités de recherche et de suivi requises comme une base pour une planification et une action de conservation améliorées.

Les capacités institutionnelles pour entreprendre des évaluations de la biodiversité étaient limitées. Ceci n'est pas surprenant – il n'y avait pas de mandat institutionnel antérieur pour entreprendre ce type de travail. Une des fonctions principales du PBLT était de canaliser les questions en rapport avec la biodiversité dans le mandat des départements gouvernementaux concernés, en vue d'assister les pays riverains à remplir leurs obligations en tant que signataires de la Convention sur la Diversité Biologique. La stratégie de ES BIO a ainsi été d'impliquer les institutions concernées dans le développement des méthodes pour l'exploration et le suivi de la biodiversité, et d'assister ces institutions dans la mise en place d'équipes dont on pourrait s'attendre qu'elles fonctionnent étant données les contraintes identifiées.

Les principales institutions participantes sont indiquées dans Table 2.1. C'est de ces institutions que les membres des équipes d'explorations de ES BIO furent pris directement. Une liste complète des personnes et des institutions engagés dans l'étude spéciale ES BIO et dans les rôles consultatifs, administratifs et de formation est donnée dans les remerciements (page IV).

**Table 2.1 Institutions nationales participant à ES BIO**

Pays	Institution
Burundi*	Université du Burundi, Départements de Biologie et de Mathématiques de la Faculté des Sciences, Bujumbura
	Département des Eaux, Pêche et Pisciculture
	Institut National pour l'Environnement et la Conservation de la Nature (INECN)
République Démocratique Congo	Centre Recherche en Hydrobiologie, Uvira.
Tanzanie	Tanzania Fisheries Research Institute, Kigoma
	Tanzania National Parks Authority, Gombe and Mahale
Zambie	Department of Fisheries, Mpulungu

\*Deux membres de l'équipe ES BIO sont des lauréats de l'Université du Burundi, et travaillent pour le moment comme enseignants du secondaire, mais continuent à être disponible pour le travail d'exploration de la biodiversité, à travers le Département de Biologie de l'Université.

Toutes les institutions, dans une plus ou moins large mesure, ont fonctionné dans les conditions de financements gouvernementaux insuffisants, d'isolement géographique, de

manque d'accès aux ressources scientifiques, d'un nombre limité de personnel qualifié et expérimenté, d'une situation incertaine de sécurité et d'infrastructures insuffisante. Dans le développement institutionnel, il est important de faire une distinction entre faiblesse et contraintes. Les faiblesses sont ces facteurs que le projet entrevoit d'être en mesure de s'occuper. Les contraintes sont des facteurs au delà des attributions et du contrôle du projet. Le manque de compétences appropriées pour les explorations de la biodiversité et le manque d'équipements scientifiques sont des faiblesses qui peuvent, et l'ont été, comblées par ESBIO. La politique de recrutement du personnel dans les institutions gouvernementales, l'isolation géographique, et les situations de sécurité au niveau national sont des exemples de contraintes au-delà des capacités d'intervention du projet.

Les projets viables sont ceux qui abordent les faiblesses, mais prennent en compte, et essayent de fonctionner dans le cadre des contraintes existantes. Les stratégies non viables sont celles qui utilisent des ressources et du personnel extérieurs pour contourner temporairement des contraintes locales. Notre stratégie était d'identifier à la fois les points forts et les faiblesses dans les capacités institutionnelles, et ensuite de construire sur les points forts (par ex. la connaissance et l'expérience la taxonomie, l'identification, le comportement et l'écologie des poissons) et de résoudre les faiblesses institutionnelles identifiées, comme le manque de formation approprié et d'équipements de base. Nous considérons que les contraintes comme des fonds limités et les faibles niveaux de recrutement et de rétention de personnel expérimenté devraient continuer à peser même au delà de la vie du projet, et avons conçu des programmes qui ne nécessitent pas que ces questions soient résolues.

## **2.5 Evaluation de la Biodiversité**

### **2.5.1 Conception de l'exploration**

L'expérience antérieure d'explorations biologiques sur le lac Tanganyika par des membres de l'équipe ESBIO (p. ex. Ntakimazi, 1995, Alin *et al.*, 1999) et certaines techniques standards comme l'usage de filets maillants, ont fourni les indications initiales pour la conception de l'exploration. Nous avons déterminé qu'il y avait un besoin d'une méthodologie d'exploration améliorée qui tienne compte à la fois des procédures courantes de recensements écologiques (p. ex. Sutherland, 1996) et les besoins d'information pour la planification de la conservation de la biodiversité (Jermy *et al.*, 1995; Groombridge and Jenkins, 1996).

Etant donné l'ampleur de la tâche, plusieurs décisions clés devaient être prises. Nous avons déjà fait allusion au besoin d'orienter les activités d'exploration vers la recherche de réponse à des questions en rapport avec la conservation. Ceci nous a amené à choisir une stratégie qui consiste à donner la priorité aux explorations d'aires protégées existantes et celles proposées. La plus grande diversité spécifique dans le lac est trouvée dans le littoral et le sub-littoral (Coulter, 1991; Brichard, 1989; Cohen, 1994). C'est aussi la zone littorale et sub-littorale qui est la plus directement affectée par les activités humaines terrestres (p.ex. le dépôt de déchets domestiques, la pollution par les eaux usées, l'érosion du sol). Le choix du sub-littoral pour les activités d'exploration a aussi permis d'utiliser des méthodes d'observation directe utilisant les techniques de la plongée sous marine avec bouteilles autonomes (SCUBA). Ceci avait deux avantages: premièrement, les habitats et les substrats complexes peuvent être échantillonnés, deuxièmement, les activités d'exploration peuvent être non destructives, et ainsi donner un exemple de souci pour la biodiversité.

Toutes les zones ne conviennent pas aux explorations par plongée avec SCUBA - crocodiles, faible visibilité et pollution peuvent tous rendre les explorations basées sur la plongée avec SCUBA dangereuses, désagréables et, encore pire, inefficaces de point de vue de l'échantillonnage. Ces zones furent alors explorées en utilisant des techniques à distance: les filets maillants, l'échantillonnage au grappin (benne) et le dragage.

Tous les taxa ne peuvent être explorés, et il est courant pour les explorations de la biodiversité d'être basées sur des petits sous-ensemble de la diversité totale (voir Section 2.5.2). Le critère et la justification du choix de « substituts de la biodiversité totale » est aussi donné dans la section 2.5.2.

Le plan global d'exploration adopté durant la période de l'étude spéciale ESBIO est indiqué plus bas. Une explication détaillée de toutes les composantes de la méthodologie est donnée dans les procédures opérationnelles standards de ESBIO (éditées par Allison *et al.*, 2000, avec les contributions de tous les membres des équipes ESBIO; ce document est cité comme le ESBIO SOP à partir de maintenant). Les méthodes continuent à évoluer, et il sera possible d'ajouter des groupes taxonomiques et des procédures supplémentaires au modèle de base des activités résumées dans la Table 2.2 (voir ESBIO SOP pour les détails).

**Table 2.2 Résumé des principales composantes des explorations de la biodiversité conduites par les équipes de ESBIO entre 1997 et 2000**

	CIBLE	TECHNIQUE	RESULTAT
<b>PRELIMINAIRE</b>	Planification de l'expédition	Rassemblement et analyse de cartes topographiques à grande échelle	Délimitation de la zone d'exploration .
<b>PLONGEE SANS DANGER  LES TECHNIQUES SCUBA PEUVENT ETRE UTILISEES</b>	Habitat	Exploration par planche Manta	Cartes de la topographie côtière, forme des paysages et utilisation des terres, et habitats de la zone littorale (sub- et supra-) jusqu'à une profondeur maximale de 10 m
		Profils d'Habitat: plongée avec SCUBA	Carte d'habitats à une échelle fine (bande de 25 m x 5m pour chaque profil)
	Espèces	Inventaire des Mollusques: plongée avec SCUBA, ensuite nage avec tuba en eau peu profonde	Données sur la richesses en espèces ou genres les mollusques sur les profondeurs de 15 à 0 m
		Inventaire visuel stationnaire des poissons: plongée avec SCUBA	Richesse en espèces de poissons, données sur les indices d'abondance et de diversité dans un cylindre de 10 m de diamètre à 15, 10, et 5 m de profondeur
		Inventaire Rapide Visuel: plongée avec SCUBA et ensuite nage avec tuba en eau peu profonde	Données sur la richesse en espèces de poissons pour des transects de 15 minutes à chacune des quatre profondeurs (15, 10, 5, 0 m). De nature à inclure les espèces distribuées d'une manière irrégulière, plus rares et méfiantes des plongeurs et donc manquées par l'inventaire visuel stationnaire des poissons, parce qu'elle couvre une surface plus grande. Pas d'enregistrement de l'abondance, mais la rareté relative peut être calculée
		Exploration avec des filets maillants multi-maillages posés avant le crépuscule (17 h) et retirés après l'aube (8 h)	Richesse en espèces de poissons, abondance et diversité relatives, pour compléter les données d'inventaires visuels
<b>PLONGEE DANGEREUSE  N'ENTREZ PAS DANS L'EAU</b>	Habitat	Exploration Manta avec une boîte anti-crocodile	Cartes de la topographie côtière, forme des paysages et utilisation des terres, et habitats de la zone littorale (sub- et supra-) jusqu'à une profondeur maximale de 10 m
		Echantillons avec grappin et échosondeur	Exploration des substrats mous (sable et vase)
	Espèces	Drague pour Mollusques	Sur les rebords durs, remplace l'exploration des mollusques
		Filets maillants	Jour et nuit (comme plus haut), remplace l'exploration visuelle stationnaire.
		Grappin	Exploration d'invertébrés benthiques – planifié pour le futur

### 2.5.2 Choisir les groupes indicateurs ou « substituts de la biodiversité »

Les inventaires de la biodiversité basés sur l'échantillonnage de l'entièreté des organismes sont rares, si jamais il y en a. Même si tous les organismes étaient échantillonnés, quels sont les attributs qui devraient être mesurés? La biodiversité comprend la diversité dans la composition génétique, la forme et la fonction des organismes, aussi bien que la diversité de leurs interactions. Identifier les noms des espèces de tous les organismes dans une région est juste une mesure d'un aspect de la biodiversité.

Les explorations de la biodiversité dans les écosystèmes terrestres tendent à se focaliser sur les types de végétation, et sur des groupes qui sont bien connus ou facilement identifiés, comme les oiseaux, les mammifères et les amphibiens (Jermy et al, 1995). Les explorations de la biodiversité aquatique ont essayé de se focaliser sur la cartographie des habitats (Moran et al., 1989; UNEP/AIMS, 1993), et sur l'exploration des éléments de la flore et de la faune bien visibles comme les macro-algues (Sutherland, 1996), les poissons (Karr, 1981; Fausch et al; 1990; Toham and Teugels, 1999) et les macro-invertébrés (Resh, 1994, Chessman, 1995).

Il est important de faire une distinction entre deux utilisations différentes du terme "indicateur" dans les évaluations de la biodiversité. L'utilisation traditionnelle du terme est en parlant des taxa qui sont considérés comme particulièrement sensibles ou indicatrices de certaines formes de perturbation, comme la pollution. Une utilisation plus récente est en parlant d'un sous-échantillon de la diversité totale qui peut être utilisé pour donner une indication des différences qui pourraient exister (généralement dans les espèces) dans la diversité. Par exemple, on pourrait utiliser la diversité des Cichlidés comme un « indicateur » pour la biodiversité totale. Pour cette dernière utilisation, nous adopterons le terme « substitut de la biodiversité totale (SBT) », à la place de « indicateur ».

Des directives ont été développées pour aider au choix des taxa appropriés pour servir de substituts dans les mesures de la biodiversité totale et d'indicateurs pour les impacts comme la pollution et la sédimentation (voir SOP Section 3). Les caractéristiques que devraient avoir à la fois les indicateurs et les substituts de la biodiversité totale sont repris dans la Table 2.3.

**Table 2.3 Caractéristiques de taxa « substituts de la biodiversité totale » potentiels**

<p>Les groupes indicateurs devraient être :</p> <ul style="list-style-type: none"><li>• Taxonomiquement bien connus pour que les populations puissent être identifiées de manière sûre et nommées ;</li><li>• Biologiquement bien compris</li><li>• Faciles à explorer (par ex. abondants, non-cryptiques) et à manipuler de façon expérimentale;</li><li>• Largement distribués à de hauts niveaux taxonomiques (par ex. ordre, famille, genre) dans une large gamme géographique et d'habitats;</li><li>• Diversifiés et inclure beaucoup de taxa spéciaux à de bas niveaux taxonomiques (càd. espèces, sous-espèces) qui seraient sensibles à la modification des habitats;</li><li>• Représentatifs des modèles de distribution et d'abondance dans les autres taxa apparentés ou non apparentés;</li><li>• D'importance économique actuelle ou potentielle.</li></ul>
--

Sur base de ces critères, les groupes qui ont été choisis comme substituts de la biodiversité totale dans la perspective d'évaluations comparatives de la biodiversité dans ce rapport sont les poissons et les mollusques. Il y a un bon niveau d'expertise dans la région pour l'identification des poissons, et une capacité dans l'identification des mollusques a été développée à travers les activités de formation et d'exploration de ESBIO et PBLT (West and Michel, 2000). ESBIO a aussi organisé un formation et un matériel de base pour l'identification d'autres groupes d'invertébrés à un niveau taxonomique supérieur (Martens, 1997), et cette expertise a été appliquée dans la détermination de l'impact des sédiments sur les invertébrés (Irvine, and Donohue, 1999; Irvine, et al, 2000), mais la taxonomie des invertébrés et les méthodes d'échantillonnage ne sont pas encore suffisamment bien connues pour mettre la conduite d'activités d'exploration de la biodiversité à grande échelle.

### 2.5.3 Cartographie des habitats

La conservation la plus moderne est basée sur le principe que pour conserver des espèces et des communautés intéressantes, vous avez besoin de maintenir l'habitat (processus et caractéristiques biotiques et abiotiques) qui supporte ces espèces et communautés. Un objectif de base ES BIO était ainsi de s'assurer que tous les types d'habitats identifiés soient représentés dans le réseau d'aires protégées existant ou proposé. Des définitions opérationnelles du terme « habitat » sont données dans le SOP de ES BIO.

Les caractéristiques de l'habitat et des gradients environnementaux connues déterminent les structures de la communauté biotique. Les explorations ont besoin d'être stratifiées en fonction des principales variables dépendant de l'habitat. Du point de vue pratique pour ce qui est de l'exploration, les habitats doivent ainsi être cartographiés avant la sélection des sites d'échantillonnage.

Les techniques de cartographie rapide et de large échelle impliquent certaines formes de télédétection, comme le sonar de bord, qui permet de différencier les substrats durs et mous. Les besoins en équipement sont relativement simples, mais néanmoins d'un coût prohibitif si on les met en rapport avec les budgets de fonctionnement dans la plupart des pays riverains. A la place, une méthode largement utilisée pour la cartographie des caractéristiques principales des systèmes de récifs coralliens, la planche manta (Moran *et al.*, 1989; UNEP/AIMS, 1993), fut adoptée pour produire rapidement des cartes de la zone explorée par le présent projet. Cette méthode consiste à tirer un observateur chevauchant une planche en contre-plaqué et équipé d'un masque et d'un tuba, à une faible vitesse derrière un petit bateau. L'observateur note les caractéristiques du type de substrat. La technique est détaillée dans le SOP (Section 4). C'est la première fois que cette technique est appliquée dans un écosystème d'eau douce.

La technique Manta a fourni des cartes d'habitats sur une large échelle, couvrant le littoral aquatique (habituellement sur une profondeur de 3 -10 m) à une vitesse de 15 km par jour. Les données pouvaient être transcrites sur cartes rapidement sur le terrain, à utiliser comme outil dans la décision pour stratifier et sélectionner les sites d'échantillonnage pour les explorations des organismes vivants (voir SOP pour la méthodologie).

A l'intérieur de chaque strate de substrat identifiée par la technique Manta, des profils d'habitats en profondeurs furent établis perpendiculairement à la côte, généralement depuis 25m en remontant jusque 5 m, même si ceci dépendait de la topographie et de la pente du fond. La technique pour l'établissement du profil d'habitats a été développée à partir d'adaptations de méthodes de lignes d'intersection et de point d'intersection de transects, adaptées par les biologistes des récifs coralliens à partir de techniques utilisées dans les explorations botaniques dans les environnements terrestres (Kershaw, 1957; Greig-Smith, 1961; Sullivan and Chiappone, 1993; UNEP/AIMS, 1993; Rogers *et al.*, 1994). A l'exception des lits de macrophytes submergés, la composante biotique de l'habitat (substrat) dans le lac Tanganyika ne semble pas être fortement liée à la profondeur, *si on considère l'échelle de profondeur échantillonnée*. La productivité algale dans les communautés épipsammiques ou celles vivant sur substrats mous sera en effet en rapport avec l'intensité de la lumière et ainsi de la profondeur, mais la productivité maximale est réalisée à une profondeur considérable dans ce lac clair (Hecky, 1991). Des analyses rétrospectives des changements dans la structure des communautés de poissons et de mollusques en fonction de la profondeur pour chacun des types d'habitats devrait permettre à celle-ci d'être différenciée.

L'importance de l'habitat physique (essentiellement le substrat) dans la détermination des espèces trouvées à un site est soulignée fréquemment dans la littérature sur le lac Tanganyika (Patterson and Makin, 1998, pour la revue). La principale préoccupation en rapport les menaces d'origine humaine, la sédimentation, est basée sur l'observation que les sédiments rendent plus mous les substrats du littoral rocheux qui supporte la plus grande biodiversité (Cohen *et al.*, 1993; Alin *et al.*, 1999). La méthodologie adoptée dans cette étude permet à des explorations pour inventaires en plongée individuelle avec SCUBA d'être reliées avec les caractéristiques locales de l'habitat. Même si de nombreux détails sur les caractéristiques de l'habitat et du substrat ont été collectés, tant qu'un nombre d'échantillons



ne sera pas analysés, ou que le suivi de long terme ne permette de détecter les changements dans l'habitat à une échelle fine, l'établissement du lien entre ces caractéristiques fines et la structure des communautés de poissons et de mollusques sera difficile. Pour les besoins de ces analyses, nous avons groupé les données dans de larges catégories d'habitats, définies en strates de profondeurs et type de substrats prédominants (Section 2.7)

#### **2.5.4 Méthodes d'exploration pour les poissons**

Trois méthodes pour l'exploration des poissons furent développées, essayées et diffusées au cours de la période de 1997 à 2000: l'exploration avec filets maillants, et deux types d'exploration en plongée avec SCUBA: l'inventaire visuel stationnaire, et l'inventaire visuel rapide. Des protocoles détaillés pour l'exécution de ces techniques sont données dans le SOP (Section 5).

##### *2.5.4.1 Explorations avec filets maillants*

Les explorations avec filets maillants furent adoptées soit comme la seule méthode dans les zones où la plongée n'étaient pas possible, soit pour compléter les explorations basées sur la plongée. Les filets maillants étaient généralement posés avant le crépuscule et relevés après l'aube, même si des pêches aux filets maillants étaient fait quelques fois de jour, à la fois pour les besoins de la comparaison, et aussi quand les problèmes de sécurité et les risques de vols empêchaient les poses de nuit.

Les filets maillants utilisés étaient des nappes monofilaments multi-maillages de 60 m de long, comprenant douze segments de 5 m sur 1.5 avec des mailles respectivement de 8, 10, 12.5, 16.5, 18.5, 22, 25, 30, 33, 38, 45 et 50 mm nœud à nœud. Les filets étaient posés parallèlement à la côte à une profondeur d'environ 10 m, pendant la nuit. Les poses de jour étaient faite respectivement à 5, 10 et 15 m de profondeur. La différence était d'une part pour des raisons logistiques (les explorations aux filets maillants devaient s'intégrer dans le cadre des autres activités d'exploration), et en partie suite à l'observation que les filets, posés avant le crépuscule et relevés après l'aube, capturaient des poissons qui se déplacent journalièrement le long e toute la gamme de profondeurs échantillonnées. Un échantillon pris à 10 m donnait ainsi une capture intégrant les profondeurs de 5 à 10 m. Les captures étaient enregistrées en nombres d'individus et en poids par espèces, pour fournir des données d'abondance relative pour les calculs d'indices de diversité et la description de la structure des communautés de poissons.

##### *2.5.4.2 Inventaire visuel stationnaire*

L'inventaire visuel rapide (SVC) fournit des données sur l'abondance relative et la diversité des espèces de poissons littoraux et sub-littoraux. Les données de SVC furent collectées parallèlement avec les plongées pour l'établissement pour les profils d'habitats, à des profondeurs de 5, 10 et 15 m. A chaque profondeur, un cylindre de la colonne d'eau, à une hauteur de 5 m au dessus du fond du lac, d'un diamètre de 15 m (surface du fond = 177 m<sup>2</sup>, volume = 884 m<sup>3</sup>) fut exploré pendant une période de 15 minutes. Les poissons furent identifiés jusqu'au niveau de l'espèce et une estimation de l'abondance de chaque espèce fut enregistrée. Les données permettent une estimation de la densité des populations pour chaque espèce enregistrée. La méthode est développée à partir de Bohnsack (1986), et est plus particulièrement appropriée pour explorer de petites espèces relativement immobiles.

##### *2.5.4.3 Inventaire visuel rapide*

L'inventaire visuel rapide (RVC) fut aussi effectué à 5, 10 et 15 m, plus une exploration avec tuba dans le littoral peu profond (0-1.5 m). Chaque RVC consistait en un transect parallèle à la côte d'une durée de 15 minutes, parcouru par une paire de plongeurs. Le transect est subdivisé en 5 intervalles de 3 minutes, et chaque espèce est enregistrée dans l'intervalle de temps au cours duquel il est vu pour la première fois. Une espèce vue dans la première intervalle de temps reçoit le score de 5, celles qui sont vues dans le deuxième intervalle de temps reçoivent un score de 4, etc. En supposant que les espèces les plus abondantes tendent à être vu plus tôt, les scores, quand la moyenne est faite pour tout le transect, peuvent donner une indication de l'abondance relative (celle-ci n'a toutefois pas été analysée dans ce rapport). Cette méthode est modifiée partir de Jones and Thompson (1978), et vise à

couvrir un espace plus grand que celui qui peut être couvert avec SVC, enregistrant ainsi les espèces de poissons plus mobiles ou moins abondants, y compris les grands poissons.

### 2.5.5 Méthodes pour l'inventaire des mollusques

Les explorations pour les mollusques furent effectuées ou par les plongeurs ou avec une drague de naturaliste là où la plongée n'était pas réalisable. L'hétérogénéité des habitats a rendu difficile l'application des méthodes, quantitatives et reproductibles, d'explorations en plongée le long de transects, et des méthodes qualitative de recherche standardisé dans le temps furent adoptées à la place, pour fournir des données de présence absence à partir d'un effort d'échantillonnage connu.

#### 2.5.5.1 Transects pour mollusques en plongée avec SCUBA

Initialement, les recherches étaient effectuées à 25, 15, 10 et 5m, en suivant les profils de plongée, mais un changement ultérieur les amena respectivement à 15, 10, 5 et le littoral (0-2 m), pour correspondre avec les procédures d'inventaires des poissons en plongée avec SCUBA. Les recherches étaient conduites pendant 10 minutes à chaque profondeur, et l'identité de toutes les espèces trouvées enregistrée. Là où il y avait un doute à propos de l'identité, les spécimens étaient pris pour une identification à terre. Les petites espèces trouvées dans le substrat sablonneux furent récoltées par tamisage à travers un tamis de 1 mm de maille. Les échantillons tamisés étaient placés dans des pots en plastique pour un triage et dehors de l'eau.

Les procédures exactes de recherche effectuées par chaque paire de plongeur à chaque profondeur furent choisies en fonction des types de substrat rencontré (Table 2.4).

**Table 2.4 Procédures pour l'échantillonnage des mollusques le long de transects de plongée**

Catégorie d'habitat	Tâches du plongeur 1	Tâches du plongeur 2
<i>Non Sablonneux</i> (tous les types de substrat rocheux et graveleux)	Recherche sur substrat rocheux / graveleux pendant 5 minutes	<ul style="list-style-type: none"> <li>Recherche sur substrat rocheux / graveleux pendant 5 minutes</li> </ul>
<i>Mixte</i>	Recherche dans tous les micro-habitats pendant 5 minutes	<ul style="list-style-type: none"> <li>Recherche dans tous les micro-habitats pendant 2½ minutes</li> <li>1 échantillon issu du tamisage pendant les deux 2½ minutes qui restent.</li> </ul>
<i>Sablonneux</i>	Recherche de grands mollusques pendant 5 minutes	<ul style="list-style-type: none"> <li>2 échantillons issus du tamisage pendant une période de 5 minutes</li> </ul>
Ces opérations étaient effectuées chaque profondeur. Les tâches étaient effectuées le long d'un des côtés de la ligne du transect pendant une durée totale de 5 minutes, et ensuite répétées de l'autre côté de la ligne. La durée totale de l'échantillonnage était donc de 10 minutes.		

Il doit venir à l'esprit que ceci était le protocole final développé à partir d'expérience précédente, et que certains parmi les échantillons ont été récoltés selon une méthodologie antérieure en cours d'évolution. Il y a donc la possibilité d'un manque de reproductibilité entre les échantillons issus de transects pour mollusques antérieurs et ultérieurs.

#### 2.5.5.2 Echantillonnage de mollusques par dragage

Aux sites où la plongée n'est pas réalisable, une drague de naturaliste était utilisée pour échantillonner les mollusques. Cette technique pouvait seulement être employée sur des zones où avaient été identifiées des substrats mous, comme la drague est inefficace ou peut être facilement endommagée sur des substrats rocheux. Le type de substrat était d'abord identifié le long d'un transect à la profondeur voulue, en prenant des échantillons avec un grappin. La drague était déployée à partir d'un bateau placé au début du transect, et tirée à faible vitesse le long du transect sur environ 60 à 100 m.

## **2.6 Mesurations et mesures de la biodiversité**

Mesurer la biodiversité présente des difficultés aussi bien philosophiques que pratiques. Plus exactement, une mesure de la biodiversité devrait être donnée, non en terme de nombre de différentes «choses» (espèces, habitats, etc. ), mais de «différence» ou de «variabilité» totale (Zeide, 1997). La définition large de la biodiversité a retardé le développement de mesures largement acceptées, et il est actuellement reconnu que ce qui est mesuré doit être adapté aux besoins et aux circonstances des différentes études, peut être au détriment d'analyses comparatives plus larges (Purvis and Hector, 2000). Nous avons adopté deux parmi les approches les plus communes pour mesurer la biodiversité: les indices diversité, et la richesse taxonomique ( espèces) et les mesures y relatives comme la richesse en espèces endémiques. Il y a seulement deux parmi les nombreuses mesures ou indices de biodiversité potentiels, qui comprennent des approches visant les niveaux génétique, taxonomique, morphologique, fonctionnel, et de l'écosystème (Solbrig, 1991; Harper and Hawksworth, 1994; Gaston, 1996). Quelques approches alternatives, que nous pensons avoir une utilité potentielle dans un travail relatif à la conservation, sont décrites dans la Section 2.12.

L'objectif immédiat de l'analyse des données d'exploration de la biodiversité est d'utiliser des estimations, ou des mesures, de la biodiversité pour comparer la diversité de différentes zones. Dans ce rapport, nous utilisons ces estimations pour faire des comparaisons entre les zones explorées en vue d'une possible inclusion, ou rétention, dans un réseau d'aires protégées. La méthodologie peut toutefois être appliquée à toute autre situation où une approche comparative est requise, par ex. comparer la diversité au niveau de plages pêchées ou non pêchées, des habitats rocheux soumis à la sédimentation ou non, etc. Les calculs peuvent aussi être utilisés pour établir des estimations comparatives entre des types d'habitats similaires dans différentes parties du lac (par ex. Gombe, Mahale, et Nsumbu). Une certaine comparaison avec des études antérieures peut aussi être possible pour certains taxa, pour examiner les changements dans la diversité au cours du temps.

Les utilisations, biais, avantages, et inconvénients de différentes mesures de la diversité appliquées aux données de la biodiversité sont données dans Magurran (1988), Solbrig (1991), Zar (1996), Colwell (1997), Mouillot and Lepretre (1999) and Southwood and Henderson (2000; Chapitre 13). Les méthodes choisies sont basées sur une revue de ces sources, et des références y incorporées.

### **2.6.1 Richesse spécifique**

Pour des explorations où les données sur l'abondance ou abondance relative ne sont PAS enregistrés, la seule synthèse statistique qui peut être produite sont les estimations de la richesse spécifique. C'est simplement le nombre d'espèces récoltées pour un niveau d'effort d'échantillonnage donné..

Les avantages et les inconvénients de la richesse spécifique en tant que mesure sont donnée dans la Table 2.5.

Pour utiliser les estimations de la richesse spécifique dans les comparaisons entre habitats, catégories d'habitats ou méthodes d'échantillonnage, nous avons d'abord vérifié si l'effort d'échantillonnage avait été adéquat. Les méthodes pour évaluer l'adéquation de l'effort d'échantillonnage sont données dans la Section 2.8.

**Table 2.5 Avantages et inconvénients de la richesse spécifique en tant que mesure de la biodiversité.**

Avantages	Inconvénients
Une mesure intégrale de plusieurs éléments de la biodiversité	Perte d'information relative à l'identité des espèces et manque d'information sur la structure et le fonctionnement
Relativement facile à explorer, à mesurer (si les difficultés taxonomique le permettent) et à expliquer aux non spécialistes	Pas d'information sur l'abondance relative des espèces
Comparable aux données existants dans la littérature et aux études antérieures	La comparabilité dépend d'un effort d'échantillonnage adéquat dans tous les cas

### 2.6.2 Calculs et comparaison d'indices de biodiversité

Il y a plusieurs types différents d'indices de diversité, mais ils comprennent tous des mesures à la fois du nombre de taxa (par ex. les espèces) et des mesures du nombre d'individus pour chacune des espèces dans l'échantillon. Aucune des indices existants est idéale, et toutes ont été développées pour des objectifs autres que l'évaluation de la biodiversité. En dépit de ces réserves, il est toujours utile de calculer des indices de diversité comme une mesure synthétique, à condition qu'elle ne soient pas calculées à partir de méthodes d'échantillonnage différentes, ou entre des groupes taxonomiques définis. Les indices de diversité sont aussi sensibles à la taille de l'échantillon, tendant à se stabiliser quand l'effort d'échantillonnage est adéquat (Colwell, 1997) et ainsi les comparaisons entre des indices de diversité obtenus à partir d'échantillonnage incomplet ou inadéquat doivent être évitées. Les méthodes pour évaluer l'adéquation des efforts d'échantillonnage sont données dans la Section 2.8.

Pour le moment, les données d'explorations appropriées pour calculer les indices de diversité sur les poissons sont celles des inventaires par filets maillant et des inventaires visuels stationnaire (séparément). L'index le plus courant est diversement connu comme l'index Shannon, Shannon-Weaver, ou Shannon-Weiner:

$$H' = \sum_{i=1}^k p_i \log p_i$$

où  $k$  est le nombre d'espèces et  $p_i$  est la proportion du nombre total d'individus échantillonnés pour chaque espèce  $i$ .  $\log_{10}$  était utilisé dans tous les calculs présentés dans ce rapport. L'indice de diversité de Shannon-Weiner a été calculé directement à partir de la taille de l'échantillon ( $n$ ) et la fréquence  $f$  pour chacune des espèces  $i$ :

$$H' = \frac{n \log n - \sum_{i=1}^k f_i \log f_i}{n}$$

$H'$  est connu pour être une sous-estimation de la population échantillonnée, mais cette tendance baisse avec l'augmentation de la dimension des échantillons.

Les indices de diversité ne sont pas des mesures à distribution normale, et ne peuvent pas être comparées statistiquement en utilisant des méthodes paramétriques standards par déduction. Les comparaisons entre indices de diversité de deux sites différents ou plus ont été faits en utilisant un test similaire au bien connu t-test (Zar, 1996). La valeur t est la différence entre les deux indices de diversité calculé divisé par l'erreur standard de la différence:

$$t = \frac{H_1' - H_2'}{s_{H_1-H_2}}$$

L'erreur standard de la différence est la racine carrée de la différence entre les variances de chacune des indices de diversité:

$$s_{H_1-H_2} = \sqrt{s_{H_1}^2 - s_{H_2}^2}$$

La variance de chacune des indices de diversité est calculée à partir:

$$s_{H'}^2 = \frac{\sum (f_i \log f_i)^2 - (\sum f_i \log f_i)^2 / n}{n^2}$$

Le degré de liberté approprié est calculé à partir:

$$v = \frac{(s_{H_1}^2 - s_{H_2}^2)^2}{\frac{(s_{H_1}^2)^2}{n_1} + \frac{(s_{H_2}^2)^2}{n_2}}$$

Dans tous les cas, l'hypothèse nulle testée est que les deux indices de diversité sont les mêmes, l'hypothèse alternative étant qu'ils sont différents. Deux hypothèses à deux volets, utilisant le degré de confiance de 95% furent utilisées, sauf dans des cas bien spécifiés. Il n'y a pas de test d'échantillons multiples pour comparer les indices de biodiversité, ainsi, les comparaisons multiples par paires furent faites en utilisant les *t-tests*, le niveau de signification des comparaisons individuelles étant ajusté par l'approximation de Bonferroni, au risque de commettre le type d'erreur II (acceptation incorrecte de l'hypothèse nulle), qui est statistiquement en faveur de la conservation (Zar, 1991).  $H'$  est sensible à la présence de petits nombres d'individus rares dans de grands échantillons. Il est cependant sensible à des grandes différences dans l'abondance. Il est ainsi utile d'utiliser d'autres indices de diversité pour analyser si les différences déduites sont constantes, ou si elles pourraient être affectées défavorablement par ce type de biais. Nous avons aussi calculé l'Indice de Simpson, qui mesure l'accroissement du nombre d'espèces par individu échantillonné:

$$D_v = \sum_{i=1}^k \frac{1}{p_i^2}$$

Tous ces indices marchent bien pour une variété de distributions sous-jacentes et pour les petites tailles des échantillons. Des analyses de simulations récentes ont indiquées que l'indice de Simpson est moins biaisé, et Shannon-Weaver montre la variance résiduelle la plus petite (Mouillot and Lepretre, 1999). Tous les calculs d'indices de diversité et comparaisons statistiques furent effectuées sur des feuilles de calcul EXCEL, en vue de familiariser les participants de ESBIO à l'utilisation et à l'analyse de ce type de données. Plusieurs ensembles de logiciels sont actuellement disponibles pour effectuer la plupart de ces calculs, et l'ensemble 'EstimateS' (Colwell, 1997) peut aussi être utilisé pour examiner la sensibilité de ces indices à a taille des échantillons.

### **2.6.3 Diversité alpha, bêta et gamma, et rareté et endémisme.**

La diversité des échantillons, toutes en provenance d'une même communauté, est habituellement appelée diversité alpha. Tous les indices de diversité et mesures de richesses spécifiques mentionnés plus haut sont des estimations de la diversité alpha. La différence de diversité entre zones ou communautés est connue comme étant la diversité bêta (Solbrig, 1991). Les procédures pour tester les différences entre zones, citées plus haut, sont des mesures indirectes de la diversité bêta. La diversité gamma mesure jusqu'à quel point les

homologues écologiques apparaissent en remplacement allopatrique dans des habitats types, tout au long d'un transect géographique (par ex. du nord au sud dans le lac).

Les diversités bêta et gamma deviennent importantes quand nous pensons aux stratégies de conservation et aux notions de complémentarité quand on pense à la création d'aires de conservation. Nous avons aussi utilisé la notion de complémentarité lors des évaluations préliminaires de l'utilisation de plus d'une technique d'exploration pour surmonter la sélectivité et les biais inhérents à toutes les méthodes disponibles (voir plus bas).

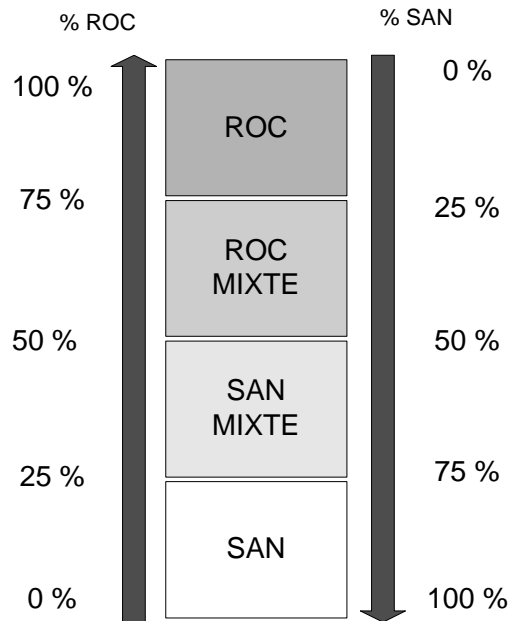
Quand on considère les valeurs relative de conservation de différentes zones, il serait normal d'examiner l'information disponible sur l'endémisme, la rareté, et la dynamique des méta-populations. L'endémisme est de moins grande pertinence pour le lac Tanganyika, comme les niveaux d'endémisme sont si élevés (>90% dans tous nos échantillons). La rareté n'est pas suffisamment bien connue pour servir comme un critère, et une information sur la dynamique des méta-populations est généralement plus appropriée à la conservation d'espèces individuelles plutôt que d'habitats ou d'écosystèmes. Son adéquation pour le lac Tanganyika peut être dans l'identification des schémas de distribution intra-lacustre qui sont courants pour les taxa – c'est seulement si ceci est démontré qu'une information au niveau de la population peut être apportée pour soutenir la planification de la conservation (voir Chapitre 3 et 5).

## **2.7 Catégories d'habitats pour l'analyse des données**

Selon les tendances récentes dans la recherche sur la conservation et la gestion, nous avons adopté une approche d'exploration basée sur l'habitat. Il devrait y avoir de grandes différences dans la composition spécifique et la diversité entre échantillons prélevés dans des gradients environnementaux connus – type de substrat et profondeur. Pour toutes les analyses comparatives, et pour la recherche de biais d'exploration et le calcul de la taille minimale requise pour l'échantillon, toutes les données d'exploration furent ainsi initialement subdivisées selon la profondeur et la catégorie de substrat.

Les protocoles pour l'exploration Manta et les profils d'habitats (voir SOP) ont permis la collecte de caractéristiques d'habitats assez bien détaillées (par ex. la granulométrie du sable, la présence de caractéristiques particulières à petite échelle comme des crevasses dans les substrats constitués par la roche mère, etc.). A présent, l'activité d'exploration n'a pas été suffisamment approfondie pour produire suffisamment de séries d'échantillons dans des catégories d'habitats différenciés à une échelle aussi détaillée. Avant les analyses, nous avons ainsi utilisé les données de Manta et des profils pour classifier les habitats sur base des substrats physiques dominants.

Dans les zones où les explorations en plongées étaient possibles, nous reconnaissons cinq catégories principales d'habitats / substrat physique: amas de coquilles, rocheux, rocheux mixte, sable mixte, et sable. Les données des profils et Manta enregistrent les pourcentages de ces catégories principales. Le pourcentage de chaque substrat qui définit les limites de chacune des catégories est indiqué dans la Figure 2.2.



**Figure 2.2 Classification des principaux habitats basée sur les substrats. 'Roc' inclut les gros blocs de roche, la roche mère, et les pavés. 'San' inclut tous les gradients de substrats mous depuis la vase jusqu'au graver fin.**

La raison pour le choix de ces limites et pour cette gamme limitée d'habitats, défini uniquement en terme de substrats physiques est la suivante:

- La présence de roches dans un substrat sablonneux ou mou a un plus grand impact écologique que la présence d'un peu de sable dans un habitat à prédominance rocheux.
- Les mélanges de roches, gros blocs, pavés et coquilles fonctionnent effectivement comme des substrats durs, et ont donc été classé soit comme rocheux (en cas d'absence e substrats mous)ou rocheux mixte. Le type de roche (roche mère, gros blocs, etc. ) et autres caractéristiques ( crevasses, surplombs, etc. ) furent enregistrés dans les profils initiaux, mais les données disponibles sur les organismes vivants sont insuffisantes pour étudier leur association avec ces caractéristiques détaillées de l'habitat.
- Tous les transects de plongée allaient de 5 m de profondeur et plus bas, ainsi les caractéristiques des habitats du bord peu profond, comme les substrats de galets ou de pavés et les macrophytes émergents( roselières ) n'étaient pas présents dans les principales explorations de poissons. Quelques explorations pour les mollusques et les explorations de poissons avec la méthode RVC furent toutefois effectuées dans le bord. Les substrats du bord sont compris dans le cadre de la classification indiquée plu haut.
- Les bandes de macrophytes submergés n'étaient pas communs dans les zones explorées, et sont enregistrées comme des caractéristiques secondaires associées à des substrats sablonneux ou sablonneux mixtes.
- Les amas de coquilles se présentent au dessus de substrats mous (sable, vase). Là où ces amas de coquilles apparaissent, ce sont des zones normalement étendues et plates. Les coquilles forment normalement d'épaisse couches, telle que le substrat est uniforme – c.a.d. qu'ils étaient généralement enregistrés comme 100% de coquilles. Il y a une communauté distincte de poissons qui est associée à ces couches de coquilles de *Neothauma*, telle que nous avons classifié ceci comme une catégorie d'habitat différente.
- L'analyse des distributions de fréquence du % de la composition des substrats a indiqué que les plongeurs tendaient d'enregistrer celles-ci avec une précision de 10% ( les multiples de 10 étaient deux fois plus nombreux que les multiples de 5). Il est

vraisemblable que la précision de l'estimation visuelle du pourcentage de la couverture du substrat est de l'ordre de 10 à 20%.

- Les analyses préliminaires des assemblages d'espèces de poissons basés sur ces classifications d'habitats a indiqué qu'il y avait peut de différences en les espèces de substrats rocheux et rocheux mixtes (Table 2.6). Peut d'exemples tombent dans la catégories sablonneux mixte. Pour l'objectif de ce rapport, nous avons en plus réduit les catégories d'habitats ci dessus à 3 larges habitats littoraux: Rocheux dominant et mixte (>10% de rocheux), Sable dominant (<10% rocheux), et couches de coquilles. La proportion sable / roche dans la matrice peut bien affecter la structure de la communauté, mais avant que de larges ensembles des données ne soient pas collectées pour permettre une analyse fine des changement dans la structure des communautés associées avec de petites différences dans la composition du substrat, ces changements ne seront facilement détectables.

**Table 2.6 Espèces de poissons trouvées uniquement dans chacune des larges catégories de substrats , Park National de Mahale.**

Rocheux	n	Rocheux (mixte)	n	Sable	n
<i>Lates mariae</i>	11	<i>Neolamproogus fasciatus</i>	5	<i>Neolamprologus tetracanthus</i>	40
<i>Gammatotria lemairei</i>	5	<i>Petrochromis macrognathus</i>	4	<i>Xenotilapia spilopterus</i>	22
<i>Simochromis babaulti</i>	5	<i>Aethiomastacembelus cunningtoni</i>	3	<i>Xenotilapia boulengeri</i>	20
<i>Julidochromis tanscriptus</i>	4	<i>Ctenochromis horei</i>	2	<i>Lamprologus ocelatus</i>	14
<i>Spathodus erythrodon</i>	4			<i>Lamprologus signatus</i>	10
<i>Julidochromis ornatus</i>	3			<i>Neolamprologus boulengeri</i>	10
<i>Acapoeta tanganicae</i>	2			<i>Neolamprologus ocellatus</i>	10
<i>Neolamprologus olivaceus</i>	1			<i>Neolamprologus wauthioni</i>	10
<i>Tropheus duboisi</i>	1			<i>Neolamprologus brevis</i>	8
				<i>Neolamprologus meeli</i>	6
				<i>Neolamprologus ornatipinnis</i>	6
				<i>Asprotilapia leptura</i>	5
				<i>Neolamprologus chrystyi</i>	5
				<i>Neolamprologus hecqui</i>	5
				<i>Plecodus multidentatus</i>	5
				<i>Lamprologus ornatipinnis</i>	4
				<i>Neolamprologus leleupi</i>	4
				<i>Petrochromis trewavasae</i>	4
				<i>Petrochromis orthognathus</i>	4
				<i>Ectodus descampsi</i>	3
				<i>Neolamprologus moorii</i>	3
				<i>Aulonocranus dewindti</i>	1
				<i>Telmatochromis vittatus</i>	1

La catégories sable mixte ne contenait pas d'espèce unique à ce substrat. Les espèces uniques aux substrats rocheux et rocheux mixtes sont basées sur un petit nombre d'individus (n) et peuvent être apparus par chance. Pour accroître les tailles à l'intérieur d'une catégorie d'échantillon, nous avons regroupé tous les substrats rocheux et rocheux mixtes, et tous les substrats sablonneux et sablonneux mixtes dans les analyses ultérieures.

- Pour les mollusques, la relation entre la présence des espèces et les caractéristiques du substrat est évidemment très étroite. Nous avons ainsi retenu les quatre catégories indiquées dans la Figure 2.2, plus la catégorie des lits de coquilles, même si ceci a conduit à une perte d'une certaine information provenant de la combinaison de catégories de substrats par profondeurs avec la taille des échantillons, trop petite pour être utilisable dans des analyses détaillées.
- Pour les zones où la plongée n'était pas possible, nous pouvons seulement distinguer trois catégories: substrats mous et dur, et lits de coquilles. Elles étaient déterminées à partir de l'inspection des faibles profondeurs depuis la surface, et avec un grappin pour les profondeurs plus grandes.



- La gamme des profondeurs échantillonnées avec SCUBA était aussi étroite. Les échantillons de poissons avec SVC et RVC à 5, 10 et 15m n'ont pas montré de différences majeures constantes dans la composition des espèces entre les catégories d'habitats (Annexe 8.2). Les catégories d'habitats étaient distribuées d'une manière irrégulière selon la profondeur, malgré la stratification d'habitat établie par Manta. Ceci est parce que les substrats de 2 à 10 m (la gamme des profondeurs pour Manta) ne correspondait pas souvent avec les caractéristiques des substrats dans les eaux plus profondes. Quelques éléments dans la matrice pour l'échantillonnage des habitats et profondeurs consistaient ainsi en de très peu d'échantillons. Pour agrandir la taille des échantillons pour des comparaisons statistiques valides, et vu les hauts indices de similarité entre échantillons prélevés à différentes profondeurs, les échantillons furent regroupés sur toute la gamme de profondeurs de 5 à 15 m. Ceci accroîtra la variance au sein des échantillons, ce qui à son tour fait que les comparaisons entre zones sont statistiquement conservatoires. Le regroupement par profondeur est aussi justifié vu les objectifs de l'étude – il n'y a pas de possibilité de protéger des zones d'une certaine profondeur et pas les autres, ainsi il n'est pas nécessaire d'établir des différences de profondeurs sur une échelle détaillée pour les objectifs de cette étude, même si elles peuvent être écologiquement intéressantes.

## 2.8 Déterminer les tailles requises pour les échantillons

Pour comparer la richesse et la diversité des poissons ou des mollusques entre les sites, nous devons savoir si notre effort d'échantillonnage a été suffisant pour inclure la majorité des espèces (ou au moins une proportion connue pour la diversité totale probable). En tous cas, nous sommes capables d'utiliser les courbes cumulatives d'espèces pour « corriger » les différences dans l'adéquation de l'échantillonnage. Nous serons ainsi en mesure de distinguer les vraies différences dans la richesse et les biais dus au sous échantillonnage.

Avant que les échantillons furent comparés pour évaluer la diversité relative de différentes zones, ou entre les gradients d'habitats, nous avons déterminé si la taille des échantillons à l'intérieur de chaque sous-ensemble de données était adéquat. Des représentations graphiques d'espèces rencontrées cumulées contre échantillons cumulés par zone atteignent une asymptote quand toutes les espèces disponibles dans cette zone/habitat (qui sont accessibles par la méthode d'exploration) ont été échantillonnées. Alors que les graphiques fournissent une impression préliminaire utile, leur forme peut être fortement affectée par l'ordre selon lequel les échantillons sont ajoutés à la courbe cumulée. Pour contourner cette difficulté nous avons établie des courbes cumulées d'espèces basées sur une série de 100 hasards, en utilisant le logiciel 'Estimates 5.0' (Colwell, 1997).

L'analyse visuelle de courbes « lissées » d'espèces cumulées donne une utile première impression si oui ou non l'échantillonnage a été adéquat, mais une analyse plus approfondie est aussi possible. Nous avons adaptée des modèles asymptotiques aux courbes cumulées d'espèces générées sur base de 100 hasards sur les données d'abondances d'espèces observées pour chaque ensemble d'échantillons. Ces modèles sont utilisés pour:

- (1) mesurer l'efficacité et l'achèvement de l'inventaire;
- (2) obtenir des estimations de richesses spécifiques basées sur une mesure standardisée de l'effort d'échantillonnage (faire les comparaisons valides possible entre les zones échantillonnées d'une autre manière – voir Chapitre 4) et
- (3) fournir des estimations de l'effort d'échantillonnage requis pour atteindre un niveau suffisamment complet de l'inventaire (Moreno and Halffter, 2000).

Pour chacune des techniques d'échantillonnage utilisées (SVC, RVC, filets maillants, transects pour mollusques, dragage de mollusques), nous avons généré des courbes cumulées d'espèces en utilisant le logiciel Estimates 5.0. Nous avons ensuite utilisé un module de régression non linéaire dans l'ensemble statistique SPSS (v 9.0) pour adapter deux modèles asymptotiques aux données.

Le modèle de dépendance linéaire est basé sur l'hypothèse que le nombre d'espèces récoltées diminue de manière à mesure que l'effort d'échantillonnage s'accroît:

$$S_n = a/b[1 - \exp(-bn)];$$

où  $n$  est une mesure de l'effort d'échantillonnage (pour SVC, le nombre d'événements d'inventaires stationnaires; pour RVC, le nombre de transects de 15 minutes; pour les filets maillants, le nombre de poses de filets maillants; pour le transects pour mollusques, le nombre d'événements de recherche),  $S_n$  est le nombre d'espèces prévu dans le  $n^{\text{th}}$  échantillon, et  $a$  et  $b$  sont les constantes de régression adaptées (Colwell and Coddington, 1994). Le nombre d'échantillons requis pour inclure à peu près une proportion donnée ( $q$ ) d'espèces échantillonnées par chaque technique est donné par:

$$n_q = -1/b \ln(1-q) \quad (\text{Moreno and Halffter, 2000}).$$

Nous prenons  $q$  comme étant égal à 0.9, considérant qu'un effort d'échantillonnage qui a inventorié 90% de la faune existante est adéquat (théoriquement, un effort d'échantillonnage infini serait requis pour garantir que toutes les espèces ont été échantillonnées).

Le modèle de Clench (p. ex. Moreno and Halffter, 2000) dit que la probabilité d'ajouter des espèces à la liste diminue avec le nombre d'espèces déjà enregistrées, et qu'elle augmente avec le temps:

$$S_n = an/(1 + bn)$$

Pour le modèle de Clench, le nombre d'échantillons requis pour inclure une proportion donnée ( $q$ ) d'espèces est donné par:

$$n_q = q/[b(1 - q)] \quad (\text{Moreno and Halffter, 2000}).$$

A la fois pour la dépendance linéaire et pour les modèles de Clench,  $S_{max}$ , la richesse spécifique prévue l'effort d'échantillonnage infini, est donnée par  $a/b$ . Ces deux modèles sont de nature à prédire les limites inférieures et supérieures de la richesse spécifique la plus probable à ce site. Les calculs de l'effort d'échantillonnage requis pour échantillonner une proportion définie du total d'espèces présentes sont ainsi de nature à représenter aussi les limites supérieures et inférieures des estimations. Les estimations des paramètres du modèle et les statistiques qui vont le mieux avec sont données dans l'Appendice 8.3: Table 8.3, Table 8.4, Table 8.5 et Table 8.6.

### **2.8.1 Effort d'échantillonnage pour l'inventaire visuel stationnaire (SVC)**

Pour le SVC, l'unité d'échantillonnage de base est cylindre de 15 m de diamètre et 5 m de hauteur au dessus du substrat, exploré pendant 15 minutes. L'effort d'échantillonnage était exprimé en terme d'événements d'échantillonnage cumulés. Ceci peut être facilement traduit en surface ou en volume échantillonné. Des analyses séparées ont été faites pour chacune des zones géographiques, avec des échantillons venant de substrats sablonneux/sablonneux mixtes, rocheux/rocheux mixtes et des lits de coquilles pris séparément dans chacune des zones géographiques. Il y a quelques échantillons où les données sur la composition du substrat n'est pas disponible à cause d'une mauvaise concordance entre les profils de plongée pour la caractérisation de l'habitat et les activités d'exploration des poissons. Cela correspond généralement à des endroits où le profil du fond avait un gradient très faible, tel que les plongeurs commençant le profil à 20 ou 25 m n'ont pas atteint les points d'échantillonnage de 5 et 10 m pour l'inventaire visuel stationnaire des poissons. Ceci signifie que certains échantillons furent exclus des calculs des tailles optimales des échantillons, de la richesse spécifique et de la diversité pour chaque type de substrat. Les données de ces échantillons exclus sont, toutefois, incluses pour générer les listes totales pour chaque zone échantillonnée et pour comparer l'ensemble des espèces enregistrées dans l'établissement des priorités en vue de la conservation (Chapitre 5).

La technique SVC n'a pas été beaucoup utilisée au Burundi, et la taille des échantillons n'a pas constitué une base adéquate pour l'estimation de richesse spécifique totale, ni même

pour déterminer quel modèle de courbe cumulée d'échantillons d'espèces est le plus approprié (Figure 2.3). Trois ou quatre plongées pour échantillonnage par site/substrat sont visiblement insuffisantes, comme c'est plus ou moins typique des plongées antérieures pour exploration utilisées pour comparer la richesse spécifique entre zones (p. ex. Alin et al, 1999). Les habitats rocheux des régions de Pemba, Luhanga et Bangwe et les habitats sablonneux aux environs d'Uvira, tous en R D Congo) furent plus intensivement échantillonnés en utilisant cette technique, et montre un schéma clairement asymptotique (Figure 2.3). Les modèles asymptotiques prédisant les effets d'échantillonnages supplémentaires peuvent alors être adaptées avec plus de confiance.

Même si plus 15 plongées pour exploration de poissons par SVC furent effectuées à la fois sur les sites rocheux et sablonneux à Gombe, les courbes d'espèces cumulées n'avaient pas encore atteint le niveau, ce qui implique qu'un plus grand effort d'échantillonnage aurait été nécessaire (Figure 2.4). Pour la très diversifiée zone rocheuse de Mahale, une croissance faible et continue dans le nombre d'espèces est visible, même si plus de 25 explorations par SVC ont été effectuées. Dans l'ensemble des cas de substrats sablonneux et rocheux à Mahale, le modèle de Clench, qui prédit un accroissement continu et lent du nombre d'espèces à mesure que la taille de l'échantillon s'accroît, paraît présenter l'ajustement le plus réaliste (Figure 2.4). Il n'y a pas de critère statistique pour la séparation entre l'ajustement du modèle de Clench et celui de dépendance linéaire ( $r^2 > 0.99$  dans la plupart des cas – voir Annexes 8.3, Table 8.3) mais ceci est surtout parce que la plus grande partie des données viennent de la partie raide de la courbe d'espèces cumulées, où tous les modèles donnent un ajustement similaire. C'est dans leur comportement en atteignant une asymptote que les deux modèles révèlent une différence nette. Cette différence a des ramifications considérables pour les prédictions de la vraie richesse spécifique, et de la taille minimale de l'échantillon requise pour estimer une proportion acceptable (90% sont choisis dans cette étude) de cette richesse.

La technique SVC a aussi été utilisée seulement occasionnellement en Zambie, où la plongée n'est pas réalisable à beaucoup de sites à cause du problème causé par les crocodiles. Ce n'est que pour les sites rocheux de la zone de Katoto que la taille des échantillons ont été suffisamment grande pour estimer la richesse spécifique et la taille minimale requise un échantillonnage d'une certaine crédibilité (Figure 2.5).

La Table 2.7 indique que certaines zones ont été échantillonnées adéquatement (>90% du total des espèces présentes échantillonnées), alors que d'autres ont été sous échantillonnées. Il apparaît clairement qu'il est difficile de recommander une seule taille minimale requise, puisque ceci varie avec les sites et les substrats..

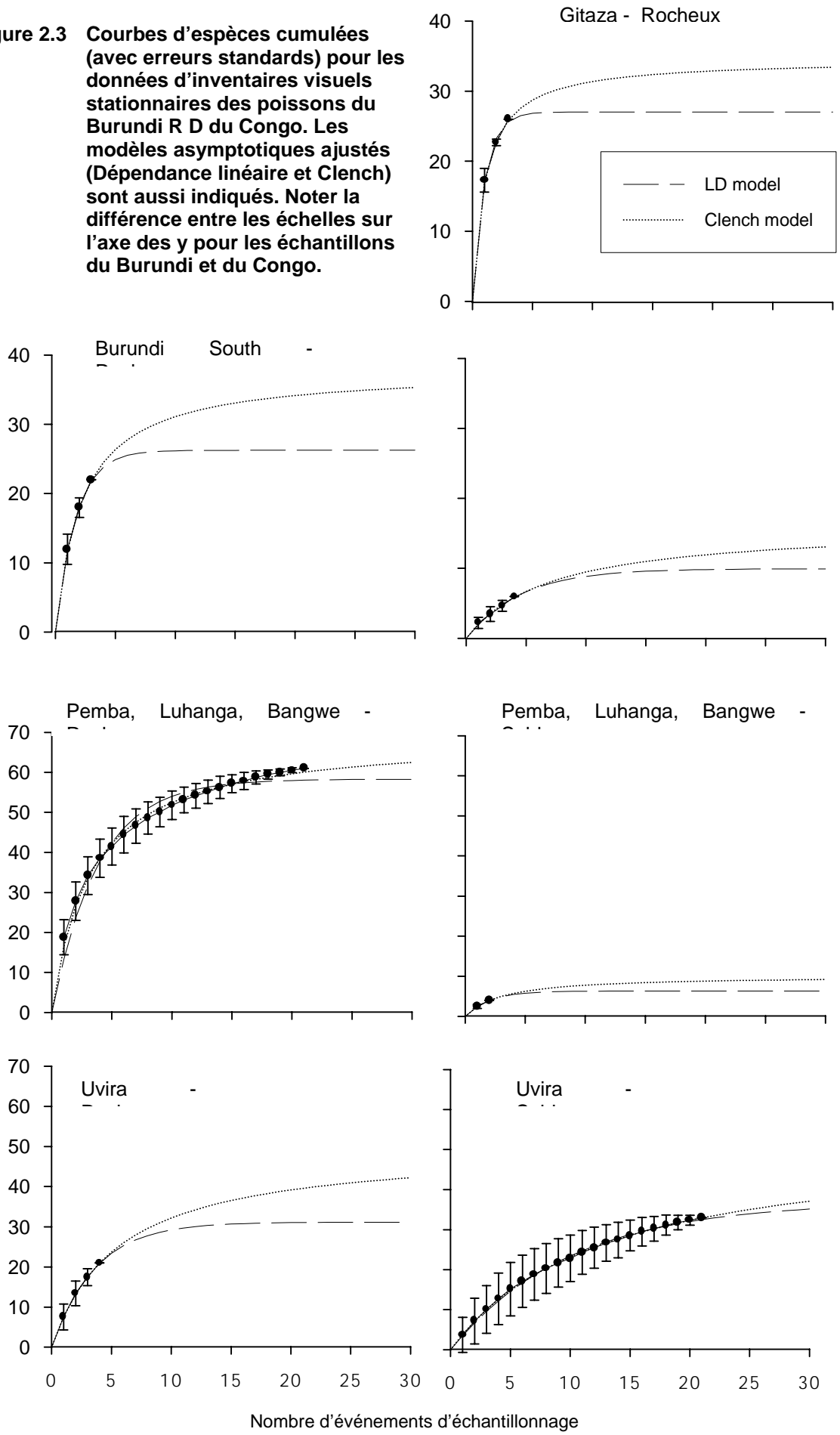
En général, les substrats sablonneux demandent un effort d'échantillonnage égal ou supérieur à celui requis pour les habitats rocheux et mixtes dans les mêmes zones. Ceci peut apparaître surprenant au début, étant donné qu'elles ont en généralement une plus faible richesse spécifique. Cependant, les espèces de zones sablonneuses sont plus mobiles, et se déplacent souvent en bancs. Ceci signifie que les probabilités que des échantillons supplémentaires apportent des espèces additionnelles peuvent être élevées.

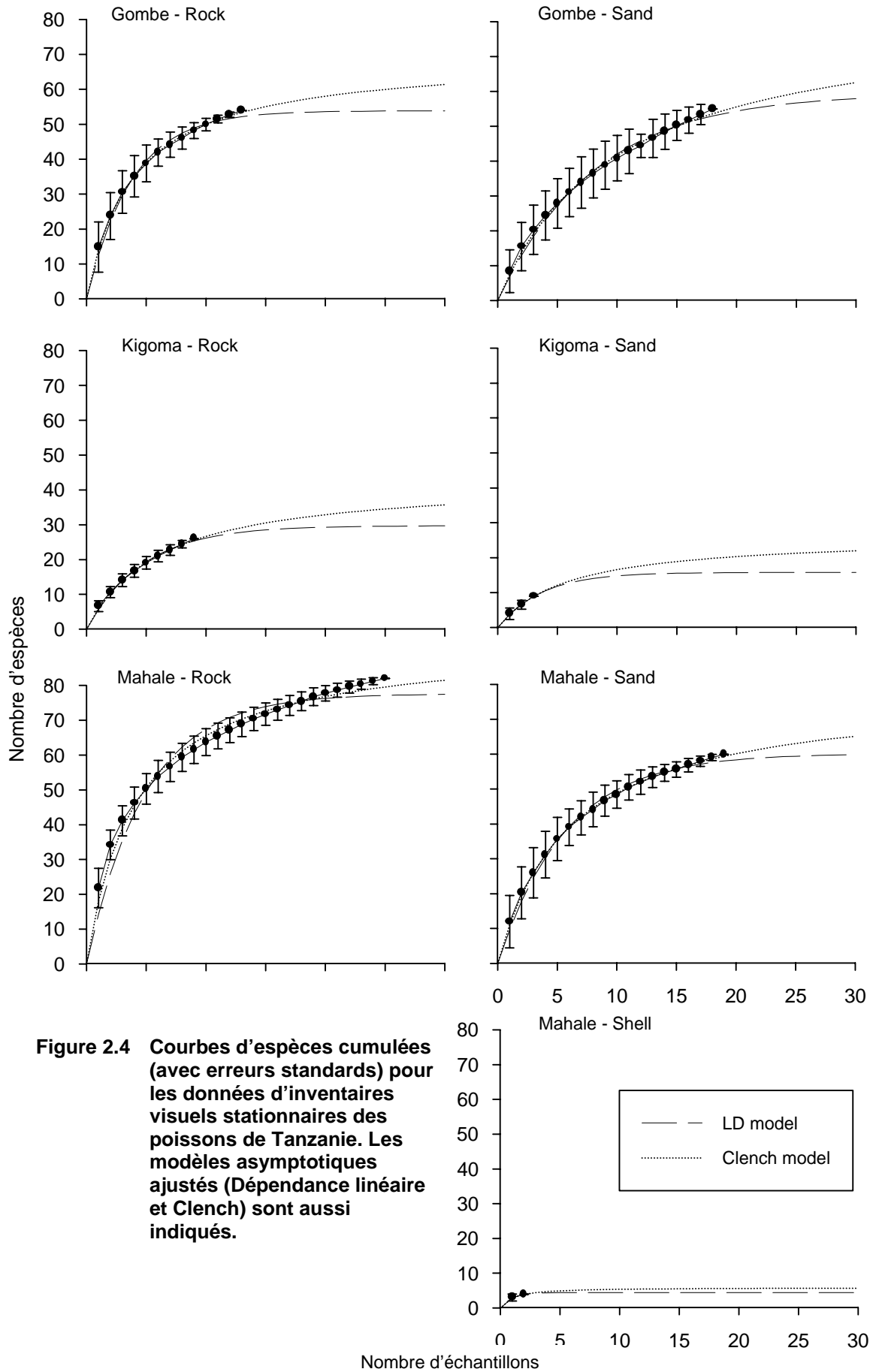
Les deux modèles asymptotiques utilisés pour extrapoler la 'vraie' richesse spécifique à partir d'échantillons de populations représentent peut être les limites inférieures et supérieures de ces estimations. Les tailles minimales des échantillonnages requis estimées du modèle de dépendance linéaire varient de 2 à 20 échantillons (moyenne =9), alors que les estimations du modèle de Clench varient de 9 à 120 (moyenne =47).

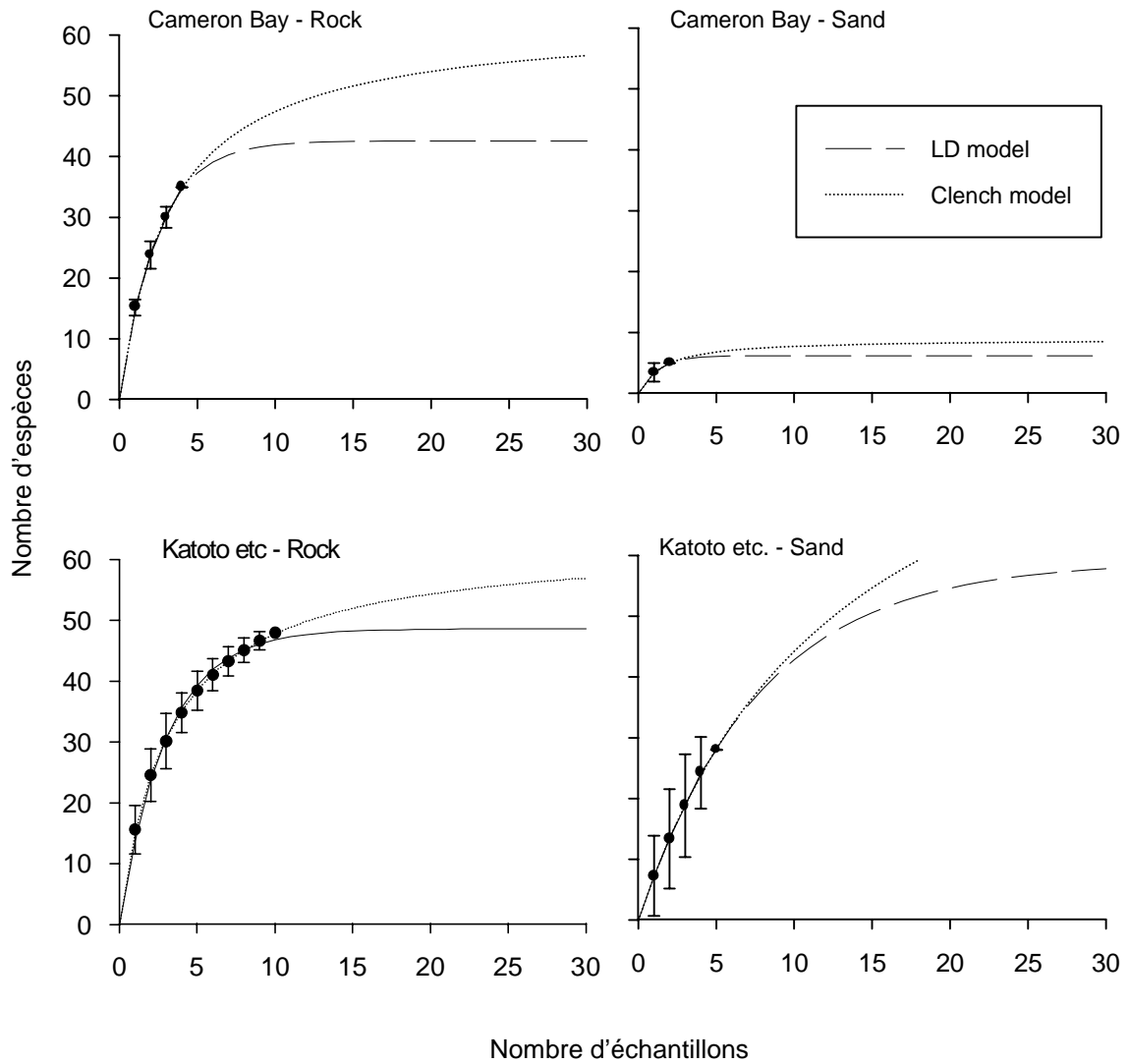
Le modèle de dépendance linéaire suggère que, alors que Mahale, Gombe, Gitaza et quelques autres sites en R D du Congo ont été échantillonnés adéquatement, d'autres sites de plongées au Burundi et en Zambie ont été sous échantillonnés, comme l'ont été les zones sablonneuses à Pemba, Luhanga, Bangwe, et les zones rocheuses à Uvira (RD du Congo). Le modèle de Clench semble prédire de très hautes diversités spécifiques, et ainsi suggèrent qu'un nombre insuffisant d'échantillons a été pris avec la technique SVC à tous les sites. Ces prédictions du modèle Clench ne sont pas fortement appuyées par la comparaison de notre échantillonnage avec le nombre total d'espèces enregistrées dans le lac (Table 5.5). Les

explorations de ESBIO ont, au total, échantillonnés plus de 80% des espèces de poissons lacustres. Ceci suggère que le modèle de Clench surestime les richesses spécifiques et surestime le nombre d'échantillons requis pour inventorier les populations de poissons. Pour les sites que nous avons le mieux échantillonné, le schéma des espèces cumulées suggérerait toutefois que le modèle de Clench peut être plus approprié. A voir ces preuves plutôt contradictoires, nous suggérerons que les échantillonnages futurs soient basés sur au moins 20 échantillons avec SVC par strate d'exploration jusqu'à ce que les courbes d'espèces cumulées soient mieux connues et définies.

**Figure 2.3** Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) pour les données d'inventaires visuels stationnaires des poissons du Burundi R D du Congo. Les modèles asymptotiques ajustés (Dépendance linéaire et Clench) sont aussi indiqués. Noter la différence entre les échelles sur l'axe des y pour les échantillons du Burundi et du Congo.







**Figure 2.5** Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) pour les données d'inventaires visuels stationnaires des poissons de Zambie. Les modèles asymptotiques ajustés (Dépendance linéaire et Clench) sont aussi indiqués.

**Table 2.7 Analyse de l'adéquation de l'échantillonnage pour l'inventaire visuel stationnaire pour les espèces de poissons, utilisant deux modèles asymptotiques (voir le texte pour les détails)**

				Modèle de Dépendance Linéaire			Modèle de Clench		
Zone	Substrat	N	S <sub>obs</sub>	S <sub>max</sub>	S <sub>obs</sub> :S <sub>max</sub> (%)	N <sub>req</sub> (90% S <sub>max</sub> )	S <sub>max</sub>	S <sub>obs</sub> :S <sub>max</sub> (%)	N <sub>req</sub> (90% S <sub>max</sub> )
<b>BURUNDI</b>									
Burundi Sud	Rocheux	3	22	26	84	4	38	58	20
Burundi Sud	Sable	4	6	10	60	10	16	37	63
Gitaza	Rocheux	3	26	27	96	2	35	75	9
<b>RD CONGO</b>									
Pemba etc	Rocheux	21	61	58	105	9	69	88	28
Pemba etc	Sable	2	4	6	63	5	10	39	28
Uvira	Rocheux	4	21	31	67	8	50	42	50
Uvira	Sable	21	33	37	89	23	53	62	116
<b>TANZANIE</b>									
Gombe	Rocheux	13	54	54	100	9	69	78	35
Gombe	Sable	18	55	60	92	19	83	66	90
Kigoma	Rocheux	9	26	30	87	11	43	60	55
Kigoma	Sable	3	9	16	57	8	26	34	52
Mahale	Rocheux	25	82	78	106	11	93	89	37
Mahale	Sable	19	60	60	100	13	78	77	54
Mahale	Coquilles	2	4	4	89	2	6	68	9
<b>ZAMBIE</b>									
Cameron Bay	Rocheux	4	35	43	82	5	63	56	29
Cameron Bay	Sable	2	5	6	81	3	9	56	14
Katoto etc	Rocheux	10	48	49	99	7	63	76	29
Katoto etc	Sable	5	28	59	48	18	103	27	120

$N$  = nombre d'échantillons par SVC,  $S_{obs}$  = nombres d'espèces observées dans ces échantillons,  $S_{max}$  = richesses spécifiques estimées,  $N_{req}$  = le nombre d'échantillons qui seraient requis pour récolter 90% des espèces supposées comme présentes. Noter les estimations de  $S_{max}$  et  $S_{obs}:S_{max}$  sont arrondies à l'unité la plus proche mais les calculs ont été faites avec les estimations originales non arrondies.

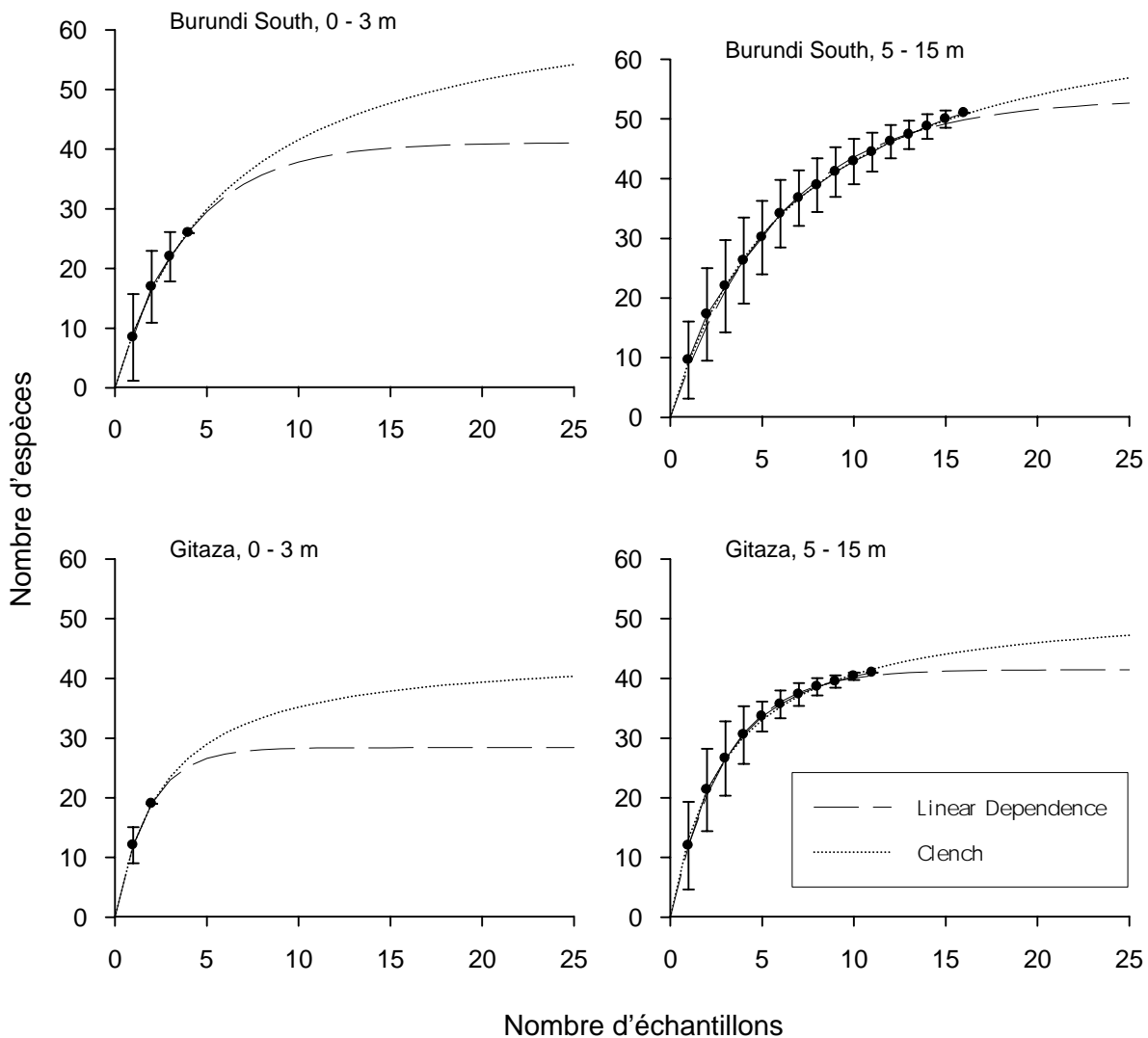


### 2.8.2 L'effort d'échantillonnage de l'inventaire visuel rapide (RVC)

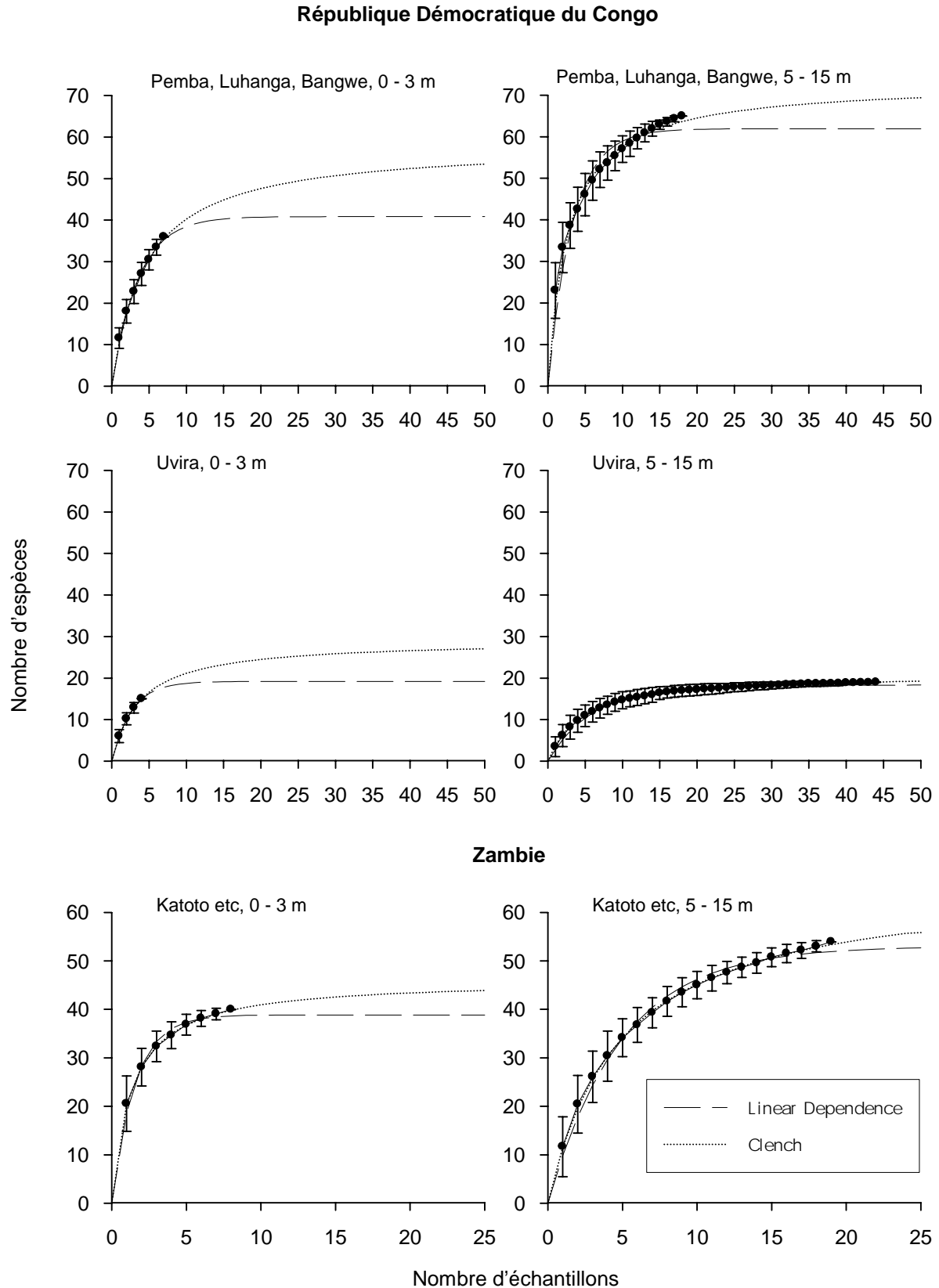
Pour le RVC, l'unité de base de l'échantillonnage est un transect linéaire, défini en termes de temps (15 minutes), au lieu d'une distance couverte. L'effort d'échantillonnage était exprimé en termes de nombres d'espèces cumulées par transect d'échantillonnage, mais ceci pourrait facilement être converti en temps d'échantillonnage ou en espace estimé si cela était nécessaire. Les échantillons n'ont pas été regroupés par substrats, puisque les échantillons de RVC intégraient fréquemment plusieurs types de substrats, de telle manière qu'aucune séparation significative n'aurait pu être faite. Ceci accroîtra la variance et tendra à surestimer l'effort minimal d'échantillonnage requis pour la zone prise dans son ensemble.

Puisque la technique RVC était appliquée à la fois dans le littoral peu profond (5-15 m) et les bords (0-3 m), alors que la technique SVC étaient seulement conduite pour les profondeurs de 5 à 15m, nous avons analysé ces deux niveaux de profondeurs séparément. Quatre transects furent aussi parcourus dans le bande de 16 à 25 m dans le cadre des activités d'exploration en Zambie, mais les limitations pour le temps de séjour sous eau (et de provision d'air) pour une plongée continue avec SCUBA empêche probablement des explorations de routine à cette profondeur et au delà. Ces données ne sont pas incluses dans l'analyse. Les courbes d'espèces cumulées et les modèles asymptotiques ajustés sont donnés dans la Figure 2.7, Figure 2.8 et Figure 2.9.

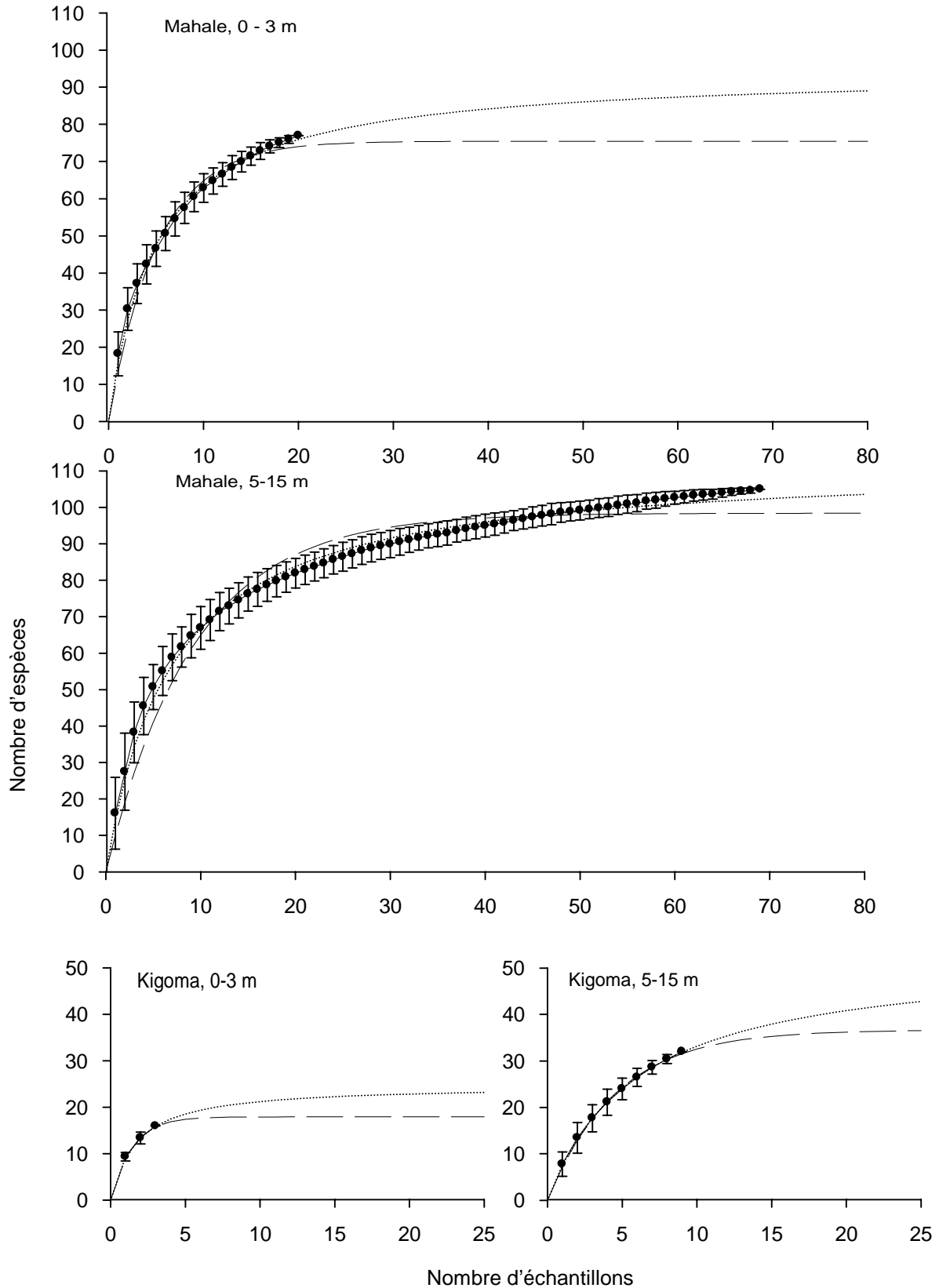
**Figure 2.7** Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) pour les données d'inventaires visuels rapides de poissons du Burundi. Les modèles asymptotiques ajustés (Dépendance Linéaire et Clench) sont aussi indiqués.



**Figure 2.8** Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) pour les données d'inventaires visuels rapides de poissons de la R D Congo et e la Zambie. Les modèles asymptotiques ajusté (Dépendance Linéaire et Clench) sont aussi indiqués. Noter que les échelles différents pour les axes X et Y pour R D Congo et la Zambie.



**Figure 2.9** Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) pour les données d'inventaires visuels rapides de poissons de la Tanzanie. Les modèles asymptotiques ajusté (Dépendance Linéaire et Clench) sont aussi indiqués. Noter que les échelles différents pour les axes X et Y pour Mahale et Kigoma. Ceci est fait pour la clarté de la présentation.



**Table 2.8 Analyse de l'adéquation de l'échantillonnage pour l'inventaire visuel rapide (RVC) d'espèces de poissons, utilisant deux modèles asymptotiques (voir le texte pour les détails)**

				Modèle de Dépendance Linéaire				Modèle de Clench	
Zone	Gamme de profondeurs (m)	N	S <sub>obs</sub>	S <sub>max</sub>	S <sub>obs</sub> :S <sub>max</sub> (%)	N <sub>req</sub> (90% S <sub>max</sub> )	S <sub>max</sub>	S <sub>obs</sub> :S <sub>max</sub> (%)	N <sub>req</sub> (90% S <sub>max</sub> )
<b>BURUNDI</b>									
Burundi Sud	0 to 3	4	26	41	63	9	68	38	57
Burundi Sud	5 to 15	16	51	53	96	14	73	70	62
Gitaza	0 to 3	2	19	28	67	4	45	42	24
Gitaza	5 to 15	11	41	42	99	7	53	77	27
<b>RD CONGO</b>									
Pemba etc	0 to 3	7	36	41	88	8	58	62	40
Pemba etc	5 to 15	18	65	62	105	8	73	89	24
Uvira	0 to 3	4	15	19	78	6	29	52	34
Uvira	5 to 15	44	19	18	103	14	21	90	41
<b>TANZANIE</b>									
Kigoma	0 to 3	3	16	18	89	3	25	65	15
Kigoma	5 to 15	9	32	37	87	11	53	60	54
Mahale	0 to 3	20	77	75	102	12	94	82	44
Mahale	5 to 15	69	105	98	107	21	113	93	62
<b>ZAMBIE</b>									
Katoto etc	0 to 3	8	40	39	103	4	46	87	11
Katoto etc	5 to 15	19	54	53	102	11	67	81	43

$N$  = nombre d'échantillons par RVC,  $S_{obs}$  = nombres d'espèces observées dans ces échantillons,  $S_{max}$  = richesses spécifiques estimées,  $N_{req}$  = le nombre d'échantillons qui seraient requis pour récolter 90% des espèces supposées comme présentes. Noter les estimations de  $S_{max}$  et  $S_{obs}:S_{max}$  sont arrondies à l'unité la plus proche mais les calculs ont été faites avec les estimations originales non arrondies.

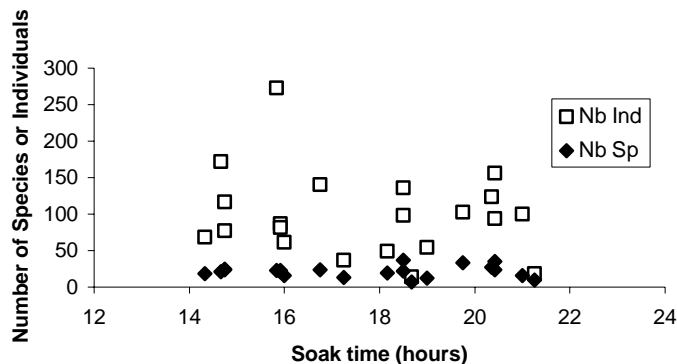
Même si les données de RVC de la bande de 5 à 15 au Sud du Burundi et à Gitaza étaient suffisantes pour identifier un gamme relativement étroite pour la quasi totalité de la richesses spécifique, un sous échantillonnage pour la bande de 0 à 3 m signifie que les extrapolations ne seraient pas très fiables (Figure 2.7), et ainsi conduiraient à des estimations non fiables de la taille minimale de l'échantillon requis (Table 2.8) et une difficulté dans la détermination du modèle asymptotique qui donne le meilleur ajustement sur la courbe d'espèces cumulées prises au hasard.

L'examen des données venant des zones les mieux échantillonnées parmi les échantillons de la R.D. Congo et de la Zambie (Figure 2.8) indique que le modèle de Clench peut donner le meilleur ajustement sur la courbe d'espèces cumulées observées aussi pour la technique l'inventaire visuelle rapide (RVS). Ceci est confirmé par l'examen des courbes d'espèces cumulées de Mahale (Figure 2.9), où le modèle de Clench donne le meilleur ajustement même pour la partie aide de la courbe d'espèces cumulées.

Les explorations avec RVC (Table 2.8) ont enregistrées généralement un nombre d'espèces légèrement plus haut que celui des exploration avec SVC (Table 2.7) probablement parce qu'elles couvraient de plus grandes surfaces et incluaient des espèces plus grandes et plus mobiles, mais peut être au détriment des espèces plus petites et plus discrètes. Selon le modèle de dépendance linéaire, une moyenne de 9 RVCs sont généralement adéquats pour échantillonner 90% du total des espèces estimées comme présentes (Table 2.8), quelques fois moins, dépendant de la richesse et de l'hétérogénéité de la zone explorée. Selon ce modèle, la plupart des zones furent explorées adéquatement par l'équipe BLOSS. Une fois encore, le modèle de Clench donne de plus hautes estimations pour la taille requise pour l'échantillon (11-62, moyenne 38). Si ce modèle est accepté, alors seulement Pemba, Bangwe et Luhanga, Uvira et Mahale furent échantillonnés adéquatement pour les gammes de profondeurs de 5-15m. En regroupant les échantillons pris à 5, 10 et 15 m, nous avons accru la taille de l'échantillon mais probablement accru aussi la variance. Pour les RVC basés sur observation avec tuba au niveau des profondeurs de 0-3 m, la taille des échantillons était plus petite (généralement une observation avec tuba pour 3 plongée d'exploration à 5-15 m). Les explorations futures devraient chercher à réaliser au moins 10 RVCs par strate d'exploration, et, si le modèle de Clench est plus précis, 40 transects de RVC permettraient avec plus de certitude qu'une proportion adéquate (90%) des espèces de poissons présentes sont enregistrées. Une fois encore, ce nombre variera avec la richesse spécifique et l'hétérogénéité de l'habitat, et il sera ainsi difficile de le fixer à l'avance.

### **2.8.3 L'effort d'échantillonnage avec les filets maillants.**

Pour les échantillons pris aux filets maillants, il n'était pas toujours possible de standardiser la durée de pose, vu que la pêche aux filets était souvent conduite parallèlement avec d'autres activités d'explorations. En théorie, on pourrait faire des corrections pour les différences dans le temps de pose en supposant que des filets posés plus longtemps auraient capturés plus de poissons (et ainsi auraient vraisemblablement récolté plus d'espèces). L'hypothèse est qu'il y a une relation linéaire entre le temps que le filet maillant passe dans l'eau et ce qu'il capture. Cette hypothèse pourrait ne pas être valide (Minns and Hurley, 1988) ; ainsi l'avons- nous testé en utilisant les données des poses de filets maillants à Mahale pendant la nuit: les temps de pose variaient pour des raisons liées à la logistique des explorations, mais ceci n'a pas entraîné de relations significatives avec les captures (Figure 2.10).



**Figure 2.10** Tracé en nuage de temps de pose contre le nombre d'espèces et d'individus capturés dans des filets maillants posés la nuit dans le Parc National de Mahale, basé sur 21 poses.

Il n'y a pas de relation significative linéaire (linéaire) entre le temps de pose et la prise totale ( $r^2 = 0.04$ ,  $F = 0.764$ ,  $P_{1,19} = 0.39$ ) ou du temps de pose et le nombre d'espèces récoltées ( $r^2 < 0.001$ ,  $F = 0.01$ ,  $P_{1,19} = 0.91$ ); nous supposons donc que le temps de pose le plus court (14 heures) dépasse le temps de saturation pour le filet, et prend chaque pose comme étant une répétition d'échantillons équivalents.

Pour Rusizi, les poses étaient faites régulièrement à 1700 et relevées à 0800 (15 heures). Les poses de filets à Mahale peuvent être prises comme équivalentes à des unités d'échantillonnage comme peuvent l'être des filets posés à d'autres endroits, qui ont couverts de périodes de temps similaires. Les filets posés de jours à Rusizi l'étaient toujours pour la même période (0900 – 1500; 6 heures), ainsi aucun test sur les effets du temps de pose sur la capture pouvait être effectué. Le temps le plus court que les filets posés pendant le jour ont pêché peut compter, au moins en partie, pour leurs captures plus basses, à la fois pour le nombre d'espèces et d'individus. Le temps d'échantillonnage idéal minimum pour une représentation adéquate est donc encore à déterminer.

Après avoir affirmé que les captures n'étaient pas étroitement liées au temps de pose, nous utilisons « une pose de filet maillant » comme notre unité standard d'échantillonnage. Des tentatives pour standardiser les temps de pose comme 15 heures la nuit et 6 heures le jour ont été faites ailleurs. Ces unités d'effort d'échantillonnage sont visiblement seulement applicable pour la configuration de filet utilisée dans notre programme, et des explorations futures utilisant des engins différents devraient recalibrer le temps minimum d'effort d'échantillonnage requis.

Nous avons tracé les courbes d'espèces cumulées pour établir le nombre de répétitions des poses de filets maillants requis échantillonner toutes les espèces des poissons vulnérables aux filets dans la zone. Des analyses séparées furent réalisées pour les poses de filets maillants de jours et de nuits, utilisant les explorations conduites le long de la côte burundaise, congolaise, tanzanienne et zambienne.

Les analyses abordent la question suivante: quel effort d'échantillonnage aux filets maillants est requis pour échantillonner la communauté de poissons d'une manière adéquate, et est-ce que ceci varie entre la nuit et le jour, ou entre les zones (comme fonction de l'irrégularité de la distribution et/ou de la diversité)? On peut y répondre en évaluant l'effort cumulé requis pour qu'aucune nouvelle espèce ne soit plus trouvée dans des échantillons successifs de filets. Le nombre d'espèces capturées dans chaque pose est enregistré, et le nombre cumulé d'espèces calculé par vérification de nouvelles espèces ajoutées par les poses successives de filet. Chaque sous-échantillon de données était sélectionné, et les poses individuelles

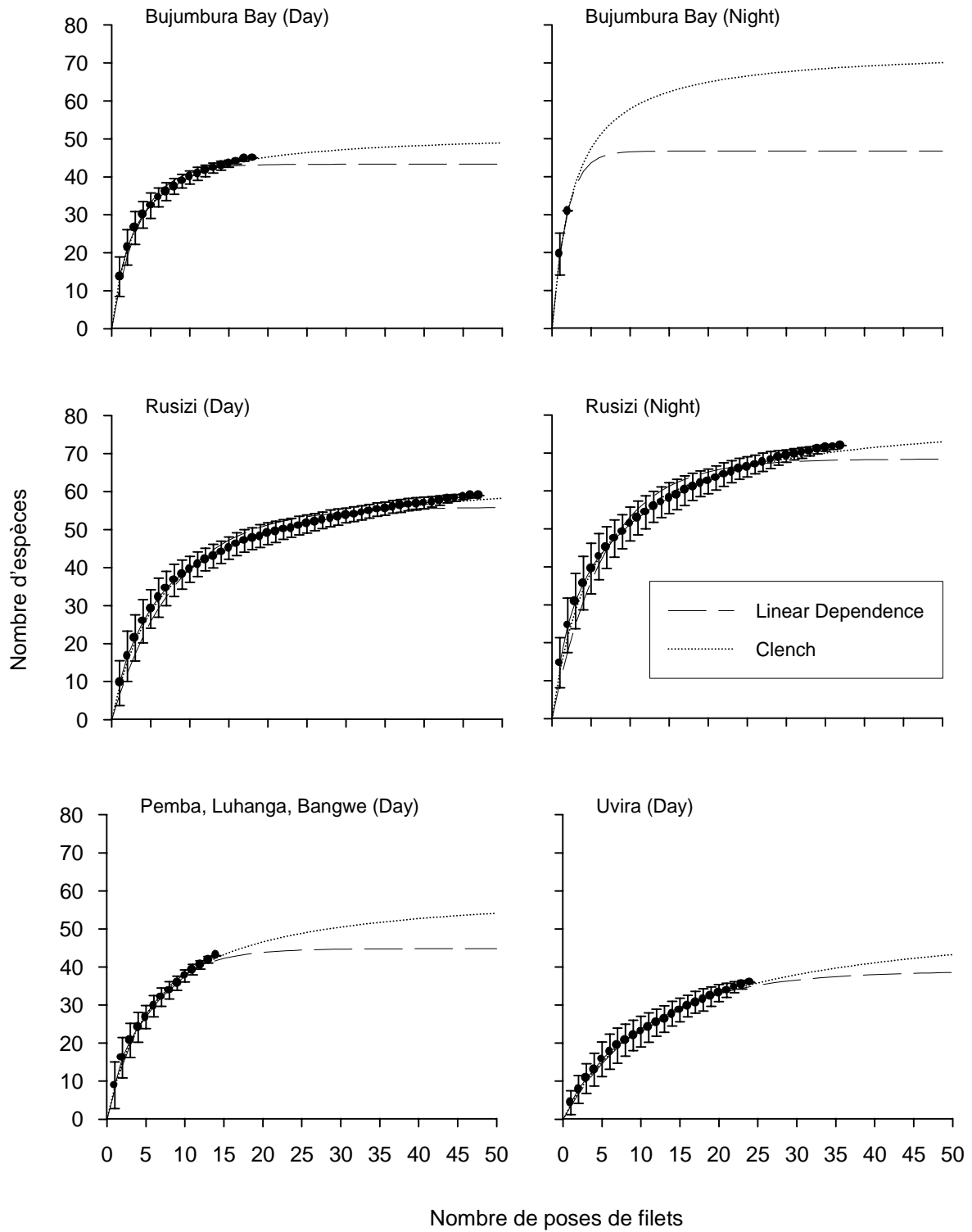
étaient ajoutées successivement à l'ensemble des données au hasard. L'établissement d'un ordre au hasard de l'ordre de 100 fut réalisé, en utilisant le logiciel Estimates (Colwell, 1997).

Les données viennent d'un ensemble d'explorations intensives planifiées dans les zones particulières (p. ex. Uvira, Rusizi, Mahale, Nsumbu) et des extensions plus ponctuelles et sporadiques durant les explorations de formation et d'exploration proprement dite. Ces dernières tendent à souffrir de sous-échantillonnage (voir graphiques isolés dans la Figure 2.11, Figure 2.12, Figure 2.13).

Un assez grand nombre d'échantillons aux filets maillants a été pris dans la partie nord du lac (Burundi et R D Congo), même avec les limitations à l'échantillonnage de nuit imposée par la situation d'insécurité. La comparaison jour/nuit basée sur des échantillons similaires est possible pour la Rusizi, où il est clair que les poses de nuit donnent des estimations plus élevées de la richesse spécifique (Figure 2.11). Même pour des zones bien échantillonnées, les courbes n'ont pas atteint une asymptote claire. Par contre, le modèle de Clench, avec son élévation continue de la richesse spécifique estimée, semble mieux s'ajuster aux données. Ceci veut dire qu'il y a un grand nombre d'espèces rares ou non rencontrées fréquemment, et qu'un de bonnes estimations de la richesse totale peuvent seulement être réalisées avec de très grandes tailles d'échantillons. Ceci est bien illustré pour Mahale (Figure 2.12), où après 23 poses de filets maillants la courbe d'espèces cumulées n'a pas atteint une asymptote.

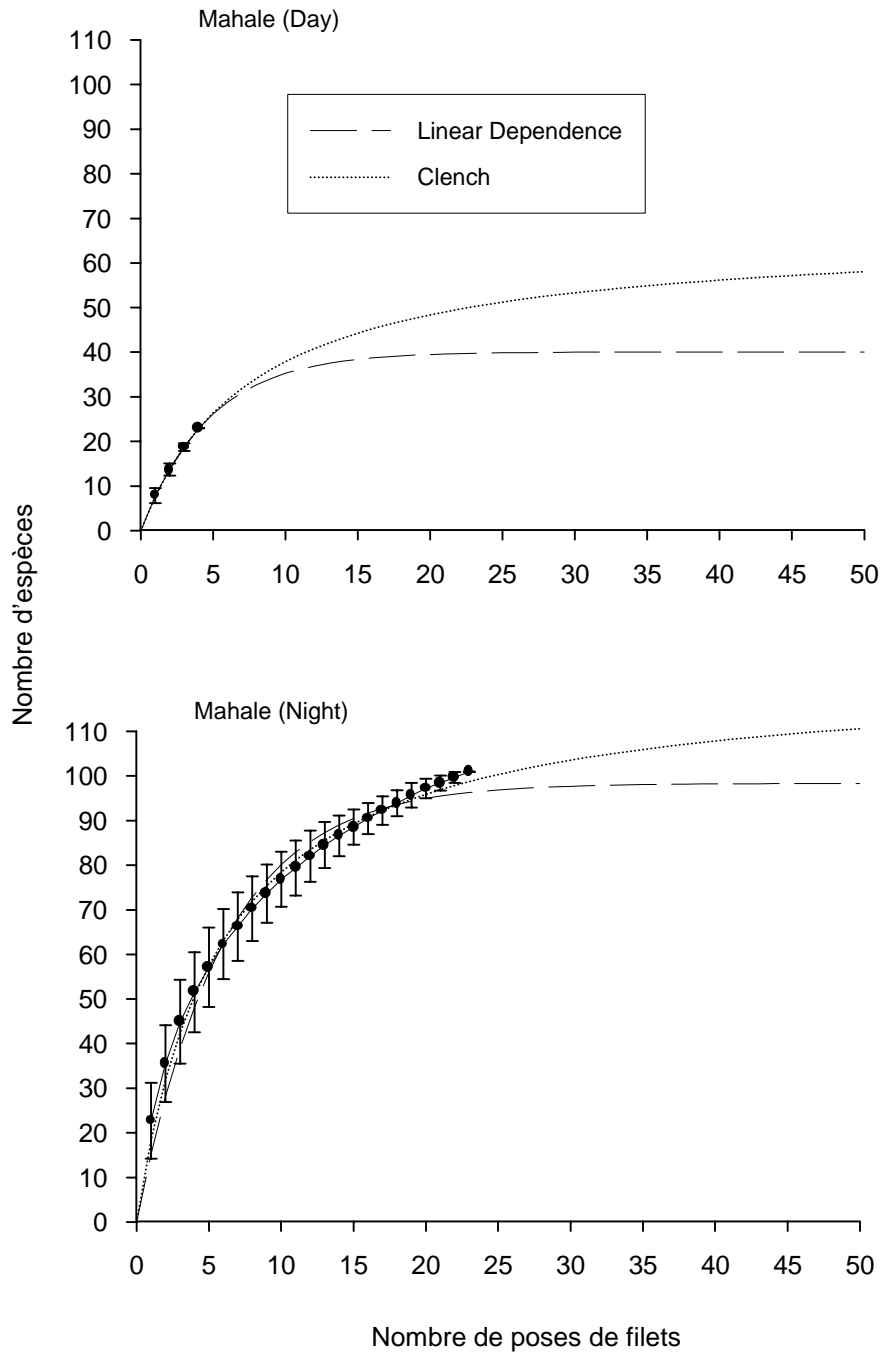
Les filets maillants ont été une importante méthode d'échantillonnage en Zambie, où les occasions de plongée sont limitées sérieusement par les risques d'attaques par les crocodiles et les hippopotames. Même si une large gamme de zones a été échantillonnée en Zambie, la petite taille des échantillons mène à des incertitudes à propos des richesses spécifiques suggérées par l'asymptote (Figure 2.13). On voit clairement que plus la courbe des espèces cumulées observées est courte, plus grande est la divergence qu'il y a entre les extrapolations pour la richesse spécifique prédites entre les deux modèles asymptotiques. Ceci illustre en plus que les techniques d'extrapolation, alors qu'elles peuvent être utiles pour donner les estimations préliminaires de la richesse spécifique, ne sont pas des substituts pour un programme d'échantillonnage avec de nombreuses répétitions.

**Figure 2.11** Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) pour les explorations avec des filets maillants dans les eaux du Burundi et de la R.D. Congo. Les modèles asymptotiques ajustés (Dépendance Linéaire et Clench) sont indiqués.

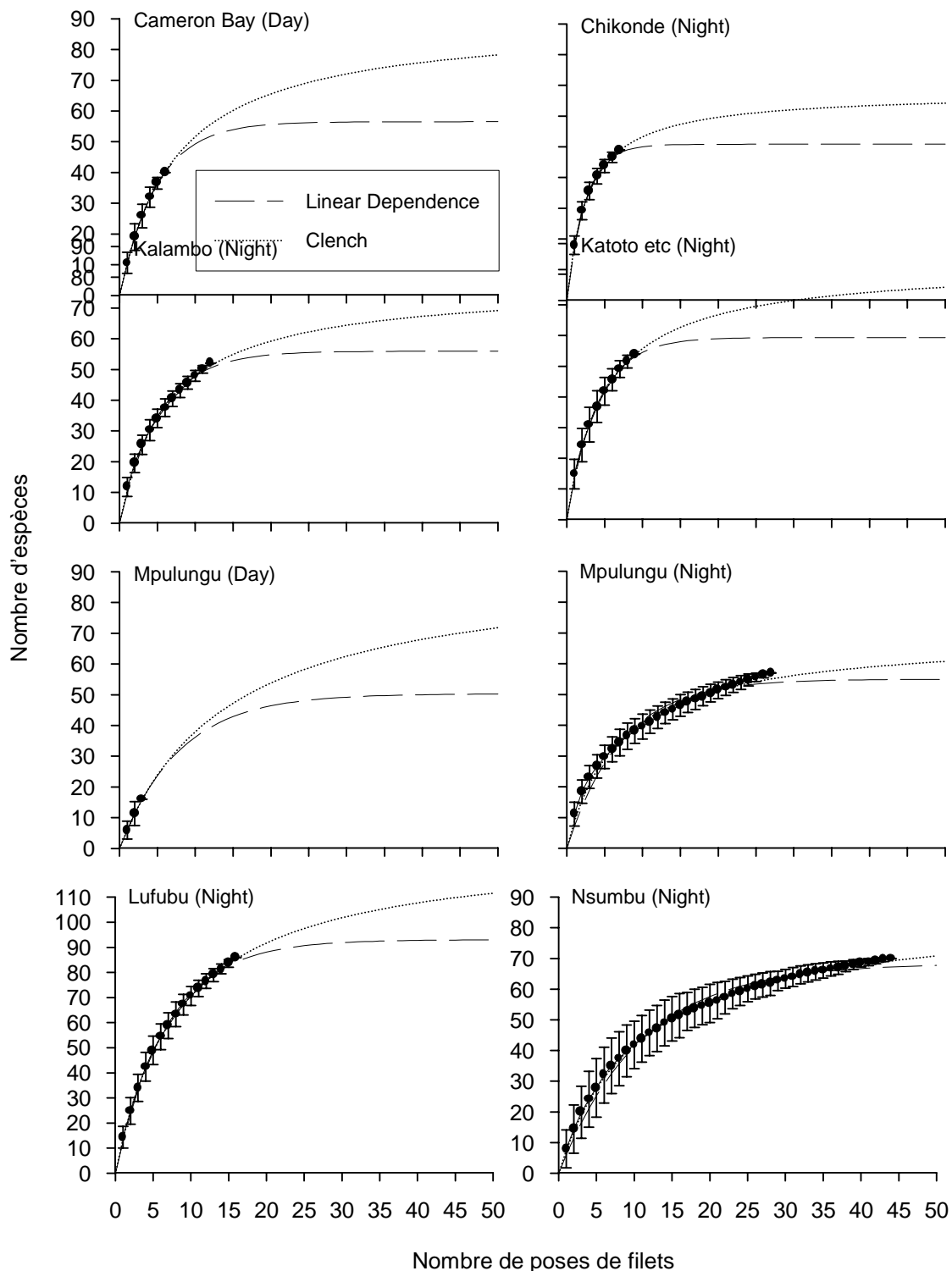




**Figure 2.12** Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) pour les explorations avec des filets maillants dans le Parc national de Mahale, Tanzanie. Les modèles asymptotiques ajustés (Dépendance Linéaire et Clench) sont indiqués.



**Figure 2.13** Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) pour les explorations avec des filets maillants dans les eaux zambiennes. Les modèles asymptotiques ajustés Dépendance Linéaire et Clench) sont indiqués. Noter que l'axe des Y pour l'échantillon de la Lufubu est à une échelle différente du reste (0-110 espèces au lieu de 0-90)



**Table 2.9 Analyse de l'adéquation de l'échantillonnage avec des filets maillants pour les espèces de poissons, utilisant deux modèles asymptotiques (voir le texte pour les détails).**

				Modèle de dépendance linéaire			Modèle de Clench		
Zone	Temps de pose	N	S <sub>obs</sub>	S <sub>max</sub>	S <sub>obs</sub> :S <sub>max</sub> (%)	N <sub>req</sub> (90% S <sub>max</sub> )	S <sub>max</sub>	S <sub>obs</sub> :S <sub>max</sub> (%)	N <sub>req</sub> (90% S <sub>max</sub> )
<b>BURUNDI</b>									
Baie de Bujumbura	Jour	18	45	43	104	8	52	87	26
Baie de Bujumbura	Nuit	2	31	47	66	4	74	42	25
Rusizi	Jour	47	59	56	106	19	66	89	60
Rusizi	Nuit	37	72	69	105	15	81	89	49
<b>DR CONGO</b>									
Pemba, Luhanga, Bangwe	Jour	14	43	45	96	12	61	71	55
Uvira	Jour	24	36	39	92	24	55	66	118
<b>TANZANIE</b>									
Mahale	Jour	4	23	40	58	11	67	34	69
Mahale	Nuit	23	101	98	103	14	132	77	51
<b>ZAMBIE</b>									
Cameron Bay	Jour	6	40	57	70	11	90	58	66
Chikonde	Nuit	7	49	51	96	6	68	72	24
Kalambo	Nuit	12	52	56	93	12	78	67	56
Katoto etc	Nuit	9	54	59	92	9	83	65	44
Lufubu	Nuit	16	86	93	92	16	130	66	76
Mpulungu	Jour	3	16	50	32	18	92	17	129
Mpulungu	Nuit	27	57	55	104	16	69	82	62
Nsumbu NP	Nuit	44	70	69	102	25	86	81	95

$N$  = nombre d'échantillons avec filets maillants,  $S_{obs}$  = nombres d'espèces observées dans ces échantillons,  $S_{max}$  = richesses spécifiques estimées,  $N_{req}$  = le nombre d'échantillons qui seraient requis pour récolter 90% des espèces supposées comme présentes. Noter les estimations de  $S_{max}$  et  $S_{obs}:S_{max}$  sont arrondies à l'unité la plus proche mais les calculs ont été faites avec les estimations originales non arrondies.

N.B. La pose de jour à Katoto etc est exclue ( $N = 2$ ) parce que tous les modèles n'ont pas pu atteindre l'asymptote.

Les estimations de la taille de l'échantillon requis pour capturer 90% de la richesse spécifique présumée présente sont données dans la Table 2.9. Une fois encore, le modèle de Dépendance Linéaire suggère que la plupart de zones ont été échantillonnées adéquatement, à l'exception de celles où 6 échantillons ou moins ont été récoltés. Une moyenne de 23 échantillons est requise pour capturer 90% des espèces estimées, avec une gamme de 2 à 25 échantillons pour certaines combinaisons de zones et temps de pose. Le Modèle de Clench donne encore des estimations plus élevées pour les tailles requises, allant de 9 à 129 avec une moyenne de 60. Le modèle de Clench suggère que dans les zones où la plupart de nos échantillonnage ont eu lieu, les principales zones d'exploration, nous avons collecté entre 70 et 90% du total des espèces de poissons estimées.

Les zones représentées par une seule pose de filets maillants ne sont incluses pas dans l'analyse: il s'agit de poses de nuit à Gitaza, Burundi (15 espèces, dont 10 espèces étaient représentées par un seul spécimen) et Kigoma, Tanzanie (7 espèces dont 3 singletons) et des poses de jours à Kalambo (11 espèces dont 6 singletons) et Chikonde, Zambie (2 espèces). Nous avons aussi exclu du graphique les données de toutes les combinaisons de sites et temps de pose avec moins de quatre réplifications d'échantillons, étant donné que les extrapolations à partir d'échantillons de si petites tailles ne sont crédibles.

Les résultats de l'analyse de l'adéquation de l'échantillonnage présentés dans les Table 2.9, Figure 2.11, Figure 2.12, et Figure 2.13 suggèrent que, avec les filets maillants utilisés, un assez grand nombre de série de réplifications devrait être obtenu pour garantir des estimations de richesse spécifiques raisonnables. Une fois encore, l'estimation de la taille requis pour l'échantillon varie selon la zone, et diffère visiblement selon le type de modèle choisi pour représenter la meilleure extrapolation, de la conséquence probable de la récolte d'espèces supplémentaires. Dans la plupart des cas où les échantillonnages ont été adéquats, le modèle de Clench paraît s'ajuster le mieux à la distribution des espèces d'autant mieux que l'asymptote est approchés (même si la différence dans l'ajustement n'est statistiquement significative dans aucun des cas, avec des valeurs de  $r^2$  habituellement  $>0.99$  pour tous les modèles – voir Annexe 8.3: Table 8.5). Si le modèle de Clench est accepté comme préférable, les explorations futures devraient alors employer au moins 60 poses de filets maillants par site, avec des tailles d'échantillons requis pour des zones comme Nsumbu probablement aussi élevées que 95, (Table 2.9). Ces estimations en effet spécifiques aux filets maillants utilisés dans ce programme, et doivent être recalculées pour chaque type d'engin utilisé – une autre incitation pour aller vers la standardisation des méthodes d'échantillonnage entre les explorations.

#### **2.8.4 Effort d'échantillonnage pour mollusques**

L'échantillonnage pour les mollusques a été fait à la fois en plongée avec SCUBA et avec des techniques de dragages. Le dragage n'était pas très efficace, probablement due à la petite ouverture de la drague de naturaliste utilisée, et à la relative distribution irrégulière des mollusques vivant sur le sable. Le dragage a été effectué seulement à Rusizi et Nsumbu. Les données sur l'effort d'échantillonnage à la drague ne sont pas considérées ici. Les opérations standardisées pour la recherche de mollusques constituent l'unité d'échantillonnage pour les explorations en plongée.

Comme l'échantillonnage des mollusques a évolué au fur et à mesure que les aptitudes à l'identification se développaient et que les protocoles se raffinaient, les tailles des échantillons étaient généralement petits. Pour prendre les décisions à propos de la manière de traiter l'ensemble des données, p. ex. s'il faut regrouper ou subdiviser les données sur la base des substrats et/ou de la profondeur, nous nous sommes basés sur les observations de terrain des explorations de ES BIO aussi bien que sur base d'expéditions d'échantillonnage antérieures (K. West). Ainsi, les échantillons de chaque site furent subdivisés dans les cinq principales catégories de substrats: sable, mixte sable, mixte roche, roche, lits de coquilles. En plus, les catégories de profondeurs furent assignées en se basant sur de larges subdivisions de la zone littorale (0m, 5-15m,  $>20m$ ), qui semblent correspondre à la donation des espèces selon les profondeurs (West, 1997). Comme résultat, le nombre de réplifications pour chaque combinaison de substrat par localité est plutôt faible (Table 2.10).

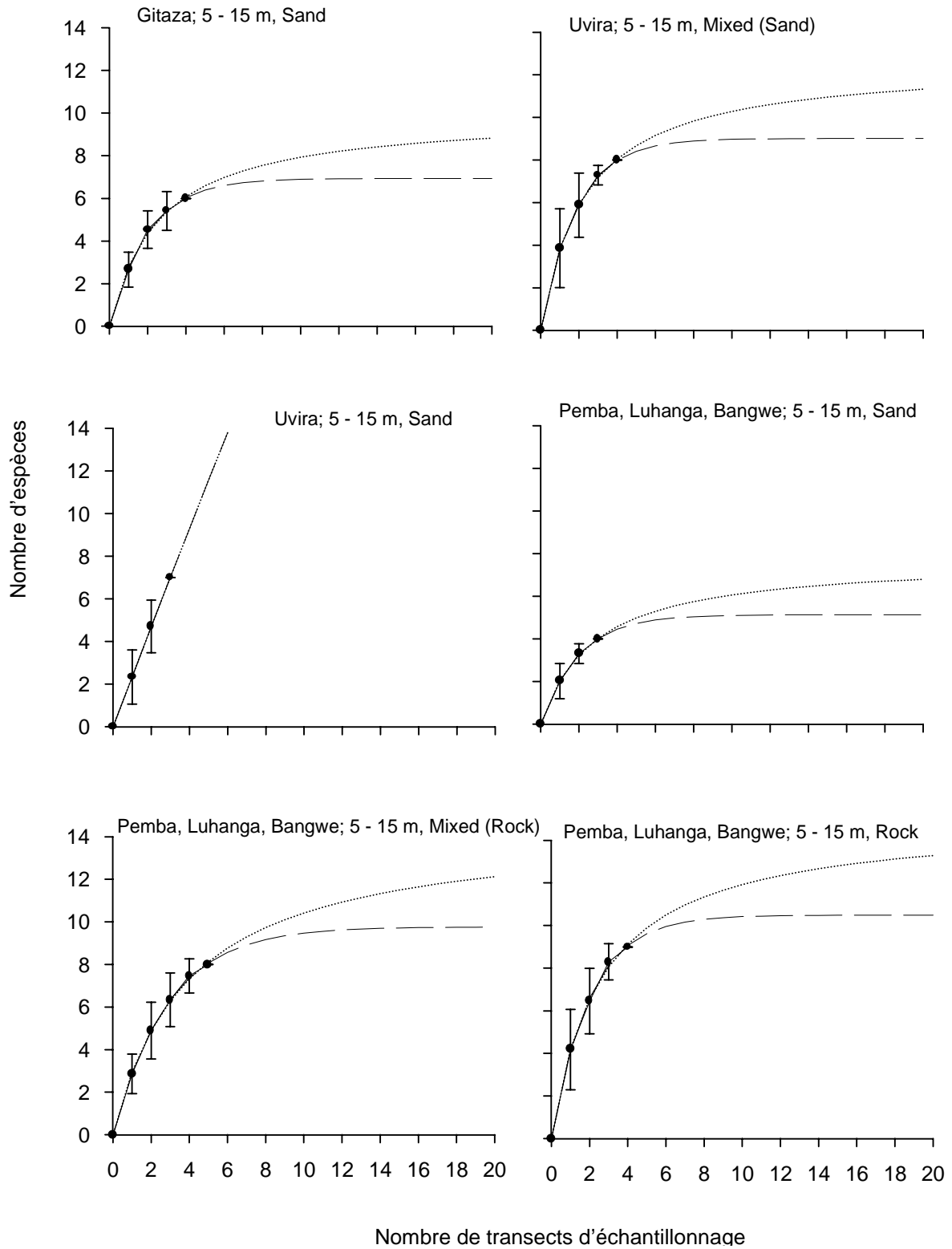
Les courbes d'espèces cumulées par échantillon furent tracées pour chaque combinaison de site, profondeur, et catégorie de substrat pour laquelle trois répliques de transect ou plus étaient disponibles (Figure 2.14 and Figure 2.15). Les protocoles pour l'échantillonnage des mollusques furent développés après beaucoup d'essais et erreurs, et devaient attendre le développement de la capacité de les identifier au sein de l'équipe ESBIO. Cette capacité se développait à mesure que l'un d'entre nous (K. West) se spécialisant dans les mollusques du lac Tanganyika était en mesure de se joindre aux équipes de terrain pour les activités de formation et d'exploration, et de produire le matériel pour l'identification de terrain (West et al 2000). Il y a donc une tendance à ce que les mollusques soient sous-échantillonnés, comme illustré dans la Figure 2.14. Dans le cas de l'habitat sablonneux à Uvira, la stabilisation du niveau de la courbe d'espèces cumulées n'est pas évidente après 3 transects. Beaucoup de combinaisons profondeur/substrat/site avaient entre 0 et 2 échantillons seulement, et ne sont pas analysées ici.

Le P N de Mahale a été plutôt mieux échantillonné, et plusieurs combinaisons de profondeur/habitat/catégorie de substrats donnent des répliques de transects suffisants pour ajuster des modèles aux courbes d'espèces cumulées. Beaucoup de ces courbes n'approchent pas toutefois la richesse spécifique totale estimée pour l'effort d'échantillonnage appliqué (Figure 2.15). Seuls les échantillons des substrats rocheux mixtes à Mahale atteignent un asymptote claire. Ceci est une indications d'un haut degré d'hétérogénéité (et ainsi d'incertitude si oui ou non des espèces supplémentaires seraient trouvées dans des transects d'échantillonnage supplémentaires). Pour les substrats sablonneux, cela reflète aussi les faibles densités des espèces les plus visibles.

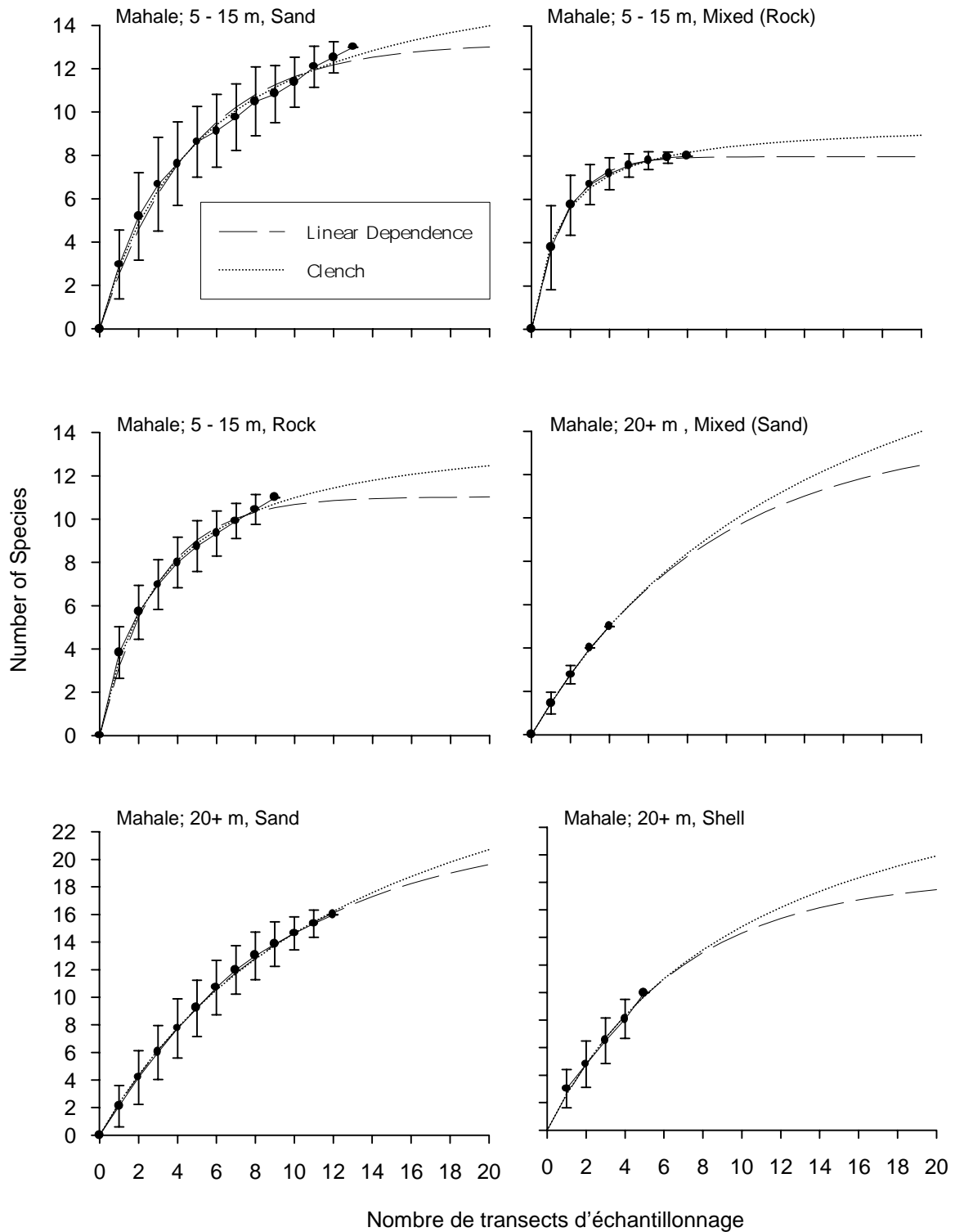
**Table 2.10 Nombre de réplifications des transects pour espèces de mollusques dans chaque strate d'échantillonnage (zone, bande de profondeurs, catégorie de substrat)**

<b>Pays</b>	<b>Zone</b>	<b>Substrat</b>	<b>Prof. (m)</b>	<b>N</b>
Burundi	Gitaza	Rocheux mixte	0	1
	Gitaza	Rocheux mixte	>20	2
	Gitaza	Sable mixte	>20	2
	Gitaza	Rocheux	>20	1
	Gitaza	Sablonneux	>20	1
	Gitaza	Sable mixte	5 à 15	2
	Gitaza	Rocheux mixte	5 à 15	2
	Gitaza	Rocheux	5 à 15	2
	Gitaza	Sablonneux	5 à 15	4
				<b>17</b>
R D Congo	Pemba, Luhanga, Bangwe	Rocheux	0	2
	Pemba, Luhanga, Bangwe	Rocheux mixte	5 à 15	5
	Pemba, Luhanga, Bangwe	Rocheux	5 à 15	4
	Pemba, Luhanga, Bangwe	Sablonneux	5 à 15	3
	Uvira	Sable mixte	0	2
	Uvira	Rocheux	0	1
	Uvira	Rocheux	5 à 15	1
	Uvira	Sable mixte	5 à 15	4
	Uvira	Sablonneux	5 à 15	3
				<b>25</b>
Tanzanie	Mahale	Rocheux	0	1
	Mahale	Sable mixte	>20	4
	Mahale	Sablonneux	>20	12
	Mahale	Coquilles	>20	5
	Mahale	Rocheux mixte	>20	2
	Mahale	Coquilles	5 à 15	1
	Mahale	Rocheux mixte	5 à 15	8
	Mahale	Rocheux	5 à 15	9
	Mahale	Sablonneux	5 à 15	13
				<b>55</b>
Nombre total d'échantillons:				<b>97</b>

**Figure 2.14** Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) issues d'explorations de mollusques en plongée le long de transects au Burundi (Gitaza) et en R D du Congo (tous les autres sites). Les modèles d'asymptotes ajustés sont aussi indiqués.



**Figure 2.15** Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) issues d'explorations de mollusques en plongée dans la zone littorale du parc national de Mahale. Les modèles d'asymptotes ajustés sont aussi indiqués. L'axe des Y pour l'échantillon de substrats sablonneux et lits de coquilles à plus de 20 m a été tracé à une échelle différente pour plus de clarté.





Les estimations de la richesse spécifique des mollusques sont étudiées dans le Chapitre 4 (en même temps que les calculs de la diversité spécifique des poissons), toutefois, il est évident que relativement peu d'espèces peuvent être attendues dans des explorations telles qu'entreprises, comparées aux explorations des poissons (Table 2.11). Ceci signifie que relativement peu de différences dans les richesses spécifiques auront un grand impact sur la taille minimale calculée de l'échantillon requis pour inventorier 90% des espèces présentes. Avec ceci à l'esprit, il est évident que pour la plupart des sites, cet échantillonnage a sous-échantillonné la diversité des mollusques existants. Selon le modèle de Clench (qui semble s'ajuster mieux aux courbes d'espèces cumulées que le modèle de dépendance linéaire), quelques 20 à 35 transects par strate d'échantillonnage seraient requis pour donner une forte probabilité pour inclure 90% des espèces présentes.

Il y a clairement un besoin pour une exploration plus intensive pour les mollusques, mais il y a toujours un difficile problème d'échantillonnage pour s'occuper des matrices sable/roche, avec des espèces qui changent de taille par ordre de magnitude, nécessitant des techniques d'échantillonnage visuelles et triages mécaniques combinés. Il y a aussi un élément d'apprentissage qui concerne ce type de travail d'exploration, où du personnel expérimenté peut souvent trouver plus d'espèces que les non expérimentées, à travers le développement d'un sens pour la recherche (observation) et la connaissance des schémas de micro-distribution et des préférences pour l'habitat.

**Table 2.11 Analyse de l'adéquation des explorations des mollusques gastéropodes en plongée le long de transects, utilisant deux modèles asymptotiques (voir le texte pour les détails)**

					Modèle de Dépendance Linéaire			Modèle de Clench		
Zone	Prof. (m)	Substrat	N	S <sub>obs</sub>	S <sub>max</sub>	S <sub>obs</sub> :S <sub>max</sub> (%)	N <sub>req</sub> (90% S <sub>max</sub> )	S <sub>max</sub>	S <sub>obs</sub> :S <sub>max</sub> (%)	N <sub>req</sub> (90% S <sub>max</sub> )
<b>BURUNDI</b>										
Gitaza	5 à 15	Sable	4	6	7	86	5	10	60	23
<b>DR CONGO</b>										
Pemba etc	5 à 15	Sable	3	4	5	78	5	8	52	25
Pemba etc	5 à 15	Roches	4	9	10	86	5	15	60	23
Pemba etc	5 à 15	Roche mixte	5	8	10	82	7	15	55	35
Uvira	5 à 15	Sable mixte	4	8	9	89	4	13	63	20
<b>TANZANIE</b>										
Mahale	5 à 15	Sable	13	13	13	99	11	18	74	47
Mahale	5 à 15	Roche mixte	8	8	8	100	4	10	83	13
Mahale	5 à 15	Roches	9	11	11	100	7	14	76	28
Mahale	> 20 m	Sable mixte	4	5	14	36	21	25	20	145
Mahale	> 20 m	Sable	12	16	22	72	21	35	45	127
Mahale	> 20 m	Coquilles	5	10	18	55	15	30	33	96

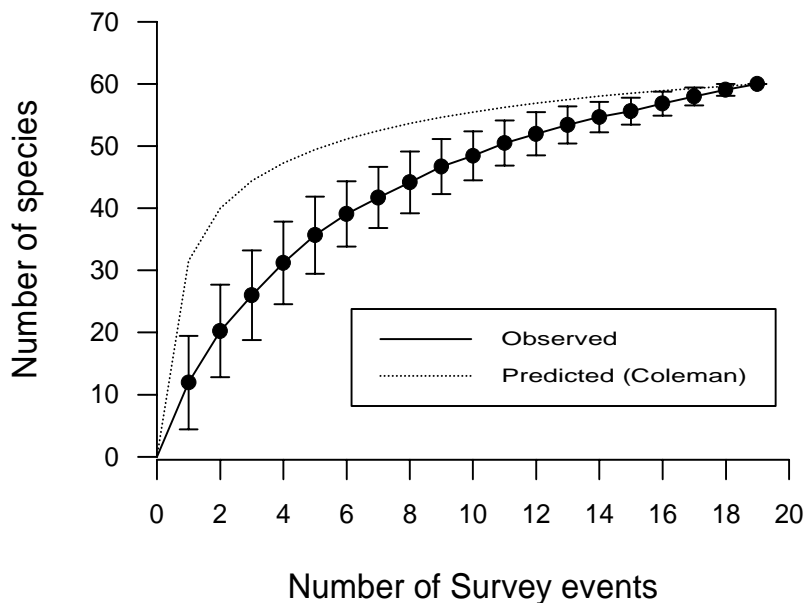
$N$  = nombre d'échantillons pour mollusques,  $S_{obs}$  = nombres d'espèces observées dans ces échantillons,  $S_{max}$  = richesses spécifiques estimées,  $N_{req}$  = le nombre d'échantillons qui seraient requis pour récolter 90% des espèces supposées comme présentes. Noter les estimations de  $S_{max}$  et  $S_{obs}:S_{max}$  sont arrondies à l'unité la plus proche mais les calculs ont été faites avec les estimations originales non arrondies.

N.B. L'échantillon d'Uvira, 5-15 m, Sable, est exclu de l'analyse, parce que tous les modèles n'ont pas pu atteindre une asymptote à un nombre réaliste d'espèces.

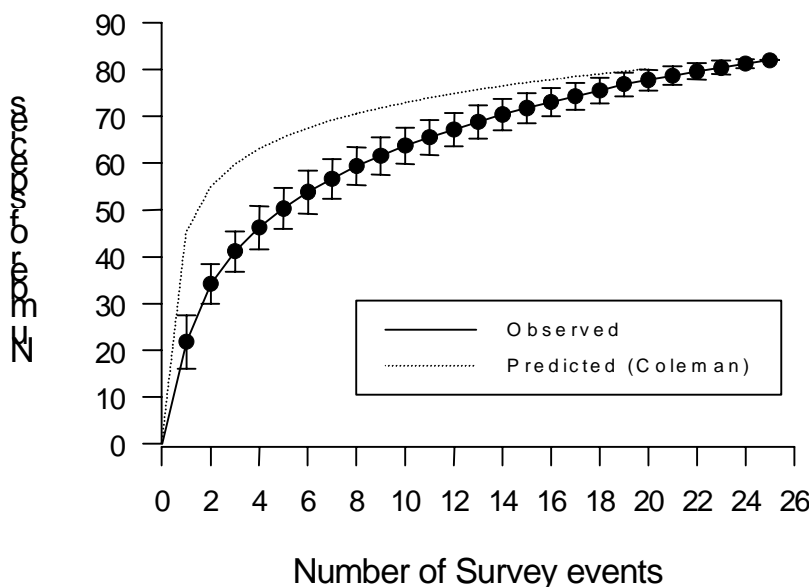
## 2.9 Evaluer l'hétérogénéité d'un échantillon

Un des facteurs clés pour déterminer le biais potentiel dans les estimations de richesses spécifiques à partir d'ensembles de données incomplètes ou d'échantillonnages insuffisantes se trouve dans l'évaluation si les groupes d'échantillons sont raisonnablement homogènes.

a) Inventaire stationnaire visuel de poissons, substrats sablonneux, Parc National de Mahale



b) Inventaire visuel stationnaire de poissons, substrats rocheux, Parc National de Mahale



**Figure 2.16** Comparaison entre les courbes d'espèces cumulées observées (basés sur 100 prises des données au hasard, avec les déviations standards) et les courbes calculées de Coleman ou de « placement au hasard ».

Une voie pour examiner le niveau d'homogénéité consiste à comparer la courbe d'espèces cumulées basée sur les moyennes empiriques prises au hasard, avec la courbe attendue si les individus de tous les échantillons pris ensemble avaient été assignés aux échantillons au hasard. Si la courbe attendue monte plus fortement de manière significative depuis l'origine

que la courbe des moyennes empiriques, l'échantillon empirique est alors plus hétérogène dans la composition spécifique que ne pourrait justifier la seule erreur d'échantillonnage (Colwell and Coddington, 1994).

La Figure 2.16 montre qu'il y a plus d'hétérogénéité dans les ensembles de données que la variable erreur au hasard ne pourrait expliquer seule. Un compromis important doit être fait dans toutes ces analyses, entre la différenciation des échantillons dans des gradients environnementaux connus (profondeur, type de substrat et d'habitats), et entre l'accumulation d'échantillons suffisants pour permettre une analyse raisonnable de la richesse totale à un site. Idéalement, nous aurions dû avoir de grandes tailles d'échantillons dans chacune des combinaisons de profondeur et de substrat. En pratique, nous avons dû regrouper des échantillons sur de larges catégories de substrats et gammes de profondeurs pour faire pour faire toute évaluation des tailles minimales des échantillons requis et des richesses spécifiques totales estimées. Nous devons accepter une réduction dans la précision des estimations de la richesse spécifique, et une réduction des possibilités d'élucider les liens entre des types d'habitats donnés et les communautés de poissons et de mollusques. Pour les poissons, nous avons effectué de plus larges regroupement que pour les mollusques, parce que les inter-relations entre l'habitat et les groupes d'espèces sont vraisemblablement plus fortement liée aux invertébrés benthiques que dans le cas des espèces de poissons plus mobiles.

Comme les échantillons augmenteront dans les échantillonnages futurs, il devrait être possible de réduire l'importance du regroupement, et obtenir des estimations plus fiables de la richesse spécifique par extrapolation à partir d'ensembles de données d'une plus grande homogénéité. Il est certainement désirable de ne pas faire de regroupement sur des gradients environnementaux connus, chaque fois que c'est possible. Toutefois, étant donné que le premier objectif ici n'est pas de mener des études écologiques sur les associations d'espèces par habitats, mais de fournir des estimations préliminaires de la richesse en espèces de larges zones en vue d'une planification de la conservation, faire des regroupements pour accroître les tailles des échantillons dans chaque zone peuvent se justifier.

## **2.10 Tests pour la complémentarité et les biais dans différentes techniques d'échantillonnage.**

### **2.10.1 Méthodes d'échantillonnages des poissons.**

Chaque méthode d'exploration des poissons sera sujet de biais (Perrow *et al.*, 1996). Si les résultats des explorations d'échantillonnages sont à utiliser comparativement, l'importance et la nature des biais doivent alors être analysés. Ceci peut être fait par simple analyse comparative des compositions spécifiques des différents techniques d'exploration utilisées dans la même zone.

Deux types des comparaisons qualitatives sont employées ici comme analyse préliminaire. Premièrement nous avons compté les espèces capturées uniquement avec chacune des méthodes employées (filets maillants de jour, filets maillants de nuit, SVC, RVC) et calculé les simples indices de similarité:

$$\text{Similarity} = \frac{2c}{a+b} \quad \text{Krebs, 1978.}$$

Où  $a$  = nombre d'espèces dans l'échantillon A,  $b$  = nombre d'espèces dans l'échantillon B et  $c$  = nombre d'espèces communes à A et B.

Un haut indice de similarité indiquait que l'usage de n'importe laquelle des méthode aurait inclus la plupart des espèces présentes, et une faible similarité indiquait qu'il était nécessaire d'utiliser l'ensemble des méthodes pour explorer adéquatement la population de poissons. Ceci donne une indication des types de poissons qui pourraient avoir été manquées dans les explorations qui n'utilisent pas toute la gamme de techniques, mais est sensible à l'apparition d'espèces rares ou peu fréquentes, et adopte des efforts d'échantillonnages comparables.

Deuxièmement, nous avons créé une liste des 10 espèces les plus abondantes enregistrées par chacune des méthodes quantitatives d'exploration (filets maillants de jour, filets maillants de nuit, SVC). En comparant quelles espèces sont les plus abondantes avec chacune des méthodes, nous pouvions évaluer si différentes techniques échantillonnaient des sections différentes de la même communauté de poissons.

### 2.10.2 Comparer les captures avec les filets maillants, à Rusizi

Les pêches de nuit avec filets maillants tendaient à capturer plus d'espèces de poissons plus d'espèces que les pêches de jour avec les mêmes filets (Figure 2.11, Figure 2.12 et Figure 2.13 : Table 2.9). A Rusizi, par exemple, 59 espèces ont été récoltées en 23 poses de jour, alors que 18 poses de nuit ont données 72 espèces. Toutefois, il doit être noté que la durée des poses du jour était plus courte que celle des poses de nuit (un total de 138 heures le jour, 270 la nuit), nous avons établi qu'il ne semble pas y avoir une relation entre la durée de pose et l'importance des prises que ce soit en termes de nombres d'espèces ou de nombres d'individus capturés, dans les limites des temps de pose adoptés dans ce programme d'exploration (Figure 2.10).

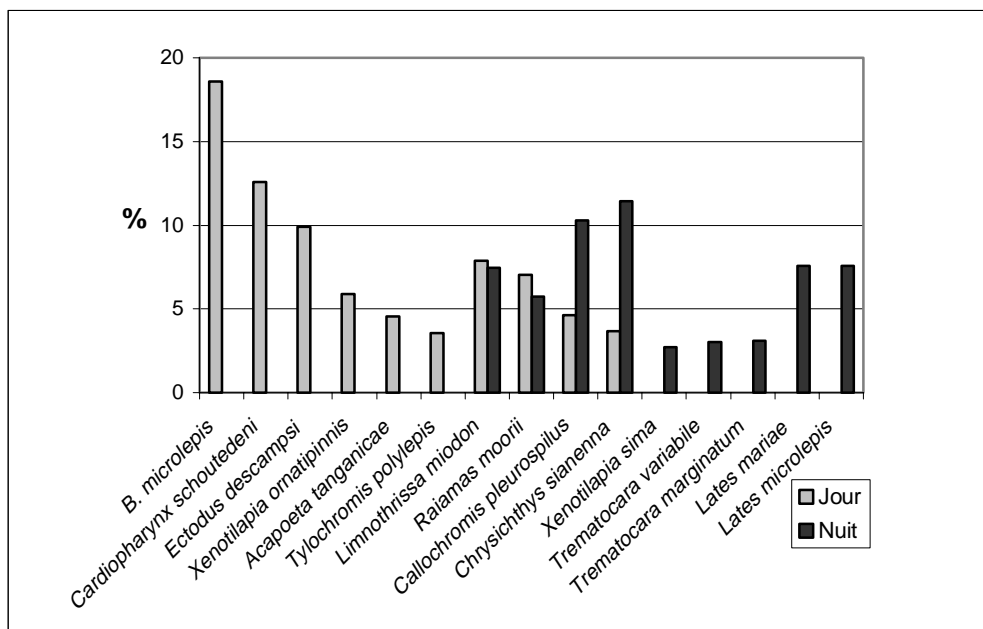
Le nombre d'espèces capturées uniquement de jour ou de nuit est faible comparé avec la diversité totale, ainsi il y a un indice de similarité de Krebs relativement élevé (0.83, voir Tabel 2.12). Des 14 espèces capturées uniquement la nuit, la plupart sont des poissons chats actifs la nuit et des Cichlidés de grandes profondeurs qui remontent la nuit en eaux peu profondes pour se nourrir (*Auchenoglanis*, *Bathybates*, *Hemibates*, *Benthochromis*, *Synodontis*, *Chrysichthys*, etc ...). La liste des espèces capturées uniquement de jour est plus courte (seulement 4 espèces). Leur présence uniquement le jour est probablement une coïncidence, avec une possible exception pour *Perissodus microlepis*, qui se nourrit en attaquant d'autres poissons pour leur arracher un morceau de chair ou des écailles, et pourrait préférer la lumière du jour pour sa chasse.

**Table 2.12** Espèces capturées uniquement dans les poses de filets maillants de jour et de nuit, Rusizi, Burundi, synthétisées à partir de toutes les poses.

	<b>JOUR</b> Nombre de poses = 23 Nombre total d'espèces collectées = 59		<b>NUIT</b> Nombre de poses = 18 Nombre total d'espèces collectées = 72
1	<i>Chrysichthys brachynema</i>	1	<i>Astatoreochromis straeleni</i>
2	<i>Lestradae perspicax</i>	2	<i>Auchenoglanis occidentalis</i>
3	<i>Perissodus microlepis</i>	3	<i>Bathybates graueri</i>
4	<i>Xenotilapia burtoni</i>	4	<i>Benthochromis tricoti</i>
		5	<i>Chrysichthys platycephalus</i>
		6	<i>Cyathopharynx furcifer</i>
		7	<i>Enantiopus melanogenys</i>
	Indice de Similarité = 0.83	8	<i>Hemibates stenosoma</i>
		9	<i>Neolamprologus mondabu</i>
		10	<i>Neolamprologus tetracanthus</i>
		11	<i>Petrochromis fasciolatus</i>
		12	<i>Plecodus paradoxus</i>
		13	<i>Synodontis multipunctatus</i>
		14	<i>Trematocara nigrifrons</i>
Une unité d'échantillonnage = un filet maillant multimaille de 60 m pose pour la nuit (15 heures) ou durant le jour (6 heures).			

Alors qu'il peut y avoir plus de 80% de chevauchement entre les prises de jour et celles de nuit, la différence la plus frappante consiste dans la structure des captures (Figure 2.17). L'espèce la plus abondante dans les prises de jour (*Boulengerochromis microlepis*) n'apparaît pas parmi les espèces dominantes dans les captures de nuit. De même, les espèces de *Lates* sont fréquentes dans les captures de nuit et non dans celles de jour. Toutefois, cinq espèces apparaissent parmi les dix espèces des plus abondantes à la fois dans les captures

de jour et de nuit (Figure 2.17). Nous pouvons conclure de ceci que les échantillonnages de nuit avec les filets maillants sont légèrement plus efficaces et prennent ensemble les espèces nocturnes et crépusculaires pendant qu'ils retiennent la plupart des espèces capturées pendant le jour. Nous avons ainsi recommandé que l'échantillonnage avec des filets maillants pour une estimation de la richesse spécifique soit effectué de nuit là où c'est possible.



**Figure 2.17 Les dix espèces les plus abondantes représentées dans les échantillons de captures aux filets maillants de jour et de nuit à Rusizi**

### 2.10.3 Comparaison des échantillons avec filets maillants, SVC et RVC du Parc National de Mahale

Il n'était pas possible d'échantillonner tous les sites avec les mêmes méthodes, et comme des listes finales sont confectionnées à partir d'une combinaison de méthodes d'échantillonnage, il est intéressant d'établir les biais et les complémentarités entre différentes méthodes d'échantillonnage. Nous utilisons l'exploration du Parc National de Mahale pour examiner la sélectivité des différentes méthodes, comme Mahale a été exploré complètement sur une courte période de temps en utilisant toutes les trois principales techniques d'échantillonnages – SVC, RVC et filets maillants.

Il est évident que les filets maillants récoltent normalement des poissons trouvés en eaux profondes mais qui se nourrissent la nuit en eaux profondes (*Bathybates sp*, *Chrysichthys sp*, *Trematocara sp*, *Tanganykallabes*). Celles-ci ne sont pas vues dans les observations en plongée de jour dans les eaux peu profondes (Table 2.13). Les listes d'espèces vues uniquement avec les méthodes SVC et RVC ne sont visiblement pas différentes les unes des autres (et en effet les indices de similarité entre ces deux méthodes sont élevés). Il apparaîtrait ainsi que la stratégie d'échantillonnage la plus efficace serait de combiner les filets maillants avec soit SVC ou RVC, et qu'il y a peu d'avantages à utiliser à la fois SVC et RVC dans le cas de Mahale, comme les deux ont enregistré pratiquement le même nombre d'espèces (103 et 104).

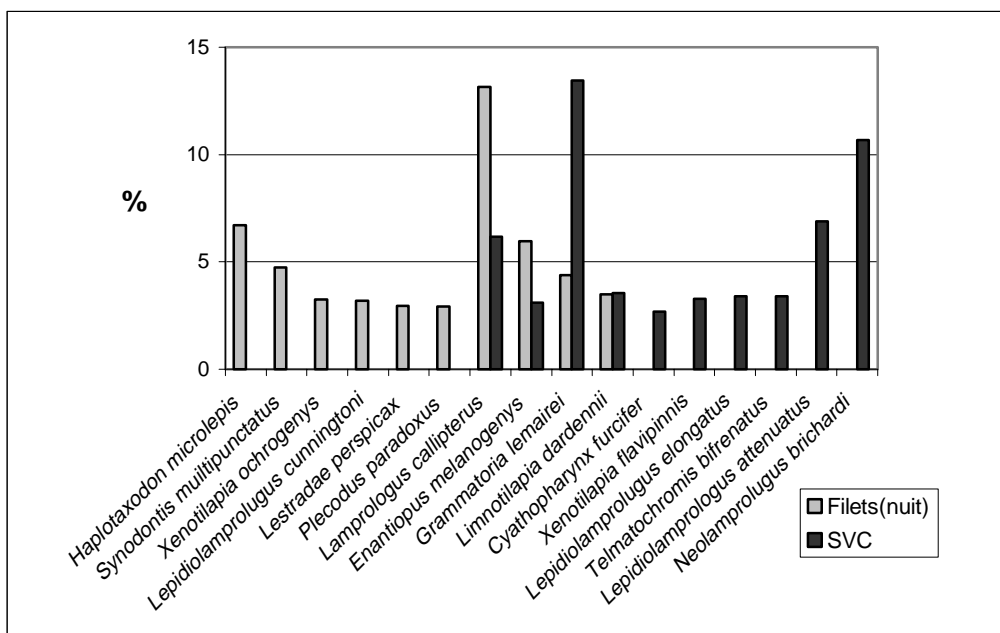
Quatre parmi les dix espèces les plus abondantes dans les captures avec filets maillants apparaissent aussi parmi les décomptes les plus abondantes en plongée avec la méthode SVC (Figure 2.18). Les différences reflètent probablement les différences dans le comportement, les espèces les plus mobiles et les prédateurs étant préférentiellement sélectionnées par les filets maillants, alors que les espèces statiques et discrètes tendent à être mieux enregistrées lors d'un minutieux inventaire visuel, comme la technique SVC. Les deux techniques sont ainsi complémentaires, et l'approximation la plus proche de la richesse spécifique réelle peut être obtenue en utilisant les deux techniques avec suffisamment de

répétitions pour s'assurer que la plupart des espèces susceptibles d'être échantillonnées par chacune des méthodes soient dans l'inventaire.

Il devait être noté que le lente et continuel accroissement des espèces observées dans les courbes d'abondances d'espèces peut représenter des espèces qui ne sont pas efficacement échantillonnées avec une méthode ou une autre, plutôt que d'être rares. Ainsi, une zone qui est apparemment sous-échantillonnée à la fois avec les filets maillants et SVC peut être échantillonnées adéquatement par la combinaison des deux méthodes.

**Table 2.13 Espèces enregistrées uniquement avec l'inventaire visuel rapide (RVC), l'inventaire visuel stationnaire (SVC) et les poses de filets maillants de nuit (GILL), Mahale, Mars-Avril 1999.**

	<b>RVC</b> Nombre de transects = 108 Nombre total d'espèces enregistrées = 104		<b>SVC</b> Nombre d'explorations = 78 Nombre total d'espèces enregistrées = 103		<b>GILL</b> Nombre de poses = 29 Nombre total d'espèces enregistrées = 96
1	<i>Aethiomastacembelus cunningtoni</i>	1	<i>Altolamprologus calvus</i>	1	<i>Batybates graueri</i>
2	<i>Aethiomastacembelus platysoma</i>	2	<i>Caecomastacembelus ophidium</i>	2	<i>Batybates horni</i>
3	<i>Barbus sp</i>	3	<i>Neolamprologus falcicula</i>	3	<i>Batybates leo</i>
4	<i>Cæcomastambelus frenatus</i>	4	<i>Neolamprologus niger</i>	4	<i>Batybates vittatus</i>
5	<i>Julidochromis ornatus</i>	5	<i>Oreochromis tanganicæ</i>	5	<i>Benthochromis tricoti</i>
6	<i>Julidochromis tanscriptus</i>	6	<i>Telmatochromis caninus</i>	6	<i>Callochromis macrops</i>
7	<i>Neolamprologus olivaceous</i>	7	<i>Xenochromis hecqui</i>	7	<i>Chrysichthys brachynema</i>
8	<i>Petrochromis ephippium</i>			8	<i>Chrysichthys platycephalus</i>
9	<i>Spathodus erythrodon</i>			9	<i>Chrysichthys sianenna</i>
10	<i>Telmatochromis burgeoni</i>			10	<i>Cyprichromis nigripinis</i>
11	<i>Xenotilapia papilio</i>			11	<i>Hyppopotamyrus discorhynchus</i>
			Indices de Similarité: RVC/SVC = 0.85 SVC/GILL = 0.71 GILL/RVC = 0.68	12	<i>Limnothrissa miodon</i>
				13	<i>Petrochromis sp(red)</i>
				14	<i>Phyllonemus filinemus</i>
				15	<i>Synodontis eurystomus</i>
				16	<i>Tanganicallabes mortiauxi</i>
				17	<i>Trematocara caparti</i>
				18	<i>Trematocara marginatum</i>



**Figure 2.18 Les dix espèces les plus abondantes dans les explorations avec filets maillants et SVC, au Parc National de Mahale Mountains**

#### 2.10.4 Les méthodes d'échantillonnages de mollusques

Comme nous avons expérimenté le dragage assez tardivement dans notre programme, les données étaient insuffisantes pour comparer les richesses spécifiques en fonction de la méthode d'exploration (dragage ou récolte en plongée). Toutefois, les explorations réalisées en Zambie permettent des comparaisons en l'efficacité des récoltes en plongée et le dragage. Ces comparaisons sont limitées aux explorations de substrats mous, puisque le dragage n'a pas été essayé (et probablement pas réalisable) sur les substrats durs où l'équipement peut être retenu ou se déchirer. Une comparaison à propos de quels mollusques de substrats mous étaient trouvés en Zambie avec chacune des méthodes donne une première indication de la sélectivité relative de chaque méthode.

**Table 2.14 Listes d'espèces de substrats mous trouvées en Zambie avec la plongée et par le dragage.**

Plongée	Dragage
	<i>Bathania howesi</i>
	<i>Caelatura spp</i>
	<i>Limnotrochus thomsoni</i>
<i>Neothauma tanganyicense</i>	<i>Neothauma tanganyicense</i>
<i>Paramelania minor</i>	
	<i>Syrnolopsis lacustris</i>
	<i>Syrnolopsis minuta</i>
	<i>Tanganyicia neritinoïdes</i>
<i>Tanganyicia rufopilosa</i>	<i>Tanganyicia rufopilosa</i>

Ce qui est intéressant, c'est que le dragage a récolté trois espèces très petites (*Tanganyicia neritinoïdes* et les deux espèces de *Syrnolopsis*), alors que les plongeurs n'ont récolté aucune petite espèce. Le dragage peut être une voie plus efficace pour l'exploration de petits mollusques, comme le dragage échantillonne une zone plus étendue que ne couvrent les plongeurs quand ils tamisent les sédiments.

Le dragage a ramené plus d'espèces de substrats mous que les plongeurs. Malheureusement, comme nous n'avons pas dragué et plongé aux mêmes endroits, nous ne pouvons pas savoir avec certitude si ceci est fonction de schémas de distribution disjointe.



Les études futures devraient draguer et plonger sur les mêmes sites pour éliminer cette variable et vérifier si les deux méthodes récoltent des taxa similaires.

## **2.11 Evaluation des méthodes d'évaluation de la biodiversité**

Dans ce chapitre, nous avons souligné les questions auxquelles nous envisageons d'apporter une réponse et la stratégie que nous avons adoptée pour récolter les données nécessaires pour y répondre. Nous avons donnée une vue d'ensemble sur la philosophie qui a guidé notre approche, et une revue dans le développement de la méthodologie pour l'évaluation de la biodiversité qui prend en compte les objectifs de l'exploration, les capacités institutionnelles et humaines, de même que les réalités pratiques sur le lieu de travail sur le lac Tanganyika.

Nous avons aussi testé et comparé nos méthodes pour nous permettre de prendre en compte les biais inhérents aux différentes techniques, et d'évaluer et de fournir l'information sur les tailles minimales des échantillons requis pour des études comparatives valides. Cette analyse préliminaire et ces tests étaient aussi nécessaires pour définir les sous-ensembles de données sur lesquels baser les analyses ultérieures.

Nous concluons que tous nos échantillonnages n'ont pas été adéquats pour donner des estimations fiables de la richesse spécifique à tous les sites échantillonnés. Nous pourrions expliquer toutefois que nous avons réalisé une bonne couverture de nos principales zones d'échantillonnage, qui comprennent les quatre Parcs Nationaux existants et proposés, et au moins trois zones considérées comme affectées négativement par la pollution et la sédimentation (Uvira, la baie de Bujumbura, Mpulungu). La force de cette étude est qu'elle a essayé d'étudier les besoins en échantillonnage pour l'évaluation de la biodiversité. Elle a montré que ces besoins sont hautement variables, dépendant de la structure des communautés, de l'irrégularité de l'habitat et de la richesse spécifique elle-même.

Le type de courbe d'espèces cumulées représenté par le modèle de Clench est typique de grandes zones de haute biodiversité. Il suppose que la probabilité d'ajouter des espèces à la liste décroît avec le nombre d'espèces déjà enregistrées, mais qu'elle s'accroît avec le temps (ou l'effort d'échantillonnage). Soberón and Lorente (1993) recommande ce modèle pour de grandes zones plutôt que celles où le modèle de dépendance linéaire serait appliqué, ou pour des taxa pour lesquels la probabilité d'ajouter de nouvelles espèces s'accroîtra si plus de temps est passé sur le terrain. Le modèle de Dépendance Linéaire est peut-être mieux approprié pour échantillonner une diversité connue d'espèces dans une zone d'étude ou un habitat relativement petit. Ceci suggère que l'obtention d'estimations crédibles de la richesse spécifique totale demandera des programmes d'échantillonnages très approfondis à chaque site qui devra être comparé. Ainsi, les données provenant de visites d'échantillonnage occasionnelles comme celles entreprises par des études antérieures ne sont pas de nature à représenter des estimations utiles de la richesse spécifique.

Ces analyses sont préliminaires, et des raffinements supplémentaires sont possibles, particulièrement dans le calcul des différents indices de similarité entre les communautés de poissons trouvées à différentes combinaisons de profondeur, type de substrat, méthode d'échantillonnage et site d'échantillonnage. Nous espérons que la disponibilité des données dans la région stimulera les scientifiques à entreprendre encore plus d'analyses, plus raffinées. En particulier, nous recommandons le calcul de mesure quantitatives de similarité, comme l'indice de Merista-Horn, actuellement très facilité par la disponibilité d'un logiciel approprié à ce type d'analyse (p. ex. Pisces Conservation Ltd, Species Diversity and Richness II, 2000). Ceci permettra la prise de décisions objectives à propos de savoir s'il vaut mieux regrouper des échantillons sur des gradients environnementaux connus pour accroître la taille de l'échantillon, ou accepter le sous-échantillonnage et utiliser des modèles d'extrapolations de la richesse spécifique en vue de pouvoir faire des comparaisons.

Même si nous avons fait des progrès considérables dans l'identification des erreurs et incertitudes dans les explorations d'échantillonnage, il y a encore beaucoup de travail dans ce domaine ; et les explorations futures auront besoin de prendre en compte les résultats de nos travaux sur la taille minimale d'échantillon ou d'effort requis. Les présents résultats d'exploration sont modérés dans une certaine mesure (mais c'est une mesure quantifiable) par les limitations des tailles d'échantillons différents et quelques fois inadéquats. Il a aussi

été impossible d'éliminer les erreurs d'échantillonnage, par exemple dans l'utilisation de méthodes d'échantillonnage non comparables entre des zones où la plongée était possible ou non. Toutes les activités d'exploration qui visent à échantillonner dans différents types d'habitats et groupes d'espèces seront confrontées à ce type de difficultés (qui est: pourquoi les inventaires comparatifs de la biodiversité de tous les taxa sont pratiquement impossible à réaliser). Nous espérons que les expériences détaillées ici aideront à concevoir les explorations futures, où taille d'échantillon adéquat et méthodologie comparable peuvent être alliées pour que des explorations judicieusement ciblées et définies visent à améliorer la qualité de l'information disponible pour la prise de décision de gestion.

Un aspect particulièrement utile de cet analyse, qui n'avait pas été entrepris antérieurement sur le lac Tanganyika, est notre utilisation des courbes d'espèces cumulées pour donner la mesure de l'achèvement de nos explorations de la biodiversité. Ceci permet une comparaison des richesses spécifiques entre les sites, et fournit une évaluation du compromis entre d'une part le coût et l'effort d'échantillonnage accru et, d'autre part, les résultats sous forme d'information additionnelle (Henderson and Southwood, 2000).

## **2.12 Méthodes alternatives d'évaluation de la biodiversité**

Les méthodes d'évaluation choisies par cette étude sont les approches conventionnelles basées sur les espèces utilisées dans beaucoup d'explorations similaires. Ceci malgré les questions bien connues en rapport avec les définitions de l'espèce, et les concepts même de l'espèce (p. ex. Mishler and Donoghue, 1982; Turner, 1999; Wheeler and Meier, 2000), un consensus croissant que la diversité des espèces n'est pas l'attribut le plus important en rapport la diversité d'un écosystème (Bengtsson, 1998; Schwartz et al 2000) et un éloignement de la pratique de conservation basée sur l'espèce vers un objectif plus large de conservation de l'environnement (Pickett et al., 1997).

Le choix de mesures conventionnelles de la biodiversité basées sur les espèces a des avantages en même temps que des inconvénients. Les principaux avantages sont que les résultats seront comparables avec les explorations passées et futures de même type, et les résultats des explorations sont peut être largement acceptés par les administratifs impressionnés par les longues listes de noms en latin, et les scientifiques rassurés par la légitimité que confèrent ces noms.

L'inconvénient d'utiliser les mesures conventionnelles de la biodiversité basées sur la taxonomie est la connaissance limitée de la taxonomie des organismes du lac Tanganyika, et la rareté des spécialistes ayant cette connaissance allait toujours limiter le nombre de groupes taxonomiques qui pourraient être choisis pour l'exploration. Les explorations antérieures les plus larges ont échantillonnées trois groupes: les poissons, les mollusques et les ostracodes (Cohen *et al.*, 1993; Alin *et al.*, 1999), alors que nous avons seulement échantillonnés seulement les poissons et les mollusques. Aujourd'hui, il n'y a pas suffisamment d'expertise nationale parmi les riverains pour inclure les ostracodes dans les exploration de routine. Bref, il y avait peu d'options pour des "substituts de la biodiversité totale" acceptables, et "l'inventaire de la biodiversité de tous les taxa", quoique d'un intérêt scientifique potentiel, n'aurait pas été faisable ou utile en termes de gestion (Kaiser, 1997).

L'élévation du niveau de connaissance de la taxonomie sur le lac Tanganyika était un objectif potentiel pour ES BIO ( ceci n'a jamais été un objectif du PBLT), mais était difficile à réaliser dans le temps prévu pour aboutir aux demandes du projet pour développer un conseil de gestion au cours de sa période de 5 ans. ES BIO a réalisé quelque chose dans ce domaine: il y a aujourd'hui un cadre de 23 chercheurs scientifiques et de techniciens dans les institutions de l'ensemble des pays riverains qui ont l'aptitude d'identifier une grande proportion des espèces de poissons et de mollusques du lac. Ceci est une amélioration par rapport à la situation d'avant le projet, quand peut être 10 scientifiques surtout du lac (essentiellement du Burundi et du Congo, et une certaine connaissance en Zambie) pouvaient identifier les poissons, et aucun ne pouvait identifier les mollusques. Il y a aussi 20 plongeurs scientifiques qualifiés, qui ont accumulé une expérience considérable dans les techniques d'exploration quantitative sous lacustre. Ces aptitudes pourraient se construire dans l'avenir lors d'une extension des explorations sur de nouveaux groupes taxonomiques.

Même cette capacité scientifique élargie est limitée en face de la taille du lac et de la diversité de ses organismes vivants. Les limitations des approches conventionnelles d'explorations basées sur les espèces standards ont été évalués antérieurement dans le projet et d'autres méthodes d'évaluation relative à la biodiversité et à la valeur de conservation, plus performantes, ont été proposées en leur temps. Ces suggestions comprenaient des approches communément adoptées dans les principaux projets sur la biodiversité ailleurs:

1. *L'utilisation de techniciens non spécialistes comme para-taxonomistes pour distinguer les "unités taxonomiques reconnaissables" morphologiquement* (Oliver and Beattie, 1993; 1996a; 1996b) pour trier de grands échantillons. Le temps d'expert est cher et il n'y a pas suffisamment de temps et d'experts disponibles pour effectuer le traitement de grandes quantités d'échantillons de routine nécessaire pour des explorations comparatives de la biodiversité. Les essais avec des espèces d'insectes ont montré que, en quelques heures de formation, des techniciens non spécialistes et des étudiants travaillaient avec 87% d'exactitude comparé avec des taxonomistes spécialistes classiques (Oliver and Beattie, 1993). Ce niveau de précision peut ne pas être adéquat pour la production d'une monographie définitive, mais devrait être suffisant pour les besoins de gestion de la conservation, où les erreurs dans la variance et les biais associés aux techniques d'échantillonnage sous-estiment ou sur-estiment largement la richesse spécifique. La plupart des projets sur la biodiversité dans les forêts humides, où le travail d'identification des espèces est au moins aussi complexe qu'au lac Tanganyika, font grand usage de véritables armées de para-taxonomistes (Tangley, 1990; Cranston and Hillman, 1992; Kaiser, 1997).

2. *Evaluation et suivi participatives de la biodiversité.* Les pêcheurs ont généralement une grande connaissance non scientifique ou indigène à propos des espèces de poissons. Vu la diversité des méthodes de pêche utilisées dans tous les habitats du lac (Lindley, 2000) il est très probable que, parmi les pêcheurs dans le lac, il y en a qui pourraient identifier la majorité des espèces de poissons. Un scientifique grand spécialiste des Grands Lacs Est Africains a récemment souligné que beaucoup parmi ses premières descriptions et aperçu sur les poissons Cichlidés du lac Malawi étaient basées sur des observations s'appuyant sur les connaissances locales (Fryer, 1999). Les scientifiques de la période coloniale semblent avoir fait un plus grand usage des connaissances locales que ne l'on fait les experts des pêches ultérieurs. Worthington, qui a visité le lac Victoria en 1927 pour conduire une recherche biologique dans le but d'appuyer le développement de pêcheries, raconte:

"En plus du poisson lui même, je suis devenu grandement intéressé dans les méthodes de pêches locales et était surpris de leur variété....adapté à ce qui était une très bonne compréhension des poissons eux mêmes".

"Les pêcheurs Luo que employions avaient un meilleur coup d'œil que nous et ont relevé que le "ngege" servi au petit déjeuner à Nairobi, était en fait nouveau pour la science".

pp 659-660 in Worthington (1996)

Impliquer les pêcheurs et les autres riverains du lac dans l'évaluation et le suivi de la biodiversité a d'autres avantages en plus d'être une utilisation à bon marché de l'information existante. Cela minimise les besoins en apport d'expertises coûteux; il implique les utilisateurs des ressources, qui ont plus d'intérêt dans l'avenir des ressources que tout gouvernement officiel ou scientifique visiteur; et cela permet de maintenir le dialogue et crée une compréhension solidaire entre les utilisateurs des ressources, les chercheurs, et les gestionnaires des ressources. L'importance qu'il a à utiliser la connaissance locale des systèmes de ressources naturelles pour évaluer, gérer et suivre les ressources naturelles, y compris la biodiversité (p.ex. Hellier *et al.*, 1999), est actuellement largement acceptée (voir une revue de Sillitoe, 1998) au delà des frontières de l'ethno-botanique où ceci a été depuis longtemps une méthode de recherche habituelle (Martin, 1995). Les dangers qu'il y a à ignorer la connaissance écologique locale, et le prix de « l'arrogance de l'expert » sont les cibles légitimes pour la critique dans beaucoup d'écrits récents sur la conservation

environnementale dans les pays en voie de développement (Brokenshaw *et al.*, 1980; Agrawal, 1995).

3. *L'utilisation des approches par taxa de niveau supérieur.* Si le système de classification taxonomique hiérarchique a une validité quelconque, il est alors évident que les niveaux supérieurs des taxa donnent des synthèses intégratives de la diversité à l'intérieur de chacun des niveaux de classification. Ainsi, en principe, tout niveau de classification taxonomique peut être choisi pour des analyses comparatives. Par convention, le niveau de l'espèce est choisi, mais quand l'identification jusqu'au niveau de l'espèce n'est pas possible, il est courant d'utiliser les approches par taxa de niveau supérieur. Il y a une certaine expérience indiquant que la corrélation entre la diversité à des niveaux taxonomiques différents peut être établie (Balmford *et al.* 1996), même si celle-ci est probablement très variable (Gaston and Williams, 1993; Williams and Gaston, 1994; Prance, 1994; Anderson, 1995). Balmford *et al.* (1996) a trouvé que l'utilisation de familles et de genres de plantes ligneuses, plutôt que les espèces, donnait des estimations comparables de la valeur relative de conservation dans les forêts tropicales, pour un coût 60 à 80% inférieur à celui d'une exploration basée sur les espèces. L'exploration des relations spécifiques entre zone et diversité au niveau du genre et de la famille et la diversité des espèces vaudrait la peine d'être conduite. Il pourrait être possible d'utiliser une gamme plus large de taxa, pour un effort d'échantillonnage de plus bas niveau, si le principe des comparaisons des taxa supérieurs s'avère acceptable. Les indicateurs biologiques de la santé de l'écosystème (qui devraient être en rapport avec la diversité) dans les écosystèmes aquatiques sont habituellement basés sur l'identification de macro-invertébrés à des niveaux taxonomiques supérieurs comme le genre et la famille (Chessman, 1995; Hilsenhoff, 1988).

4. *Techniques d'évaluation rapide.* Tout en reconnaissant que la tâche pour déterminer une stratégie de conservation est urgente dans les zones où la biodiversité est à la fois menacée et mal connue ou difficile à explorer, un certain nombre de techniques pour une évaluation rapide de la valeur de conservation ont été développées (revues dans Groombridge and Jenkins, 1996). Ces techniques, qui utilisent les approches soulignées plus haut, varient dans leurs besoins en données, en coûts, et leur convenance à être appliquées pour différents objectifs et à différentes échelles spatiales. La méthodologie développée ici est étroitement en relation avec le « Programme d'évaluation », développé la conservation internationale pour l'exploration de zones mal connues utilisant des groupes « substitués » ou « indicateurs » identifiés au niveau de l'espèce par de petites équipes d'experts nationaux et internationaux (voir la Table 3.2 dans Groombridge and Jenkins, 1996). Ces explorations sont ensuite utilisées pour estimer la valeur de conservation en supposant une relation entre ces groupes « indicateurs » et la biodiversité totale et la qualité de l'habitat. Le principal inconvénient de la méthodologie est la dépendance à l'expertise de spécialistes (au delà des possibilités habituelles d'identification sur le terrain) et les suppositions faites à propos des relations entre la diversité des indicateurs et la diversité totale.

D'autres méthodes d'évaluations rapides comprennent des Ateliers sur la Conservation de la Biodiversité, des Evaluations de Besoins de Conservation, l'Analyse des Lacunes et les Systèmes d'Informations sur la Biodiversité (Groombridge and Jenkins, 1996). Certaines de ces méthodes ne demandent pas de travail d'exploration supplémentaire, et visent à faire le meilleur usage de l'information existante, y compris les données socio-économiques qui peuvent être négligées par les spécialistes de la biodiversité. Les études de ESBIO ont inclus des éléments de ces procédures, particulièrement dans son travail vers la mise en place de systèmes d'informations sur la biodiversité. L'Analyse Diagnostique Transfrontalière et le Programme d'Action Stratégique développe des éléments fournis par l'approche de l'Evaluation des Besoins de Conservation, et la Conférence Internationale sur la Conservation et la Biodiversité du lac Tanganyika de Cohen (1991) a fourni une illustration exemplaire de l'approche de l'Atelier sur la Conservation de la Biodiversité.

Quand elles ont été exposées au début du projet, beaucoup des suggestions ci-dessus pour des techniques rapides d'évaluation ont fait l'objet d'un scepticisme considérable de scientifiques familiers du lac Tanganyika. Nous maintenons que les réalités du travail pratique de conservation et le besoin de fournir un conseil pertinent et opportuniste aux décideurs

politiques restent les arguments les plus convaincants pour une considération avec un esprit ouvert de ces techniques pour des explorations futures.

Nous insistons sur le fait que le choix d'une stratégie d'évaluation a été un processus instructif pour nous tous qui étions impliqués dans l'étude, et que nous sommes satisfaits d'avoir fait de bonnes décisions en matière de méthodologies, que nous avons validé les méthodes que nous avons choisies pour produire des données utiles. Nous reconnaissons aussi, toutefois, que la quantité et l'étendue des données ont été limitées par le besoin de satisfaire à des critères scientifiques (standardisation taxonomique internationale, comparaison avec des travaux réalisés par des scientifiques extérieurs à la région) qui ne sont pas en relation étroite avec les objectifs immédiats du projet. Nous donnons ces aperçus dans des approches moins conventionnelles pour l'évaluation de la biodiversité, pour encourager ceux qui seront engagés des explorations futures de considérer toutes les options sérieusement. Une telle considération devrait se baser sur une recherche adéquate des alternatives disponibles et une considération explicite des objectifs pertinents de gestion. Groombridge and Jenkins (1996) donnent une introduction accessible sur la gamme des techniques qui ont été appliquées dans d'autres travaux à d'autres sites éloignées en régions tropicales avec une intéressante biodiversité exceptionnelle, avec des ressources limitées et une flore et une faune peu connues.

La préoccupation qui nous reste est que, alors que nous avons une méthodologie scientifique valide pour l'exploration de la biodiversité qui satisfait les besoins du projet présent, et est dans les capacités des institutions riveraines, il n'y a pas de méthode de sauvegarde si la capacité actuelle change, due aux changements dans le personnel, le défaut équipements ou le manque de financements. Les plongées avec SCUBA demandent des équipements spécialisés, une expertise et des niveaux de financement qui sont relativement élevés pour les budgets de recherche des institutions locales. Certaines des méthodes proposées plus haut sont plus robustes et durables.

### **2.13 Résumé**

Le chapitre 2 a donné les détails sur le bien fondé, les processus et la méthodologie développés pour l'évaluation de la biodiversité dans le lac Tanganyika pour les besoins de la planification de la conservation et de la gestion. Ces analyses sont destinées à démontrer qu'un grand soin doit être porté à la conception et l'analyse des simples données de la richesse spécifique. Evaluer et quantifier les biais est une phase importante et souvent négligée dans l'analyse. Dans ce cas, elle a montré un certain nombre de défauts à propos de nos ensembles de données. C'est principalement que « l'achèvement » des échantillonnages est hautement variable, et qu'il a été nécessaire de comparer les richesses entre des zones qui ont été échantillonnées en groupant différentes techniques. Il n'est pas possible de corriger complètement des problèmes. Même si les estimations du nombre d'espèces qui doivent encore être récoltées peuvent être (et ont été) faites, il n'est évidemment pas possible de connaître quelles sont ces espèces. Ceci reste un problème quand on entreprend des analyses de complémentarité (Chapitre 5). A ce stade, il est seulement possible d'ajouter une note de prudence à de telles comparaisons, et de conseiller ceux qui entreprendront les explorations futures pour une analyse comparative de la biodiversité, de prendre ses considérations au sérieux. En dépit de ces problèmes en suspend, nous croyons que cette analyse complète et enrichit de manière significative les résultats des explorations plus qualitatives entreprises antérieurement. Un résumé de ces explorations antérieures est donné dans le chapitre suivant.

Pour des explorations futures qui chercheront à caractériser la richesse spécifique dans des zones à comparer pour un établissement de la priorité pour la conservation, nous recommandons les tailles minimales suivantes des échantillons et la combinaison des techniques d'explorations suivantes:

- RVC – 40 répétitions par strate d'échantillonnage (p. ex. la zone entre 5 et 15 m de profondeur)
- Filets maillants – 60 poses de nuit avec des filets multimailles de 60 m par zone d'exploration

- Transects pour Mollusques – 30 par strate d'exploration (combinaisons de profondeur/habitat choisies)

La technique SVC prend le même temps que RVC, mais couvre moins d'espace et enregistre un même nombre (ou moins) d'espèces, dont quelques unes sont uniques (pas trouvées avec RVC ou les filets maillants). Son avantage est qu'il permet d'évaluer l'abondance et ainsi aux indices de diversité d'être calculés. Toutefois, les indices de diversité ne sont pas nécessairement plus utiles que les estimations de la richesse spécifique dans les opérations d'établissement des priorités pour la conservation, et sont souvent calculées simplement parce que c'est traditionnel et relativement plus direct de faire ainsi, plutôt que dans un objectif précis (voir Chapitre 4).

### **3 UNE EVALUATION DE LA DISTRIBUTION GENERALE DE LA BIODIVERSITE DANS LE LAC TANGANYIKA**

#### **3.1 Introduction**

Les explorations entreprises par ESBIO au cours du projet PBLT représentent une des premières tentatives d'explorations quantitatives, reproductibles et standardisées des composantes de la biodiversité du lac Tanganyika. Ces explorations étaient conçues spécialement pour faire des estimations comparatives de la richesse et de la diversité des poissons et des mollusques. Ces explorations sont ainsi utilisées comme un source principale pour un conseil à la planification de la gestion (Chapitres 4 et 5). Il y a, toutefois, un importante masse d'informations antérieures sur les organismes dans le lac Tanganyika, datant à partir de la fin du 19<sup>e</sup> siècle (revue par Coulter, 1991). Cette masse de littérature (et quelques données d'archives non publiées) constituent une importante source d'information complémentaire. Elle a trois contributions directes importantes pour le travail effectué par le PBLT, et fournit:

- un enregistrement historique des activités d'exploration et des distributions d'espèces;
- une information supplémentaire sur les distributions spatiales; et,
- les sources d'information uniques sur les taxa et les environnements non explorés par le présent projet.

La plus grande partie du travail fait sur le lac Tanganyika avant ce projet n'était pas entrepris dans le but de la planification de la conservation; ainsi il n'est pas standardisé pour cet objectif. Ceci limite inévitablement sa valeur dans les analyses comparatives, ou en tant que données de bases pour évaluer les changements dans le temps. Le travail antérieur sur les organismes sur lac Tanganyika se répartit principalement en quatre catégories:

- Etudes relatives aux pêcheries, essentiellement sur les communautés de poissons de la zone pélagique (synthétisées par LTR, 2000).
- Expéditions de récolte pour des études taxonomiques et systématiques (auteurs comme Poll, 1956 et Boulenger, 1920).
- Explorations d'échantillonnage pour des études sur l'évolution (y compris la génétique moléculaire pour des études infra-spécifiques, et des espèces fossiles pour des approches paléo-écologiques).
- Etudes sur l'écologie comportementale (principalement un travail d'équipes japonaises, synthétisé par Kawanabe, Hori et Nagoshi, 1997 et fréquemment rapporté dans des sommaires sous le titre de: Ecological and Limnological Study on Lake Tanganyika and its Adjacent Regions).

Ces données constituent une riche source d'archives qui, à travers les efforts de ESBIO pour rassembler certaines d'entre elles dans une base de données relationnelle, sont en train d'être rendues disponibles aux institutions régionales de planification de la gestion et les objectifs de recherche. Parmi les nombreux usages possibles auxquels cette base de données peut être appliquée, nous choisissons de présenter dans ce document uniquement ceux qui sont en rapport avec les buts et les objectifs de ESBIO. Les analyses présentées sont ainsi destinées à générer des listes d'espèces pour les inventaires de biodiversité nationales et identifiant les principaux schémas de distribution intra-lacustre qui informeront les choix de stratégie de conservation. Nous visons aussi à produire des listes d'espèces des zones de Parcs Nationaux, pour les comparer avec et compléter les explorations standardisées décrites dans les chapitres 2 et 4. Celles-ci peuvent être utilisées dans les inventaires des parcs, et pour l'évaluation des besoins d'explorations futures.

#### **3.2 Méthodes**

A ce jour, une information provenant de 143 sources de références a été entrée dans la base de données de littérature, incluant l'ensemble des données générées par le programme de terrain de ESBIO. Alors que la base de données a la capacité d'inclure les données sur toutes les espèces, le groupe taxonomique prioritaire pour l'entrée des données a été les

poissons. Plus de 13 000 données individuelles sur des « espèces à un site déterminé » ont été entrées et constituent une base pour cette analyse. Comme la plus grande partie des données entrées n'avaient pas été récoltées dans cet objectif, un certain jugement est nécessaire pour distiller les données pertinents à être entrées. Par exemple, la détermination de la latitude et de la longitude pour la localisation d'une espèce décrite comme « site au large du Sud du Burundi ». Beaucoup d'explorations enregistrent aussi seulement des données sur la présence, ce qui est important à connaître lors de l'interprétation des résultats de la base de données. En plus des données sur les sites, la base de données stocke l'information sur les catégories de régimes alimentaires, longueur, catégories d'habitats, profondeur, description et temps d'exploration pour chaque espèce aussi bien que la référence complète et détaillée sur les sources de littérature.

La base de données a la possibilité de mettre à jour et de retenir les changements dans es noms des espèces et peut aussi enregistrer toute la gamme des noms communs utilisées pour une même espèce. Cette information est déterminante pour garder une trace des révisions taxonomiques et est en phase avec les bases de données mondiales qui sont en train d'être développées pour enregistrer les espèces ayant un statut important pour la conservation (par exemple la Base de Données sur les Animaux WCMC et la Liste Rouge de l'IUCN sur les Animaux Menacés).

Des ensembles de données ne sont pas incluses en tant que telles. Dr Kelly West a fournie des données clés sur les mollusques, plus exactement sa thèse, sa maîtrise, les explorations de SIAL, mais malheureusement celles-ci ne pouvaient être incorporées à temps pour cet analyse. Les données sur les mollusques récoltées lors du programme d'exploration de terrain de ESBIO ont été incorporées. Le projet CRRHA<sup>5</sup> (1992-1995) a récolté un volume important de données sur la localisation de poissons et les habitats les longs des côtes burundaises et congolaises en en utilisant les filets maillants et la plongée sous-lacustre. Ce type de données est d'une très grande valeur, et soutient les objectifs de la base de données en fournissant une source standardisée d'informations sur la localisation des espèces pour la gestion et la recherche. Toutefois, les données sont codées et rassemblées dans des tableaux dans des rapports de projets variés et, malheureusement la présentation dans ce format est inaccessible. Idéalement, ce type de données serait accessible pour l'organisme de gestion de l'ensemble du lac dans un format électronique avec des notes explicatives, et ensuite, après une réorganisation, être importé assez facilement. Ce sont ici quelques exemples d'un immense volume de données sur le lac Tanganyika, qui constituent une source potentielle incroyable pour la planification et la gestion.

Lors du développement de la base de données, un ensemble de rapports standards ont été inclus pour permettre aux utilisateurs qui ne sont pas familiers avec le logiciel de la base de données (Access) de questionner la base de données. Ces rapports étaient un lot préliminaire, développé avant les analyses plus détaillées dans ce chapitre. Les rapports établis sont les suivants:

- listes d'espèces de poissons par référence, site (nom) et catégorie d'habitat
- références pour une espèce donnée, site ou catégorie d'habitat
- sites pour une espèce déterminée, référence ou catégorie d'habitat
- liste d'espèces de poissons à une profondeur
- profondeurs enregistrées pour toutes les espèces
- liste d'espèces par catégorie de régime alimentaire
- liste de catégories de régimes alimentaires pour les espèces de poissons enregistrées
- listes de toutes les espèces, poissons, cichlidés, non cichlidés, bivalves, et ostracodes
- liste de toutes les espèces trouvées uniquement au nord, au sud, dans les bassins intermédiaires, et celles trouvées dans les trois, c.à.d. les espèces circumlacustres

Comme noté dans l'introduction, ce chapitre se focalise sur un ensemble d'objectifs restreints, et ainsi des questions supplémentaires ont été développés afin de fournir des

<sup>5</sup> CRRHA – Centre Régional de Recherche en Hydrobiologie Appliquée



données pour cet analyse. Ces questions doivent encore être incorporées dans la base de données et, ainsi, ne sont malheureusement pas encore accessibles pour les non utilisateurs de Access. On espère toutefois que la création de l'ensemble de ces derniers rapports dans un format convivial pour l'utilisateur fera partie du prochain projet prévu pour la mise en œuvre du programme d'action stratégique du lac Tanganyika.

La base de données a été développée spécifiquement pour être en liaison avec TANGIS, qui est le SIG (système d'information géographique) développé au sein du PBLT. Toutefois, un travail technique supplémentaire est encore requis pour intégrer entièrement la base de données dans TANGIS. Ainsi, pour générer des cartes pour ce rapport, nous avons relié la base de données avec un autre programme de cartographie (Mapinfo).

Les analyses suivantes ont été générées de la base de données de littérature pour appuyer ce chapitre:

- Carte indiquant les sites d'explorations inclus dans la base de données.
- Carte indiquant les sites des différents types d'exploration utilisés pour les poissons, c.à.d. les filets maillants, techniques en plongée sous lacustre, et seines.
- Listes totales d'espèces (de poissons) par pays
- Listes d'espèces (poissons, mollusques) enregistrées uniquement dans chaque pays
- Listes totales d'espèces (poissons) pour chacun des trois bassins (nord, centre, sud) et celles trouvées dans les trois, c.à.d. circumlacustres.
- Listes totales des espèces (poissons et mollusques) pour les eaux adjacentes à chacun des parcs (Rusizi, Gombe, Mahale, Nsumbu)
- Liste des espèces (poissons, mollusques) enregistrées exclusivement dans chaque parc, c.à.d. non trouvées dans les autres parcs.
- Liste des espèces de poissons non enregistrées dans les eaux adjacentes à aucun des quatre parcs nationaux – leur localisation illustré sur une carte

Un important point à noter est que les résultats présentés dans ce chapitre se basent sur la base de données de littérature dans l'état où elle se trouve à la fin de ESBIO, et la base de données n'inclut pas toute la littérature existante sur le lac Tanganyika. Comme cela a été noté ailleurs dans les rapports de ESBIO (procédures opérationnelles standards, rapport sur les résultats finaux, documentation sur la base des données), cette base de données va s'améliorer dans sa valeur avec une planification et un outil de recherche pour que plus de données soient enregistrées et revues. Il est important de comprendre que la base de données ne sera jamais "tout-à-fait complète" pour une analyse "finale" que aimerions tous. La base de données sera toujours en arrière par rapport aux clarifications en cours sur la taxonomie des espèces du lac Tanganyika, les nouvelles publications et les rapports attendant la publication, les entrées de données sur la littérature existante, l'immense volume de données actuellement stockées dans les carnets de notes des chercheurs et autres sources difficilement accessibles<sup>6</sup>. Ainsi, l'interprétation des sorties issues de la base de données doit reconnaître que les résultats seront une fonction des données entrées et de leur qualité.

Quand des analyses significatives doivent être réalisées (par exemple, quand le programme d'action stratégique est revue), une décision doit être prise pour arrêter l'entrée des données pour "nettoyer" et "questionner" les données. Un tel processus a eu lieu à la clôture de ESBIO: l'entrée des données de la littérature a été arrêté, les données électroniques du programme d'exploration de ESBIO et des explorations du projet Ecotones (fournis aimablement par Dr Ntakimazi) furent importées. Des opérations de triage et de vérification des données entrées ont eu lieu avec un flot d'échanges de E-mails de longue distance entre l'Angleterre, le Burundi, et l'Amérique. En dépit de tous les efforts, il est attendu que les experts de la taxonomie du lac Tanganyika seront en mesure de corriger certains des détails

<sup>6</sup> La tâche de maintenir et de continuer l'entrée des données est onéreuse, vue l'étendue et la diversité de la littérature sur la diversité dans le lac Tanganyika. Malheureusement, à la clôture du PBLT, le financement pour appuyer les entrées en cours n'est pas certain. On espère que cela sera vu comme une priorité dans tout travail ultérieur et que les organismes concernés par le lac Tanganyika comme le comité régional initié par le PBLT, les chercheurs internationaux et les institutions nationales appropriées consacreront un soutien adéquat à son développement continu.

présentés ici, et les auteurs seraient très reconnaissants pour tout écho, qui sera utilisé pour mettre la base de données à jour.

En conclusion, le but de ce chapitre n'est pas de présenter des résultats définitifs, mais plutôt d'illustrer la puissance de la base des données pour traiter des données disparates et complexes qui ont été récoltées pour d'autres objectifs et qui nous donnent tout de même des aperçus de l'image plus large de la biodiversité du lac Tanganyika.

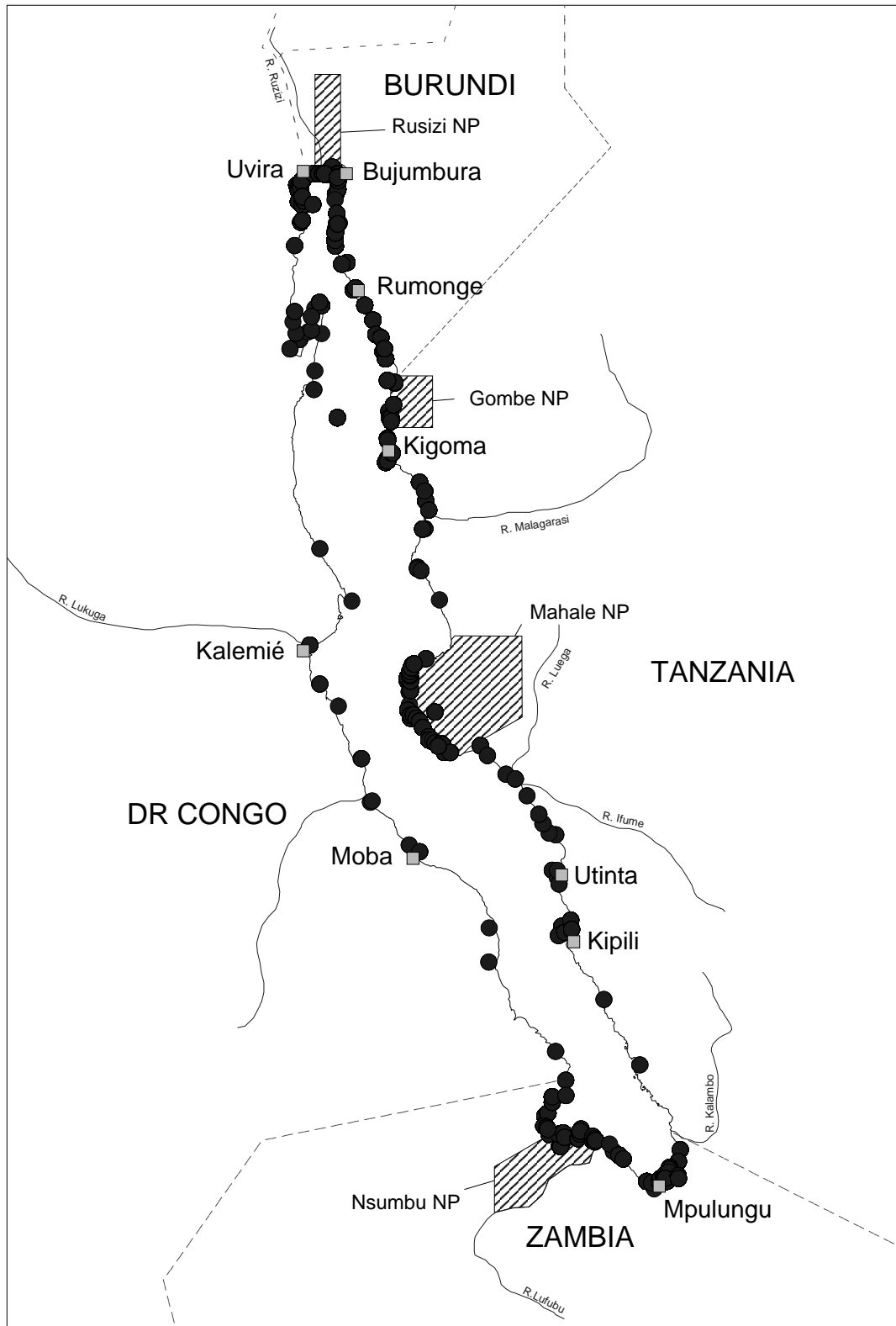
### **3.3 Résultats**

#### **3.3.1 Données su les sites**

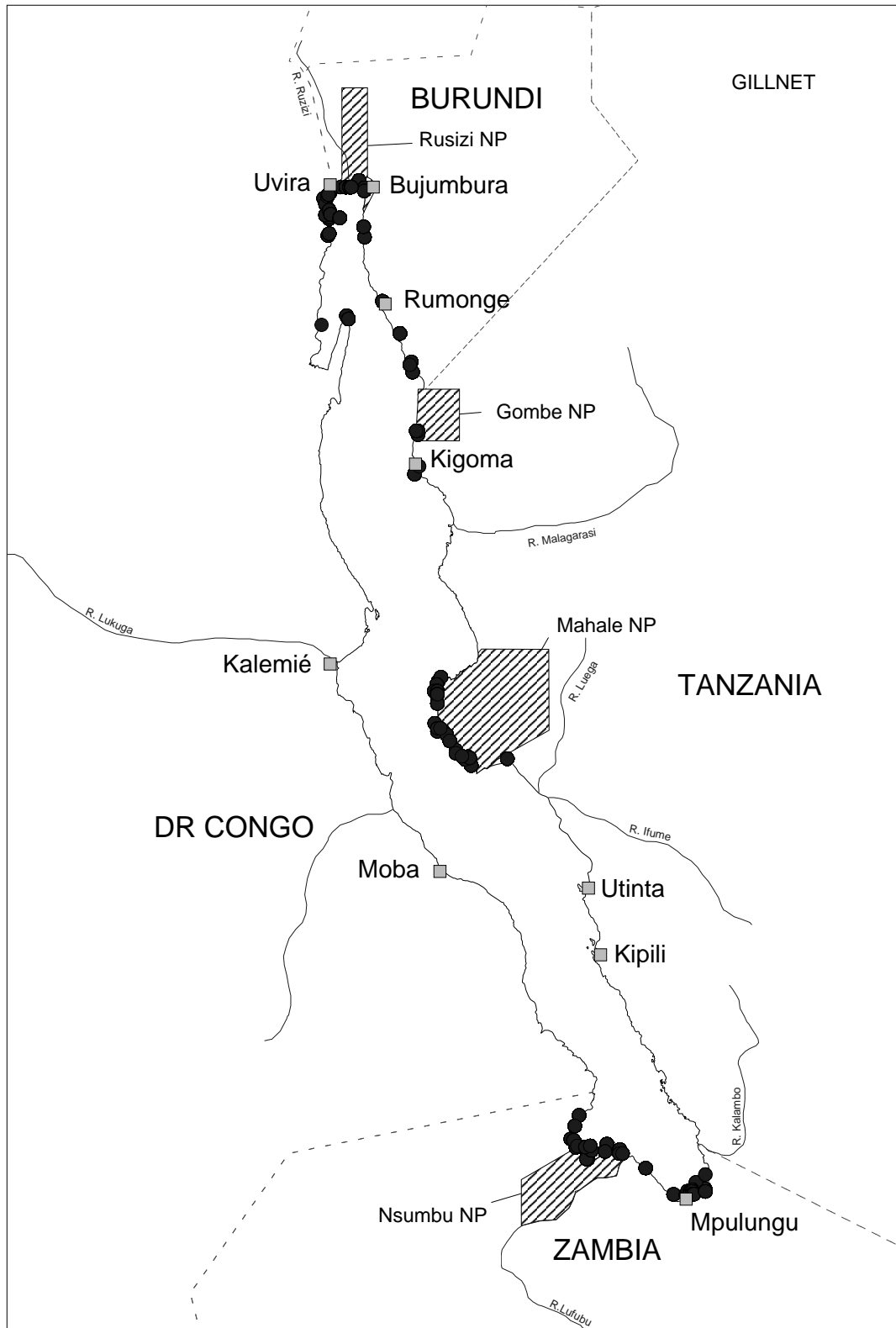
Les cartes suivantes indiquent où les différentes explorations ont eu lieu sur le lac Tanganyika. La Figure 3.1 indique les sites de toutes les explorations actuellement entées dans la base de données. Noter qu'un point sur la carte peut représenter une seule donnée pour de localisation d'espèce ou une exploration plus intensive qui a fourni beaucoup de données de localisations d'espèces à ce site.

Comme les détails d'explorations sont entrées dans la base de données, nous avons produit aussi des cartes indiquant où les différents types d'exploration ont été effectuées. Ceci devrait aider à identifier les zones qui ont été sous-échantillonnées par des méthodes spécifiques et guider, on l'espère, les travaux futurs. Les types d'explorations illustrées ici incluent: les explorations avec filets maillants (Figure 3.2), les seines de plage (Figure 3.3), et le travail en plongée sous lacustre (Figure 3.4).

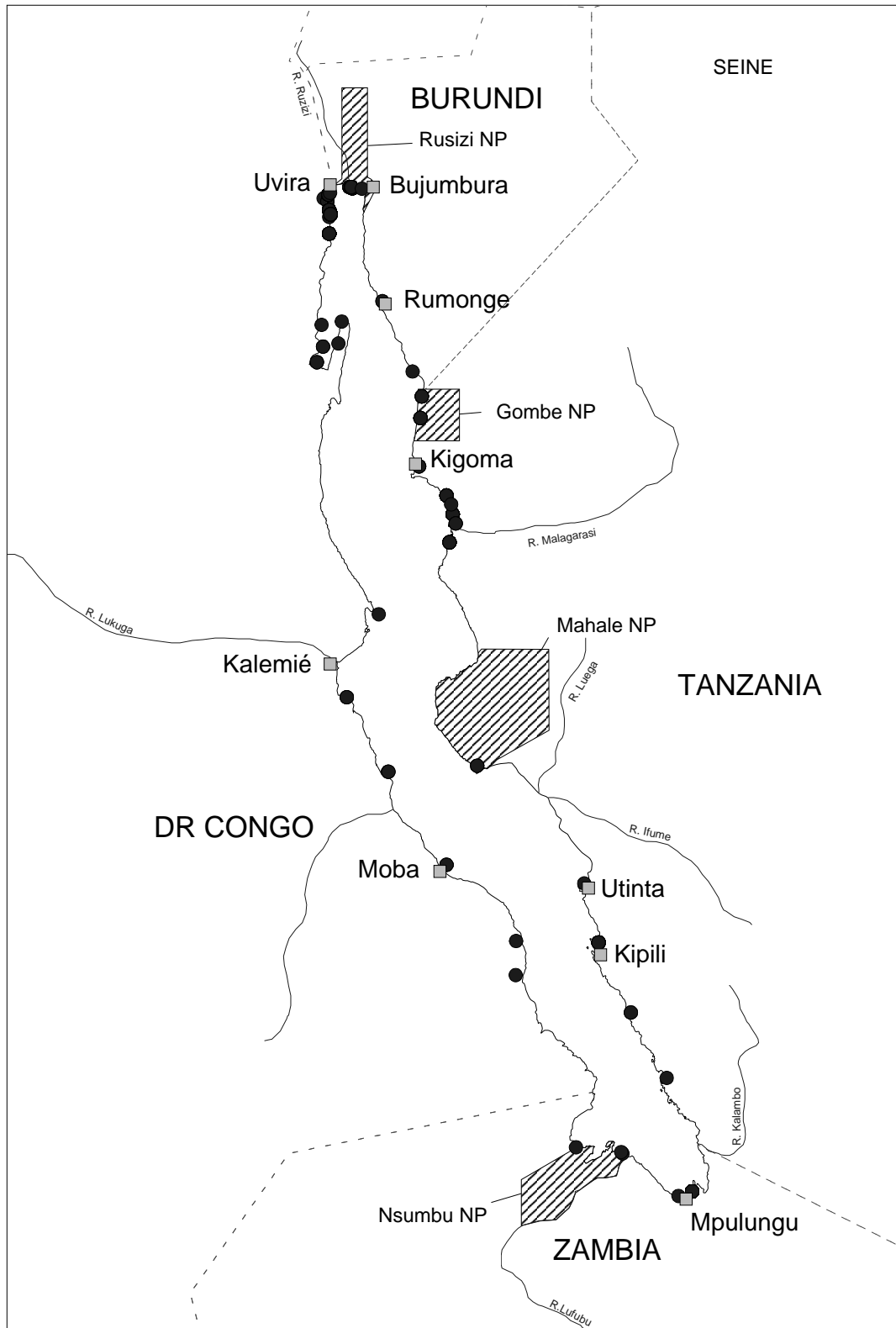
Avec l'exception de la côte sud du Congo et la section la plus méridionale de la Tanzanie (au sud de Kipili), le lac est remarquablement bien exploré. Les poissons dans les eaux adjacentes aux parcs nationaux, des côtes proches de Bujumbura, Uvira et Mpulungu ont été explorés de manière approfondie avec des filets maillants (reflétant les sites d'exploration de ESBIO), alors que le reste de la côte lacustre attend une telle investigation. L'usage des seines de plage pour échantillonner les poissons est plus étendue et plus dispersé. Le schéma des explorations en plongée sous lacustre reflète la carte de tous les types d'exploration, celles-ci étant concentrés sur les parcs nationaux et soulignant que les côtes de la R. D. du Congo et de la Tanzanie au sud de Kipili sont ces zones qui restent sous-échantillonnées.



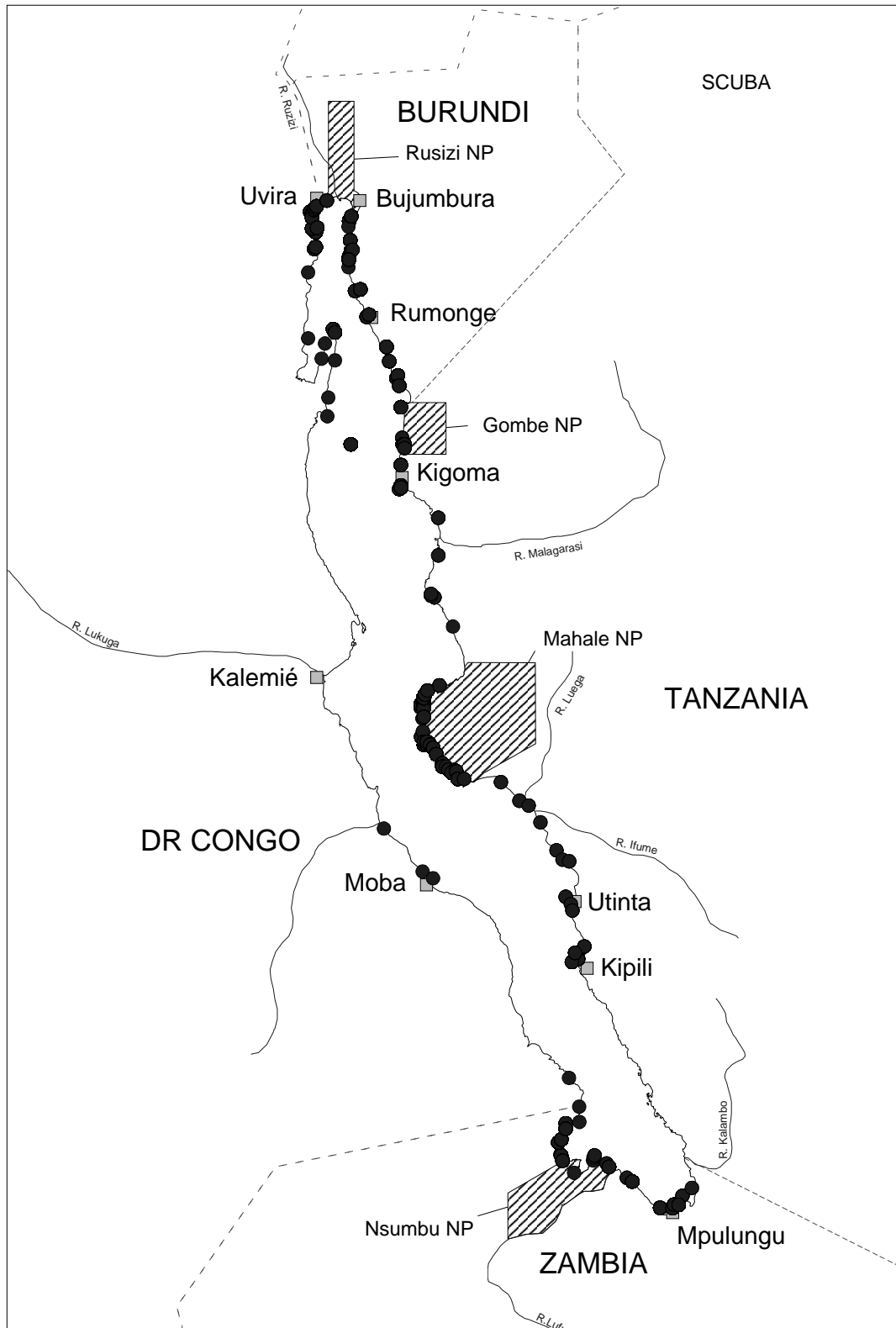
**Figure 3.1** Carte indiquant les sites d'exploration conduites sur le lac Tanganyika (source : Base de données de littérature)



**Figure 3.2** Carte indiquant les sites d'exploration avec les filets maillants sur le lac Tanganyika (source : Base de données de littérature)



**Figure 3.3** Carte indiquant les sites d'exploration avec des seines de plage sur le lac Tanganyika (source: Base de données de littérature)



**Figure 3.4** Carte indiquant les sites d'exploration en plongée sous lacustre sur le lac Tanganyika (source: base de données de littérature)

### 3.3.2 Listes des poissons trouvés dans chaque bassin

Trois sous-bassins lacustres sont reconnues dans le lac Tanganyika ; nous nous sommes basés sur la carte bathymétrique dans Coulter (1991) pour définir les coordonnées de leurs limites pour l'analyse dans la base de données de littérature. L'analyse à ce niveau fourni une première évaluation brute de la distribution générale des poissons dans le lac. La suggestion pour ce niveau d'évaluation était que si, par exemple, 90% des espèces de poissons étaient confinées à un seul bassin, ceci demanderait une stratégie de gestion différente que si 90% des espèces de poissons étaient trouvées dans tous les bassins, c.à.d. circumlacustres.

Les résultats sont présentés dans la Table 3.1. La base de données de littérature indique que le plus grand pourcentage des espèces de poissons, 79%, se trouvent être circumlacustre, c.à.d. trouvé dans un bassin ou plus parmi les trois. Le bassin central est le plus pauvre, avec le sud et le nord qui ont respectivement 8 et 12% du total. Noter le nombre total d'espèces de poissons incluses dans cette analyse est moins inférieur aux 287 espèces notées dans Coulter (1991) et les 330 espèces reconnues dans DeVos et Snoeks (1994). Ceci représente le nombre d'espèces pour lesquelles il y a des données pour un "bassin" correspondant entrées dans la base de données.

**Table 3.1 Nombre d'espèces de poissons enregistrées uniquement dans chaque bassin du lac Tanganyika**

Bassin	Nombre d'espèces	% du total
Nord	32	12
Centre	3	1
Sud	22	8
Circumlacustre	206	79
Total avec données sur les sites	263	100

De Vos et Snoeks (1994) rapportent que 75% des non cichlidés trouvées dans le littoral lacustre (c.à.d. en excluant les six espèces pélagiques) ont une distribution circumlacustre (c.à.d. pas parmi les tributaires associés et les marécages). Les données présentées ici ne font pas de distinction entre le lac proprement dit et les pièces d'eaux associées; toutefois, 56 sur les 85 espèces non cichlidés incluses dans ces analyses ont une distribution circumlacustre (66%)<sup>7</sup>. Une proportion plus élevée d'espèces non cichlidés (37%) n'ont pas de données sur un bassin associée elles quand on les compare avec les information sur les cichlidés (6% n'ont pas de donnée sur un bassin) et ainsi ne sont pas utilisées dans cette analyse. Ceci reflète probablement la concentration sur la littérature sur les cichlidés à Bujumbura lors de l'entrée des données: les travaux futurs auront à redresser ce déséquilibre. De Vos et al (1994) note qu'un travail de collecte supplémentaire est nécessaire pour compléter encore plus une liste de non cichlidés: elles donnent la priorité à la côte ouest et sud-est du lac.

<sup>7</sup> Noter que la base de données a une fonction pour différencier les localisations d'espèces entre le lac et les pièces d'eaux qui lui sont associées, mais celle-ci n'a pas été pleinement utilisée actuellement.

**Table 3.2** Espèces de poissons trouvées exclusivement dans le bassin sud, nord ou central (espèces endémiques au lac Tanganyika en gras)

<b>Famille</b>	<b>Bassin Nord (32)</b>	<b>Bassin Central (3)</b>	<b>Bassin Sud (22)</b>
Anabantidae	<i>Ctenopoma muriei</i>		
Bagridae	<b><i>Lophiobagrus aquilus</i></b>		
	<b><i>Phyllonemus brichardi</i></b>		
Characidae	<b><i>Brycinus rhodopleura</i></b>		<i>Bryconaethiops boulengeri</i>
	<i>Micralestes stormsi</i>		
Cichlidae	<b><i>Astatoreochromis straeleni</i></b>	<b><i>Tropheus annectens</i></b>	<i>Astatotilapia stappersii</i>
	<b><i>Astatoreochromis vanderhorsti</i></b>		<b><i>Baileychromis centropomoides</i></b>
	<b><i>Ctenochromis benticola</i></b>		<b><i>Cunningtonia longiventralis</i></b>
	<b><i>Neolamprologus boulengeri</i></b>		<b><i>Greenwoodochromis bellcrossi</i></b>
	<b><i>Neolamprologus falcicula</i></b>		<b><i>Haplochromis paludinosus</i></b>
	<b><i>Neolamprologus finalimus</i></b>		<b><i>Lepidolamprologus kendalli</i></b>
	<b><i>Neolamprologus longicaudatus</i></b>		<b><i>Lepidolamprologus nkambae</i></b>
	<i>Oreochromis leucostictus</i>		<b><i>Neolamprologus cylindricus</i></b>
	<i>Oreochromis niloticus eduardianus</i>		<b><i>Neolamprologus leloupi</i></b>
	<b><i>Simochromis margaretae</i></b>		<b><i>Neolamprologus mustax</i></b>
	<b><i>Spathodus marlieri</i></b>		<b><i>Telotrematocara macrostoma</i></b>
	<b><i>Trematochromis schreyeni</i></b>		<b><i>Trematocara caparti</i></b>
	<b><i>Xenotilapia nasutus</i></b>		<b><i>Tropheus kasabae</i></b>
			<b><i>Xenotilapia lestradii</i></b>
Clariidae			<i>Clarias ngamensis</i>
Cyprinidae	<i>Barbus altianalis altianalis</i>	<b><i>Barbus taeniopleura</i></b>	
	<i>Barbus caudovittatus</i>	<b><i>Labeo dhonti</i></b>	
	<i>Barbus serrifer</i>		
	<i>Barbus somerini</i>		
	<b><i>Barbus urostigma</i></b>		
	<b><i>Chelaethiops minutus</i></b>		
	<i>Raiamas salmolucius</i>		



<b>Famille</b>	<b>Bassin Nord (32)</b>	<b>Bassin Central (3)</b>	<b>Bassin Sud (22)</b>
Distichodontidae	<i>Distichodus sexfasciatus</i>		
Mastacembelidae	<b><i>Afromastacembelus plagiostomus</i></b>		
	<b><i>Afromastacembelus tanganicae</i></b>		
	<b><i>Caecomastacembelus flavidus</i></b>		
	<b><i>Caecomastacembelus zebratus</i></b>		
Mochokidae	<i>Synodontis benthicola</i>		<i>Synodontis polystigma</i>
			<i>Synodontis serratus</i>
			<i>Synodontis unicolor</i>
Mormyridae			<i>Marcusenius stanleyanus</i>
			<i>Mormyrops deliciosus</i>
Polypteridae	<i>Polypterus ornatipinnis</i>		<i>Polypterus endlicheri congicus</i>

### 3.3.3 Listes nationales pour les poissons

Les listes d'espèces nationales sont importantes et devraient être produites avec une régularité raisonnable. Particulièrement quand il y a une obligation internationale de les rapporter comme dans la CDB et Ramsar, aussi bien que pour soumettre des données précises pour la Liste Rouge d'Espèces Menacées tenues par l'IUCN.

Les listes nationales d'espèces de poissons ont été générées à partir de la base de données à la clôture de ESBIO. Les listes complètes sont données dans Table 8.7, Annexe 8.4. Le nombre total des espèces de poissons enregistrées dans chaque pays est présenté dans la Table 3.3.

**Table 3.3 Nombre d'espèces de poissons enregistrées par la base de données dans chaque pays**

Pays	Nombre d'espèces	Longueur de la côte lacustre (km)
Burundi	192	165
R D Congo	175	790
Tanzanie	192	662
Zambie	205	221

En prenant la longueur de la côte lacustre en compte, et vues les cartes des sites d'exploration (Figure 3.1), la R D du Congo et la Tanzanie ont toutes été sous-échantillonnées et devraient être ciblées dans les travaux ultérieurs.

Nakaya (1993) a généré une liste nationale d'espèces de poissons pour la Zambie: enregistrant un total de 140 espèces, non compris les rivières. Toutes les espèces de la liste de Nakaya sont incluses dans la liste générée par la base de données de littérature. Le rapport entre les familles est très similaire dans toutes les listes nationales, avec les cichlidés qui dominent – 78% de la liste de Nakaya et 73% de la liste de base de données de littérature. Trois familles supplémentaires sont comprises dans la liste de la base de données de littérature, comme suit: Citharinidae (une espèce unique); Cyprinidae (trois espèces) et Tetraodontidae (une espèce unique). Le même auteur, avec quelques collègues, a aussi exploré les eaux burundaises et a généré une liste nationale (Takahashi et al, 1995). Une fois encore la base de données de littérature rassemble les 76 espèces de la liste (82% de cichlidés) et en ajoute encore. Un plus grand nombre de familles sont incluses dans la liste de la base de données de littérature, bien qu'elles sont représentées par peu d'espèces comme suit: Anabantidae (une espèce); Characidae (six espèces); Clariidae (trois espèces); Clupeidae (deux espèces); Distichodontidae (une espèce); Malapteruridae (une espèce); Mormyridae (une espèce) et Protoperidae (une espèce).

La Table 3.4 donne une liste avec le nombre d'espèces de poissons par famille qui sont trouvées dans chaque pays. Les caractères en gras indiquent quand une famille contribue pour plus de 5% dans le total général. Comme on pouvait s'y attendre, le schéma est plus ou standard entre tous les pays: les Cichlidés représentent la majorité des espèces de poissons trouvées (68 – 73 %), avec seulement une sur trois autres familles contribuant pour >5% aux listes nationales totales.

A partir des listes d'espèces nationales générées par la base de données, il est possible d'identifier les espèces trouvées exclusivement dans chaque pays riverain<sup>8</sup>. A partir de l'ensemble des données actuelles, il apparaît qu'un total de 49 espèces de poissons est trouvé exclusivement dans un des quatre pays, les nombres dans chacun sont les suivants: Tanzanie (6); Zambie (17); R D Congo (7); et Burundi (17). Alors que les nombres plus élevés pour les espèces trouvées exclusivement au Burundi et en Zambie reflètent l'intensité du travail d'exploration aquatique réalisé dans ces pays, ils soulignent aussi la diversité des poissons dans leurs eaux. Ces listes d'espèces sont dans la Table 3.5.

<sup>8</sup> Les données furent extraites de la base de données et les analyses furent réalisées dans une feuille de calcul Excel en utilisant la fonction 'vlookup'

**Table 3.4 Nombre d'espèces par famille enregistrées dans chaque pays riverain**

Famille	Burundi		RD Congo		Tanzanie		Zambie	
	no. spp	%	no. spp	%	no. spp	%	no. spp	%
Anabantidae	1	1%						
Bagridae	<b>13</b>	<b>7%</b>	<b>11</b>	<b>6%</b>	<b>10</b>	<b>5%</b>	<b>12</b>	<b>6%</b>
Centropomidae	4	2%	4	2%	4	2%	4	2%
Characidae	6	3%	1	1%	4	2%	5	2%
Cichlidae	<b>131</b>	<b>68%</b>	<b>127</b>	<b>73%</b>	<b>138</b>	<b>72%</b>	<b>149</b>	<b>73%</b>
Citharinidae					1	1%	1	0%
Clariidae	3	2%	4	2%	4	2%	4	2%
Clupeidae	2	1%	2	1%	2	1%	2	1%
Cyprinidae	<b>11</b>	<b>6%</b>	5	3%	7	4%	3	1%
Cyprinodontidae	2	1%	2	1%	2	1%	2	1%
Distichodontidae	1	1%						
Malapteruridae	1	1%	1	0%	1	1%	1	0%
Mastacembelidae	<b>9</b>	<b>5%</b>	<b>10</b>	<b>6%</b>	8	4%	5	2%
Mochokidae	6	3%	6	3%	7	4%	<b>10</b>	<b>5%</b>
Mormyridae	1	1%	1	1%	1	1%	3	1%
Polypteridae					2	1%	2	1%
Protopteridae	1	1%	1	1%			1	0%
Tetraodontidae					1	1%	1	0%
<b>Totaux</b>	<b>192</b>	<b>100%</b>	<b>175</b>	<b>100%</b>	<b>192</b>	<b>100%</b>	<b>205</b>	<b>100%</b>

**Table 3.5 Listes nationales d'espèces trouvées exclusivement dans chaque pays (espèces endémiques au lac Tanganyika en gras)**

Famille	Zambie (17)	Burundi (17)	Tanzanie (6)	RD Congo (7)
Anabantidae		<i>Ctenopoma muriei</i>		
Bagridae		<b><i>Lophiobagrus aquilus</i></b>		<b><i>Phyllonemus brichardi</i></b>
Characidae	<i>Bryconaethiops boulengeri</i>	<b><i>Brycinus rhodopleura</i></b>		
		<i>Micralestes stormsi</i>		
Cichlidae	<i>Astatotilapia stappersii</i>	<b><i>Astatoreochromis straeleni</i></b>	<b><i>Neolamprologus leloupi</i></b>	<b><i>Neolamprologus longicaudatus</i></b>
	<b><i>Baileychromis centropomoides</i></b>	<b><i>Astatoreochromis vanderhorsti</i></b>	<b><i>Spathodus erythrodon</i></b>	<b><i>Trematochromis schreyeni</i></b>
	<b><i>Cunningtonia longiventralis</i></b>	<b><i>Neolamprologus boulengeri</i></b>		<b><i>Tropheus annectens</i></b>
	<b><i>Greenwoodochromis bellcrossi</i></b>	<b><i>Neolamprologus falcicula</i></b>		
	<b><i>Haplochromis paludinosus</i></b>	<i>Oreochromis leucostictus</i>		
	<b><i>Lepidiolamprologus kendalli</i></b>	<b><i>Xenotilapia nasutus</i></b>		
	<b><i>Lepidiolamprologus nkambae</i></b>			
	<b><i>Neolamprologus mustax</i></b>			
	<b><i>Telotrematocara macrostoma</i></b>			
<b><i>Xenotilapia lestradii</i></b>				
Clariidae	<i>Clarias ngamensis</i>			
Cyprinidae		<i>Barbus altianalis altianalis</i>	<b><i>Barbus taenioleura</i></b>	<b><i>Barbus urostigma</i></b>
		<i>Barbus caudovittatus</i>	<b><i>Labeo dhonti</i></b>	
		<i>Barbus serrifer</i>		
		<i>Barbus somerini</i>	<b><i>Varicorhinus leleupanus</i></b>	
		<i>Raiamas salmolucius</i>		
Distichodontidae		<i>Distichodus sexfasciatus</i>		
Mastacembelidae		<b><i>Afromastacembelus plagiostomus</i></b>		<b><i>Afromastacembelus tanganicae</i></b>
				<b><i>Caecomastacembelus zebratus</i></b>
Mochokidae	<i>Synodontis polystigma</i>	<i>Synodontis benthicola</i>		
	<i>Synodontis serratus</i>			
	<i>Synodontis unicolor</i>			
Mormyridae	<i>Marcusenius stanleyanus</i>			
	<i>Mormyrops deliciosus</i>			
Polypteridae	<i>Polypterus endlicheri congicus</i>		<i>Polypterus ornatipinnis</i>	

#### **3.3.4 Listes nationales pour les mollusques**

Des analyses similaires ont été réalisées pour les mollusques, et des listes nationales complètes sont présentées dans la Table 3.6. Le nombre total d'espèces enregistré dans chaque pays se présente comme suit : Tanzanie, 29; Zambie, 24; Burundi, 28; et RD Congo, 18.

Ces résultats sont très préliminaires, comme cette analyse se base uniquement sur les données récoltées au cours du programme de terrain de ESBIO; les données sur les mollusques venant d'autres sources doivent encore être entrées dans la base de données. De plus, l'échantillonnage de ESBIO pour les mollusques est limité géographiquement à des études intensives à un ou deux sites dans chaque pays et de larges et rapides explorations de portions des côtes burundaises, tanzaniennes et zambiennes (comme le sont en fait les autres investigations). Toutefois, ces listes de ESBIO sont incluses ici pour fournir certaines données de base sur les mollusques échantillonnées dans chaque pays à la fin de l'étude. Il est intéressant de noter que les nombres d'espèces trouvées dans chaque pays ne sont pas très différents, même si les côtes sont assez variables pour ce qui est de la longueur. Ceci reflétera les différences dans l'effort d'échantillonnage de ESBIO. La plupart des espèces au Burundi ont été trouvées au cours d'une période d'échantillonnage de deux ans sur un seul site. Plus de 75 km de la côte tanzanienne ont été explorés pour les mollusques, mais la grande majorité des explorations étaient des événements isolés. Un total de 30 espèces furent récoltées par ESBIO, représentant moins de la moitié des 80 espèces de mollusques enregistrées antérieurement dans le lac Tanganyika. La plus grande partie du travail d'exploration pour les mollusques reste à faire.

**Table 3.6 Listes nationales complètes d'espèces de mollusques (provenant uniquement des explorations de ESBIO), avec les espèces exclusives à un pays indiquées en gras.**

Famille	Tanzanie	Zambie	Burundi	RD Congo
Mutelidae	<i>Mutela spekei</i>		<i>Mutela spekei</i>	<i>Mutela spekei</i>
			<b><i>Spathopsis anceyi</i></b>	
Unionidae	<i>Caelatura spp</i>	<i>Caelatura spp</i>	<i>Caelatura spp</i>	
	<b><i>Pseudospatha tanganyicensis</i></b>			
Thiaridae	<i>Anceya giraudi</i>	<b><i>Bathania howesii</i></b>	<i>Anceya giraudi</i>	<i>Anceya giraudi</i>
	<i>Bridouxia giraudi</i>	<i>Bridouxia giraudi</i> **	<i>Bridouxia giraudi</i>	<i>Bridouxia giraudi</i>
	<i>Lavigeria grandis</i>	<i>Bridouxia leucoraphe</i> **	<i>Bridouxia leucoraphe</i>	<i>Bridouxia leucoraphe</i>
	<i>Lavigeria paucicostata</i>	<i>Bridouxia praeclara</i> **	<b><i>Bridouxia ponsonbyi</i></b>	<i>Lavigeria grandis</i>
	<i>Lavigeria nassa</i>	<i>Lavigeria grandis</i>	<i>Bridouxia praeclara</i>	<i>Lavigeria sp A</i>
	<i>Lavigeria sp A</i>	<i>Lavigeria paucicostata</i>	<i>Lavigeria grandis</i>	<i>Lavigeria sp C</i>
	<i>Lavigeria sp B</i>	<i>Lavigeria sp A</i>	<i>Lavigeria sp A</i>	<i>Lavigeria spp</i>
	<i>Nov. gen n.sp</i>	<i>Lavigeria sp B</i>	<i>Lavigeria sp C</i>	<i>Nov. gen n.sp</i>
	<i>Nov. gen spinulosa</i>	<i>Limnotrochus thomsoni</i>	<i>Martelia tanganyicensis</i>	<i>Nov. gen spinulosa</i>
	<i>Paramelania crassigranulata</i>	<i>Nov. gen n.sp</i>	<i>Mysorelloides multisulcata</i>	<i>Paramelania imperialis</i>
	<i>Paramelania imperialis</i>	<i>Nov. gen spinulosa</i>	<i>Nov. gen n.sp</i>	<i>Reymondia horei</i>
	<i>Paramelania iridescens</i>	<b><i>Paramelania minor</i></b>	<i>Paramelania imperialis</i>	<i>Reymondia minor</i>
	<i>Reymondia horei</i>	<i>Reymondia horei</i>	<i>Paramelania iridescens</i>	<i>Spekia zonata</i>
	<i>Reymondia minor</i>	<i>Reymondia minor</i>	<i>Reymondia horei</i>	<b><i>Syrnolopsis gracilis</i></b>
	<i>Reymondia tanganyicensis</i>	<i>Spekia zonata</i>	<i>Reymondia minor</i>	<i>Syrnolopsis lacustris</i>
	<i>Spekia zonata</i>	<i>Syrnolopsis lacustris</i>	<i>Reymondia tanganyicensis</i>	<i>Syrnolopsis minuta</i>
	<i>Stormsia minima</i>	<i>Syrnolopsis minuta</i>	<i>Spekia coheni</i>	<i>Tanganyicia neritinoïdes</i>
	<i>Syrnolopsis lacustris</i>	<i>Tanganyicia neritinoïdes</i>	<i>Spekia zonata</i>	
	<i>Syrnolopsis minuta</i>	<i>Tanganyicia rufofilosa</i>	<i>Stormsia minima</i>	
	<i>Tanganyicia neritinoïdes</i>		<i>Syrnolopsis lacustris</i>	
<i>Tanganyicia rufofilosa</i>		<i>Syrnolopsis minuta</i>		
		<i>Tanganyicia neritinoïdes</i>		
Viviparidae	<i>Neothauma tanganyicense</i>	<i>Neothauma tanganyicense</i>		

### 3.3.5 Listes des espèces de poissons dans les aires protégées

Le chapitre cinq de ce rapport traite en détails des explorations de ESBIO dans les eaux des parcs nationaux et donne les analyses, qui ont informé les recommandations sur la conservation de la biodiversité aquatique que nous avons fait à l'intention du programme d'action stratégique. Toutefois, en confectionnant des listes complètes à partir des données de la littérature, nous pouvons nous baser sur une source plus large de données, parce que d'autres chercheurs ont récolté des espèces dans ces eaux. Nous n'avons pas utilisé cet ensemble de données complètes pour l'exercice d'établissement de priorités de conservation, parce que les données de littérature couvrent une période de temps très longue, et peuvent ainsi ne pas refléter la diversité actuelle dans les parcs.

Les références sur lesquelles ont s'est basé sont notamment les suivantes:

#### Parc National de Mahale

- Explorations ESBIO (LTBP), 2000
- Kuwamura, 1987b
- Poll, 1971
- Snoeks et al., 1994
- Takamura, 1993

#### Parc National de la Rusizi

- Explorations ESBIO (LTBP), 2000
- Boulenger, 1920
- Ntakimazi 1995 (Projet Ecotones)
- Kawabata and Mihigo, 1982
- Kwetuenda, 1983
- Kwetuenda, 1987
- Mihigo, 1983
- Moore, 1903
- Poll, 1956
- Poll, 1971

#### Parc national de Nsumbu

- Allgayer, 1986
- Explorations ESBIO (LTBP), 2000
- De Vos and Snoeks, 1994
- De Vos and Thys Audenaerde, 1997
- Hori et al., 1995
- Konings, 1988
- Moore, 1903
- Nakaya et al, 1993
- Poll 1956
- Poll, 1971

#### Parc national de Gombe

- Explorations ESBIO (LTBP), 2000
- Ndaró, 1990
- Snoeks et al. 1994

Actuellement, seuls trois les parcs nationaux ont leurs limites qui s'étendent réellement jusque dans le lac (Mahale, Rusizi et Nsumbu), alors que les limites de Gombe s'arrêtent juste à la côte. Une partie des recommandations pour le PAS étaient de renforcer et, dans la mesure du possible, étendre les limites de ces parcs pour obtenir un réseau d'aires protégées pour les espèces lacustres (voir Chapitre 5 pour discussions détaillées et analyses). Cette section fournit des données supplémentaires en appui à cette recommandation et prend chaque parc comme si ses limites incluent la zone littorale.

La liste complète des poissons trouvés dans les eaux de chaque parc est présenté dans Table 8.8 (Annexe8.4). Le nombre total des espèces enregistrées dans chaque parc et la contribution que les explorations de ESBIO ont faites en complétant ces listes sont notés dans la Table 3.7.

**Table 3.7 Nombre des espèces de poissons enregistrées dans les eaux adjacentes à chaque parc national**

Parc National	Nombre d'espèces	Nombre d'espèces ajoutées par ESBIO au total (%)
Mahale	160	45 (28%)
Rusizi	102	5 (5%)
Nsumbu	99	66 (66%)
Gombe	67	52 (77%)

L'exploration de ESBIO a contribué aux listes de ces parcs à des degrés variés. Dans les eaux de Gombe, ESBIO a trouvé 52 espèces qui sont enregistrées dans aucune des références de la base de données de littérature (cad. 77% du total). ESBIO a ajouté 66

espèces (66% du total) au total de Nsumbu, 45 espèces (28% du total) à la liste de Mahale, et seulement 5 espèces additionnelles (5%) à la liste de Rusizi. Ces résultats pourraient indiquer l'intensité dans les explorations antérieures, les explorations du projet Ecotones ont par exemple été significatives dans les eaux de Rusizi, alors que Gombe a reçu moins d'attention en ce qui concerne les explorations aquatiques. Il devrait être noté que ces résultats ne sont pas directement affectés par la littérature entrée dans la base de données – la plus grande disponibilité des publications du Burundi à Bujumbura, où la majeure partie des entrées de données ont été faites, aura une influence. Cette sorte de distorsion s'amenuisera à mesure que plus de données seront fournies.

Takamura (1993) a exploré les eaux en face de Mahale, enregistrant 92 espèces de poissons, dont 26% étaient des non cichlidés. ESBIO a enregistré plus d'espèces (128); mais avec le même pourcentage de poissons non cichlidés. De Vos et Snoeks (1994) note l'importance du système de la Rusizi à la diversité de poissons non cichlidés, avec quelques 30 espèces enregistrées dans ses marécages et tributaires. Une comparaison avec les listes issues de la base de données en ce qui concerne les espèces uniques au bassin Nord (voir la section 3.3.2) et les espèces de poissons trouvées dans les eaux au large de la Rusizi renforce l'importance de ce parc pour le non cichlidés. Sur les 32 espèces trouvées exclusivement dans le bassin Nord, neuf sur les onze espèces dans les eaux de la Rusizi sont des non cichlidés (Anabantidae, Characidae et Cyprinidae).

De Vos et al (1994) note aussi que la majorité, c.à.d. 68%, des 103 non cichlidés trouvées dans les pièces d'eaux associées au lac Tanganyika étaient trouvées dans le drainage de la Malagarazi. En 1999, la division de la vie sauvage du gouvernement tanzanien - Wildlife Division - a soumis un papier d'information à Ramsar en vue d'obtenir la désignation de 3 250 ha de la plaine inondable de la Malagarazi - Muyovozi comme un site Ramsar. Ceci vint à l'attention du PBLT après la soumission de l'avis de ESBIO au PAS, qui recommandait que les pays riverains voient Ramsar comme un moyen d'élever le profil international des eaux du lac Tanganyika. Le souhait de Tanzanie a été exaucé et, le 13 août 2000, la plaine inondable de la Malagarazi - Muyovozi a été désignée comme étant un site Ramsar. Les poissons sont reconnus explicitement dans le paragraphe établissant la liste des caractéristiques de la plaine inondable:

« ...Le site est extrêmement important pour les grands mammifères, les oiseaux migrateurs et résidents, les poissons et les plantes (avec peut être un nombre aussi élevé que 50 espèces de poissons autochtones), aussi bien que pour l'apport de moyens de subsistance pour les communautés locales ».

Source: [www.ramsar.org/profiles\\_ur\\_tanzania.htm](http://www.ramsar.org/profiles_ur_tanzania.htm)

A partir des listes de parcs générées par la base de données de littérature de ESBIO, il est possible d'identifier quelles espèces ont été enregistrées exclusivement dans un parc (Table 3.8). Les listes pour Mahale et Rusizi appuient l'avis que ESBIO a soumis au PAS sur l'importance de ces parcs dans la conservation des poissons du lac Tanganyika (voir chapitre 5). Le petit nombre d'espèces enregistrées exclusivement à Gombe est probablement un reflet du peu d'attention que ces eaux ont eues, et sa petite taille par rapport à Mahale et Nsumbu, plutôt que d'une pauvreté de sa biodiversité aquatique.



**Table 3.8** Espèces de poissons enregistrées exclusivement dans les eaux de chaque parc national (gras indique qu'une espèce est endémique au lac Tanganyika)

Famille	Mahale (34)	Rusizi (26)	Nsumbu (15)	Gombe (2)
<b>Anabantidae</b>		<i>Ctenopoma muriei</i>		
<b>Bagridae</b>	<i>Phyllonemus filinemus</i>	<i>Bagrus docmak</i>		
		<b><i>Chrysichthys grandis</i></b>		
		<b><i>Chrysichthys stappersii</i></b>		
<b>Characidae</b>		<i>Alestes imberi</i>		
		<b><i>Brycinus rhodopleura</i></b>		
		<i>Micralestes stormsi</i>		
<b>Cichlidae</b>	<b><i>Bathybates horni</i></b>	<i>Astatoreochromis vanderhorsti</i>	<b><i>Lamprologus labiatus</i></b>	<b><i>Lamprologus kungweensis</i></b>
	<b><i>Bathybates vittatus</i></b>	<b><i>Gnathochromis permaxillaris</i></b>	<b><i>Lepidiolamprologus kendalli</i></b>	
	<b><i>Cyprichromis microlepidotus</i></b>	<b><i>Hemibates stenosoma</i></b>	<b><i>Lepidiolamprologus nkambae</i></b>	
	<b><i>Julidochromis ornatus</i></b>	<b><i>Oreochromis leucostictus</i></b>	<b><i>Lestradea stappersii</i></b>	
	<b><i>Julidochromis transcriptus</i></b>	<b><i>Tangachromis dhanisi</i></b>	<b><i>Limnochromis abeelei</i></b>	
	<b><i>Lamprologus signatus</i></b>	<b><i>Trematocara nigrifons</i></b>	<b><i>Neolamprologus mustax</i></b>	
	<b><i>Neolamprologus buescheri</i></b>	<b><i>Trematocara unimaculatum</i></b>	<b><i>Neolamprologus petricola</i></b>	
	<b><i>Neolamprologus christyi</i></b>	<b><i>Triglachromis otostigma</i></b>	<b><i>Neolamprologus pulcher</i></b>	
	<b><i>Neolamprologus gracilis</i></b>	<b><i>Xenotilapia caudafasciata</i></b>	<b><i>Perissodus eccentricus</i></b>	
	<b><i>Neolamprologus hecqui</i></b>	<b><i>Xenotilapia nigrolabiata</i></b>	<b><i>Simochromis pleurospilus</i></b>	
	<b><i>Neolamprologus longior</i></b>	<b><i>Xenotilapia ornatipinnis</i></b>	<b><i>Tropheus kasabae</i></b>	
	<b><i>Neolamprologus multifasciatus</i></b>			
	<b><i>Neolamprologus wauthioni</i></b>			
	<b><i>Ophthalmotilapia heterodonta</i></b>			
	<b><i>Ophthalmotilapia nasutus</i></b>			
	<b><i>Paracyprichromis nigripinnis</i></b>			
	<b><i>Plecodus multidentatus</i></b>			
	<b><i>Pseudosimochromis curvifrons</i></b>			

Famille	Mahale (34)	Rusizi (26)	Nsumbu (15)	Gombe (2)
Cichlidae	<i>Spathodus erythrodon</i>			
	<i>Tanganicodus irsacae</i>			
	<i>Telmatochromis brichardi</i>			
	<i>Telmatochromis burgeoni</i>			
	<i>Telmatochromis vittatus</i>			
	<i>Tropheus polli</i>			
Citharinidae			<i>Citharinus gibbosus</i>	
Cyprinidae	<i>Barbus taeniopleura</i>	<i>Barbus altianalis altianalis</i>		
	<i>Labeo dhonti</i>	<i>Barbus lineomaculatus</i>		
		<i>Barbus serrifer</i>		
		<i>Barbus somerini</i>		
		<i>Chelaethiops minutus</i>		
	<i>Raiamas salmolucius</i>			
Mastacembelidae	<i>Afromastacembelus albomaculatus</i>	<i>Caecomastacembelus frenatus</i>	<i>Caecomastacembelus micropectus</i>	<i>Caecomastacembelus flavidus</i>
Mochokidae	<i>Synodontis dhonti</i>		<i>Synodontis serratus</i>	
	<i>Synodontis granulatus</i>			
	<i>Synodontis nigromaculatus</i>			
	<i>Synodontis polli</i>			
Mormyridae			<i>Marcusenius stanleyanus</i>	
Polypteridae	<i>Polypterus endlicheri</i>	<i>Protopterus aethiopicus</i>		

### 3.3.6 Poissons non trouvés dans les eaux des parcs

Il est utile de noter quelles espèces de poissons n'ont **pas** été enregistrées au sein des parcs nationaux, et ne font pas ainsi l'objet d'un effort de conservation direct quelconque. Des analyses sur feuilles de calculs ont été utilisées pour identifier ces espèces: un total de 163 espèces de poissons ont été trouvées et, en utilisant la base de données de littérature, nous avons déterminé où elles ont été récoltées. La Figure 3.5 montre la distribution de ces espèces « non protégées ».

Les zones intéressantes soulignées par la carte comprennent: le sud d'Uvira (déjà identifié par ES BIO dans ses recommandations au PAS<sup>9</sup> comme méritant une certaine forme de protection), la côte burundaise au sud de Rumonge, Kipili en Tanzanie (noté aussi précédemment comme une zone qui a été sous-explorée), Mpulungu (intéressant si on considère sa proximité avec un centre habité et ainsi potentiellement plus menacé) et la côte nord de Nsumbu en Zambie.

Cette carte doit être revue à la lumière de la stratégie de conservation préconisée par ES BIO. La stratégie est présentée dans notre recommandation au PAS et le chapitre 5 de ce rapport donne les analyses qui appuient l'approche proposée. En bref, nous avons recommandé au PAS que le développement d'une gestion intégrée de la zone côtière (GIZC) constituerait la meilleure stratégie pour aborder les menaces généralement localisées auxquelles la biodiversité du lac Tanganyika est confronté, et permettrait un certain degré de protection à étendre aux espèces non représentées dans les zones de parcs.

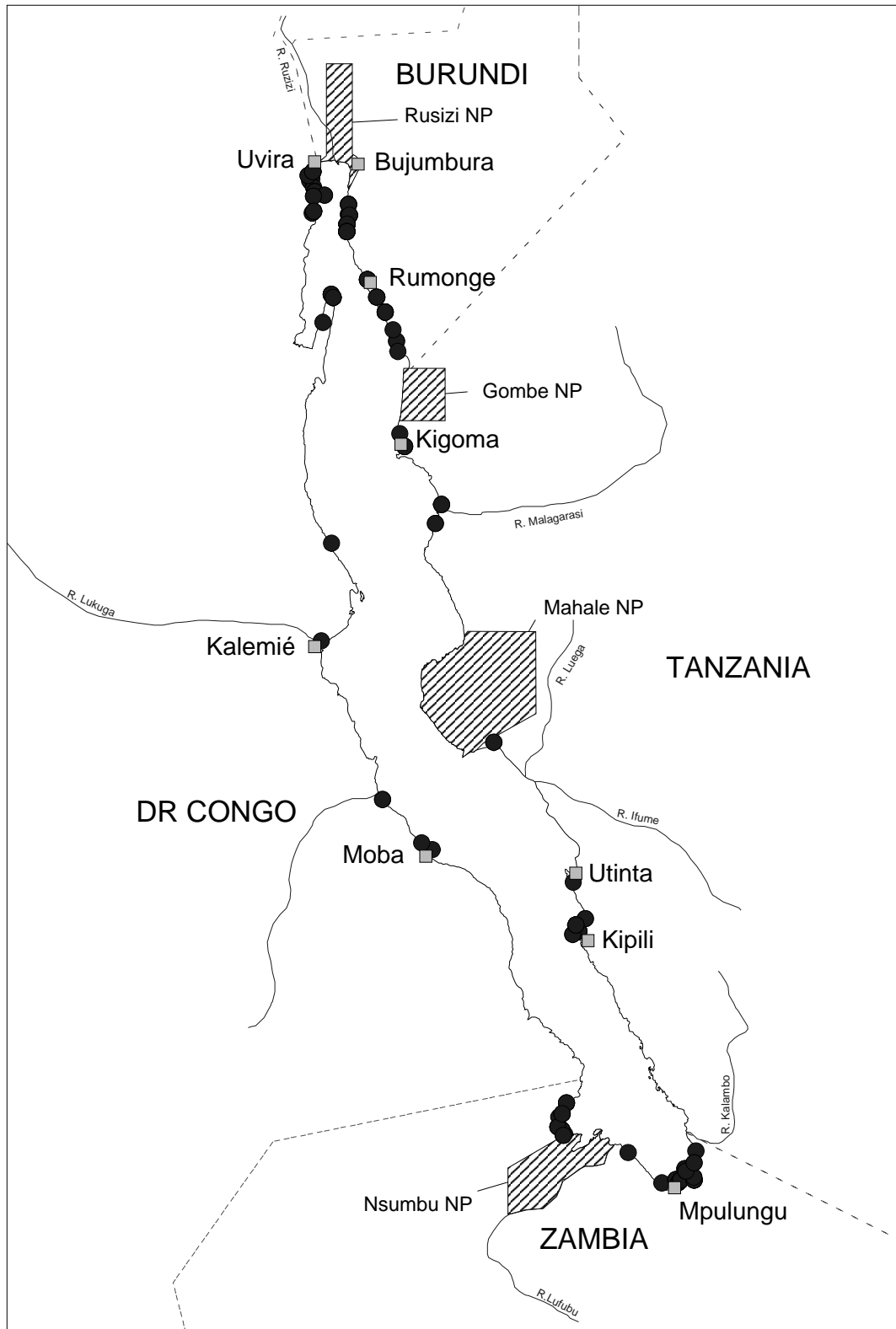
Nous prenons cette carte comme une bonne base pour informer le développement de la GIZC du lac Tanganyika. Il se base sur la connaissance actuelle de l'état de conservation des espèces de poissons dans le lac et identifie largement les sites potentiels pour un intérêt de conservation qui pourraient recevoir une priorité pour un travail futur dans cette zone.

Un sous-ensemble de cette large analyse est le degré selon lequel les espèces trouvées exclusivement dans un pays sont incluses dans son réseau d'aires protégées et, peut être d'une manière plus importante, quelles espèces ne sont pas protégées. La Table 3.9 représente les listes nationales exclusives de poissons et souligne celles qui tombent en dehors des aires protégées sont en gras. Parmi les pays qui ont des parcs aquatiques, c.à.d. en excluant la R D du Congo, la Zambie a le plus haut pourcentage d'espèces exclusives à ses eaux qui ne sont pas protégées, avec 77% qui tombent en dehors des limites de Nsumbu. Le Burundi est le suivant avec 44% de ses espèces exclusives qui tombent en dehors des eaux de Rusizi (noter le manque de protection effective offerte à ces eaux). La Tanzanie, avec ses deux parcs s'étendant dans le lac, a 29% de ses espèces exclusives qui tombent en dehors de Gombe et Mahale.

Des analyses similaires peuvent être faites en comparant les espèces trouvées exclusivement dans un des trois bassins avec les listes des parcs. Les eaux zambiennes abritent la majorité des espèces trouvées exclusivement dans le bassin sud (Table 3.2). Sur les 22 espèces enregistrées dans le bassin sud, 17 sont dans les eaux zambiennes et seulement six<sup>10</sup> parmi celles-ci sont trouvées dans les eaux de Nsumbu, c.à.d. qu'elles tombent dans le réseau actuel de zones protégées. Ceci renforce le besoin de voir au delà des aires protégées comme la seule solution pour la conservation des espèces: il y a un besoin évident pour équilibrer la dépendance de la Zambie sur le lac Tanganyika et ses côtes pour soutenir la population de cette zone et la biodiversité dans ces eaux. La Rusizi offre plus de protection pour ses 34 espèces trouvées exclusivement dans le bassin nord, puisque 11 sont trouvées dans ses eaux (voir Table 5.8, Chapitre 5 pour une revue de la situation actuelle de la Rusizi).

<sup>9</sup> Voir Allison et al (2000), le document du PAS pour plus de détails.

<sup>10</sup> Quatre Cichlidés et deux non Cichlidés, une espèce chacune de Mochokidae et de Mormyridea. Trois sur les six espèces sont endémiques au lac Tanganyika.



**Figure 3.5** Carte indiquant la localisation des espèces de poissons qui n'ont pas été enregistrées dans les eaux adjacentes aux quatre parcs nationaux sur le lac Tanganyika.

**Table 3.9 Protection offerte aux espèces trouvées exclusivement dans chaque pays (celles qui ne sont pas protégées sont soulignées en gras)**

Famille	Zambie (78 %)	Burundi (44 %)	Tanzanie (29 %)	RD Congo (100 %)
Anabantidae		<i>Ctenopoma muriei</i>		
Bagridae		<b><i>Lophiobagrus aquilus</i></b>		<b><i>Phyllonemus brichardi</i></b>
Characidae	<b><i>Bryconaethiops boulengeri</i></b>	<i>Brycinus rhodopleura</i>		
		<i>Micralestes stormsi</i>		
Cichlidae	<b><i>Astatotilapia stappersii</i></b>	<b><i>Astatoreochromis straeleni</i></b>	<b><i>Neolamprologus leloupi</i></b>	<b><i>Neolamprologus longicaudatus</i></b>
	<b><i>Baileychromis centropomoides</i></b>	<i>Astatoreochromis vanderhorsti</i>	<i>Spathodus erythrodon</i>	<b><i>Trematochromis schreyeni</i></b>
	<b><i>Cunningtonia longiventralis</i></b>	<b><i>Neolamprologus boulengeri</i></b>		<b><i>Tropheus annectens</i></b>
	<b><i>Greenwoodochromis bellcrossi</i></b>	<b><i>Neolamprologus falcicula</i></b>		
	<b><i>Haplochromis paludinosus</i></b>	<i>Oreochromis leucostictus</i>		
	<i>Lepidolamprologus kendalli</i>	<b><i>Xenotilapia nasutus</i></b>		
	<i>Lepidolamprologus nkambae</i>			
	<b><i>Neolamprologus mustax</i></b>			
	<b><i>Telotrematocara macrostoma</i></b>			
<b><i>Xenotilapia lestradii</i></b>				
Clariidae	<b><i>Clarias ngamensis</i></b>			
Cyprinidae		<i>Barbus altianalis altianalis</i>	<i>Barbus taeniopleura</i>	<b><i>Barbus urostigma</i></b>
		<b><i>Barbus caudovittatus</i></b>	<i>Labeo dhonti</i>	
		<i>Barbus serrifer</i>	<i>Varicorhinus leleupanus</i>	
		<i>Barbus somerini</i>		
		<i>Raiamas salmolucius</i>		
Distichodontidae		<b><i>Distochodus sexfasciatus</i></b>		
Mastacembelidae		<i>Afromastacembelus plagiostomus</i>		<b><i>Afromastacembelus tanganicae</i></b>
				<b><i>Caecomastacembelus zebratus</i></b>
Mochokidae	<b><i>Synodontis polystigma</i></b>	<b><i>Synodontis benthicola</i></b>		
	<i>Synodontis serratus</i>			
	<b><i>Synodontis unicolor</i></b>			
Mormyridae	<i>Marcusenius stanleyanus</i>			
	<b><i>Mormyrops deliciosus</i></b>			
Polypteridae	<b><i>Polypterus endlicheri congicus</i></b>		<b><i>Polypterus ornatipinnis</i></b>	

Les points suivants donnent une liste d'informations supplémentaires qui pourraient faire avancer une stratégie de GIZC pour le lac Tanganyika sur la base de cette carte.

- Analyse des espèces (poissons et autres groupes taxa) à chaque site en terme d'endémisme, de rareté, de dynamisme des métapopulations, de valeur pour les communautés locales ou « globalement ».
- Analyse de la valeur relative des espèces (poissons et autres groupes taxa) trouvées à chaque site en rapport comparaison avec le réseau actuel d'aires protégées, c.à.d. la complémentarité (voir section 5.4.4).
- Evaluation des menaces– nature et degré – auxquelles ces sites sont exposés et établissement des priorités d'action sur une base nationale et régionale.
- Evaluation de l'utilisation actuelle de ces eaux et des terrains avoisinants par les communautés locales pour aider à déterminer le type et le niveau de protection qui pourrait y être mise en place et le coût probable de tout changement de la situation actuelle pour ces populations.

A partir de cet ensemble de données, il est possible de faire des analyses intéressantes à des niveaux taxonomiques au dessus de l'espèce, par exemple dans une évaluation de «taxon supérieur » (famille et genre) de poissons non trouvés dans le réseau actuel de parcs (Table 3.10). Les 37 espèces de Cichlidés « non protégées » sont réparties sur 21 genres, Neolamprologus apportant la contribution la plus importante avec 19%. Parmi ceux qui restent, aucun genre ne contribue pour plus de 10% du nombre total d'espèces trouvées en dehors du réseau de parcs. Alors que parmi les Cyprinidae, le genre Barbus contribue pour la moitié des 24 espèces "non protégées" (parmi lesquelles seulement 4 sur les 12 sont endémiques pour le lac Tanganyika).

**Table 3.10 Nombre d'espèces de poissons par famille qui ne sont enregistrées dans un parc national**

Famille	Nombre d'espèces	Nombre d'espèces endémiques
Amphiliidae	2	-
Anabantidae	1	-
Bagridae	6	5 (84%)
Characidae	5	1 (20%)
Cichlidae	37	32 (86%)
Clariidae	6	-
Cyprinidae	24	5 (21%)
Cyprinodontidae	2	-
Distichodontidae	1	-
Kneriidae	1	1 (100%)
Mastacembelidae	4	4 (100%)
Mochokidae	5	-
Mormyridae	3	-
Polypteridae	3	-
Schilbeidae	2	-
Tetraodontidae	1	-

### 3.3.7 Listes des espèces de mollusques dans les parcs.

Comme noté plus haut, les seules données sur les mollusques disponibles pour les analyses à ce stade sont celles récoltées dans le cadre du programme de terrain de ESBIO. Comme nous connaissons très bien cet ensemble de données, il est possible de donner quelques informations sur leur récolte aidant leur interprétation. A Mahale et Gombe, les plongeurs<sup>11</sup>

<sup>11</sup> A Mahale, les plongeurs ont échantillonné à de plus grandes profondeurs, allant jusqu'à 20 m, mais le programme d'échantillonnage a été revu ultérieurement pour aller jusqu'à un maximum de 15m et ceci est la plus grande profondeur d'échantillonnage à Gombe.

ont récolté des données sur une gamme d'habitats, tandis que les crocodiles dans les eaux adjacentes à Nsumbu et Rusizi ont limité ESBIO à échantillonner les sites sablonneux avec une drague. Il n'y pas eu mollusques récoltés dans les dragues devant la Rusizi et ainsi ce site n'est pas inclus dans les discussions ultérieures sur la diversité des mollusques dans les aires protégées. Bien qu'au moins trois espèces soient connues devant la Rusizi (West, données non publiées), leur distribution est très irrégulière, probablement à cause de la forte charge de sédiments déposés par la Rusizi. La Table 3.11 présente les listes de toutes les espèces enregistrées dans les eaux des trois parcs nationaux; les espèces trouvées exclusivement dans un parc sont indiquées en gras.

**Table 3.11 Listes de tous les mollusques trouvés dans un parc national lors des explorations de ESBIO.**

Mahale	Gombe	Nsumbu
<b>Anceya giraudi</b>	<i>Lavigeria grandis</i>	<b>Bathanalia howesii*</b>
<i>Lavigeria grandis</i>	<b>Lavigeria nassa</b>	<b>Limnotrochus thomsoni*</b>
<b>Lavigeria paucicostata</b>	<i>Lavigeria sp A</i>	<i>Neothauma tanganyicense*</i>
<i>Lavigeria sp A</i>	<i>Lavigeria sp B</i>	<i>Syrnolopsis minuta*</i>
<i>Lavigeria sp B</i>	<i>Mutela spekei*</i>	<i>Tanganyicia neritinoïdes*</i>
<i>Mutela spekei*</i>	<i>Neothauma tanganyicense*</i>	<i>Tanganyicia rufofilosa*</i>
<i>Neothauma tanganyicense*</i>	<b>Paramelania imperialis*</b>	
<b>Nov. gen spinulosa</b>	<i>Reymondia horei</i>	
<b>Paramelania crassigranulata*</b>	<i>Spekia zonata</i>	
<b>Paramelania iridescens*</b>	<i>Syrnolopsis lacustris*</i>	
<b>Pseudospatha tanganyicensis*</b>	<i>Syrnolopsis minuta*</i>	
<i>Reymondia horei</i>	<i>Tanganyicia neritinoïdes*</i>	
<b>Reymondia minor</b>		
<i>Spekia zonata</i>		
<b>Stormsia minima</b>		
<i>Syrnolopsis lacustris*</i>		
<i>Syrnolopsis minuta*</i>		
<i>Tanganyicia neritinoïdes*</i>		
<i>Tanganyicia rufofilosa*</i>		
Le texte en gras indique les espèces trouvées exclusivement dans un parc		
*' indique des espèces vivant sur des zones sablonneuses		

Les eaux protégées au large du Parc National de Mahale Mountains abritent dix-neuf espèces de mollusques alors que les eaux au large du Parc National de Gombe Stream abritent douze espèces enregistrées. Mahale a potentiellement une gamme d'habitats plus étendue pour les mollusques, comprenant de larges lits de coquilles, et est une zone plus grande (60 contre 16 km de côtes lacustres). Nsumbu a des habitats similaires à celles trouvées à Mahale, et une ligne de côte légèrement plus longue (77 km). Malheureusement, nous ne pouvons pas faire de comparaisons directes de la diversité des mollusques entre Nsumbu et les parcs tanzaniens parce que les mollusques dans la liste de Nsumbu ont été explorés à l'aide du dragage (ainsi ces espèces sont trouvées sur des substrats sablonneux) alors que les plongeurs ont explorés les mollusques de Mahale et de Gombe sur toute une gamme de substrats sablonneux et rocheux. Toutefois, si nous considérons seulement les espèces de zones sablonneuses des parcs tanzaniens, annotées avec une astérisque, les explorations en plongée à Mahale ont noté neuf espèces de substrats sablonneux, les explorations en plongée à Gombe ont noté six espèces de substrats sablonneux et les explorations à Nsumbu par le dragage ont noté six espèces de substrat sablonneux. Des espèces supplémentaires, comprenant *Tanganyicia michelae*, *Tiphobia horei* et *Paramelania* spp. sont connues à partir d'explorations antérieures par dragage à Nsumbu (West 1995, données non publiées).

Il est intéressant de noter que le dragage intensif à Nsumbu n'a récolté aucune espèce de bivalve. Ceci peut être un artefact dû au matériel d'échantillonnage et aux stratégies du cycle biologique des bivalves. Les bivalves dans le Tanganyika, spécialement le grand *Mutela spekei*, passent un temps considérable enterrés dans le substrat, avec seulement leur

siphon déployé. Leurs trous sont évidents pour les plongeurs qui peuvent facilement les déterrer, mais ils peuvent passer inaperçu avec la drague.

### 3.4 Discussion et Conclusions

Comme beaucoup d'autres points de haute biodiversité à travers le monde, le lac Tanganyika a une longue histoire d'investigation scientifique sur sa flore et sa faune. Comme ces enregistrements historiques datent d'avant le développement relativement récent des méthodes formelles d'évaluation de la biodiversité, elles présentent une riche et stimulante source de données sur laquelle on pourrait s'adresser pour aborder les questions actuelles de conservation. Dans ce contexte, la base de données de littérature de ESBIO fournit un outil puissant pour les planificateurs et les chercheurs pour organiser et interroger la masse des données sur les espèces aquatiques du lac Tanganyika et leur distribution.

Comme les données ont été récoltées avec une variété de méthodes et pour différents raisons, elles représentent seulement des données sur la présence, sans pouvoir fournir des données statistiquement comparables requises pour déduire de l'absence à un site particulier. Ceci est aggravé par une tendance pour ceux qui font des collections taxonomiques de ne pas récolter des espèces déjà rencontrées et de se concentrer sur la nouvelle (Colwell et Coddington, 1994). Ainsi, comme une exploration avance typiquement des zones accessibles vers celles qui sont moins fréquemment visitées, la présence d'espèces communes et ubiquistes ne présentent plus d'intérêt, et tend à être sous-enregistrées (Colwell et Coddington, 1994). Dans le lac Tanganyika, l'accent des taxonomistes et des biologistes de l'évolution sur la distribution disjointe de certaines espèces, en appui pour les théories de sympatrie et de spéciation micro-allopatrique (voir Martens, 1977), tendait à masquer le fait que la vaste majorité des espèces ont une distribution réellement très large. Ce fait est rarement exprimé, mais il peut aussi être perçu par analyse des distributions d'espèces connues dans les listes de faunes dans Coulter (1991) et d'autres auteurs comme Devos et al (1994). Nous accentuons ce décalage entre le tableau commun et la réalité parce qu'il est d'une importance vitale dans la détermination des besoins de conservation. Un lac dans lequel chaque rocher contiendrait un ensemble unique d'espèces non trouvées nulle part ailleurs aurait besoin d'une aire protégée immense pour être sûr que la majorité des espèces sont représentées. Par contre, un lac dans lequel la plupart des espèces sont distribuées très largement avec seulement quelques espèces qui ont des distributions limitées pourrait bénéficier d'une protection à travers une sélection judicieuse d'un nombre limité de sites appropriés appuyé par le maintien d'une qualité environnementale à l'échelle du lac.

Les défenseurs de la vue que la biodiversité du lac Tanganyika que "chaque rocher est unique" prennent refuge dans la diversité et de la variabilité génétique intra-spécifique pour appuyer cette thèse (p. ex. Verheyen E, Ruber L, 2000). Ils le font une fois encore sur la base de taxa choisis parce qu'ils sont connus, à travers la présence de sous-espèces ou de morphotypes locaux, pour présenter une telle structuration de la population. Le degré selon lequel cette caractéristique est très répandue n'est pas connu.

La base de données de littérature développée par ESBIO était ambitieuse, étant donné la taille de l'étude et le programme de terrain requis. Nous avons confiance que, même si la pleine capacité de la base de données doit encore être atteinte, son potentiel a été clairement illustré. Pour la première fois, des planificateurs et des chercheurs peuvent générer des listes d'espèces pour toute zone spécifiée, comme illustré par les listes nationales, de parcs, et de bassins présentées dans ce chapitre. Sur la gamme des cartes qui pourraient être produites à partir de la base de données, nous avons présenté des cartes indiquant l'emplacement des différents types d'exploration, aussi bien que ces espèces de poissons non trouvées dans le réseau actuel d'aires protégées. Ces cartes soulignent les zones potentiellement importantes pour la conservation et indiquent ainsi la priorité pour des recherches futures. Les résultats ont confirmé la contribution que les explorations de ESBIO ont faites pour les connaissances de base et à la compréhension de la diversité du lac Tanganyika.

Les contraintes clés sont actuellement en rapport avec la disponibilité de données supplémentaires et des ressources nécessaires, au delà de la vie du PBLT, pour continuer à développer cet outil de planification. Une relation informelle a été établie pour garder la base



de données vivante entre des chercheurs au Burundi et à Londres: en sachant que ceci n'est pas durable, des arrangements plus permanents sont en train d'être recherchés.

Les avancées technologiques futures comprendront une meilleure intégration avec le système SIG de telle manière que la cartographie et l'intégration avec les données d'autres disciplines (p. ex. les données sur la qualité des eaux, l'intensité de la pêche, y etc.) soit possible. L'ensemble de questions standards disponibles pour les utilisateurs novices de la base de données a besoin d'être agrandi pour inclure les analyses présentées ici. A mesure que plus de données seront entrées sur différents taxa, il devrait être possible d'analyser les relations entre la diversité de différents groupes taxonomiques sur un ensemble de sites. Ceci fournirait des données importantes sur la relation entre la diversité de différents taxa sur les mêmes sites – un prérequis pour toute tentative de faire une généralisation à propos de la biodiversité à partir de « substituts de la biodiversité totale ».

Avec des séries de données dans le temps sur des sites particuliers, il devrait aussi être possible d'examiner de suivre la disparition d'espèces avec le temps. La possibilité d'analyser la relation entre les espèces et l'habitat, si fondamentale pour la conservation de la biodiversité, devrait s'améliorer à mesure que les études effectuées.



## 4 EXPLORATIONS POUR L'ÉVALUATION DE LA BIODIVERSITÉ

### 4.1 Introduction

Avant le projet PBLT, il y avait un manque d'information sur les habitats aquatiques et les organismes y associés dans les zones à l'intérieur ou adjacentes aux Parcs Nationaux terrestres (Rusizi, Gombe, Mahale, Nsumbu). Quelques activités d'échantillonnage avaient eu lieu dans ces zones, mais ceci n'était pas fait sur une base d'explorations standardisées et comparables (Chapitre 3). Il y avait un besoin évident pour une exploration qui établirait une information de base sur les mesures de la biodiversité dans ces zones, pour appuyer l'analyse de leur valeur de conservation pour le lac, et pour fournir des comparaisons avec des zones qui n'avaient pas bénéficiées de protection à partir des secteurs terrestres adjacents. Avant que de telles explorations puissent être conduites, un travail considérable était requis pour développer une procédure d'exploration et construire la capacité de mettre les explorations en œuvre, depuis le problème de l'identification, en passant par l'exécution, jusqu'au rapport et aux analyses (Chapitre 2). Ces explorations visaient à construire sur base de l'expertise locale, et de minimiser la dépendance sur des apports extérieurs.

Dans ce chapitre, nous présentons les résultats du programme d'explorations de ESBIO qui ont été conduites entre 1997 et 2000. Nous utilisons la richesse spécifique et les indices de diversité pour des « substituts de la biodiversité totale » choisis pour comparer la biodiversité d'habitats similaires dans différentes zones du lac. Ces analyses appuient nos recommandations pour un choix judicieux d'aires protégées, et plus généralement de la stratégie de conservation (Chapitres 5 et 6).

### 4.2 Méthodes

#### 4.2.1 Activités d'exploration de ESBIO, 1997-2000

Une synthèse des activités entreprises par les équipes de ESBIO est donnée dans la Table 4.1. Les méthodes utilisées sont soulignées dans le Chapitre 2 et détaillées dans le SOP de ESBIO. La table définit les zones et les techniques qui donnent la base pour les analyses rapportées dans ces chapitres. Trois cartes indiquent les zones explorées (Figure 4.1, Figure 4.2 et Figure 4.3).

#### 4.2.2 Cartographie des habitats

Les habitats aquatiques littoraux ont été cartographiés en utilisant la technique de planche manta (et sa modification, la boîte "anti-croco", la où c'était nécessaire). Celle-ci donne une catégorisation large des substrats, qui sert pour deux fonctions: décrire la distribution des types d'habitats aquatiques littoraux de 2 à 20 m de profondeurs, et fournir la base pour la stratification ultérieure des profils d'habitats, et des activités d'exploration des poissons et des mollusques. Les zones cartographiées avec la planche manta sont indiquées dans la Table 4.1. Lors du travail sur le terrain, les résultats des explorations manta étaient transcrites sur des copies de cartes pour mieux planifier les explorations suivantes. La Figure 4.4 illustre une de ces cartes de travail pour l'exploration du Parc National de Nsumbu. La catégorisation et la distribution des substrats est donnée comme exemple de carte de grande échelle dans la section des résultats, où il est aussi synthétisé en forme de tableau.

Les profils de plongée ont été utilisés pour analyser les caractéristiques des habitats spécifiques aux sites sur lesquels les explorations de la faune devaient ensuite être entreprises. Elles servent aussi à la cartographie de habitats aquatiques jusqu'à une profondeur de 25 m, et de tracer un profil bathymétrique des zones explorées. Un échantillon de graphique d'un profil d'habitat en plongée est donné dans la Figure 4.5. Cette figure montre seulement les caractéristiques d'habitat sur une grande échelle. Des détails plus fins étaient enregistrés et les données sont disponibles dans la base de données. Si un travail d'exploration ultérieur est entrepris en utilisant ces protocoles, la taille ces échantillons sera alors suffisante pour tenter des analyses liant ces caractéristiques détaillées d'habitat aux associations d'espèces à travers l'analyse de composantes principales ou autres techniques multivariées. Dans les analyses actuelles, nous utilisons seulement la cartographie à grande échelle pour catégoriser largement les substrats pour des analyses comparatives de la richesse spécifique et la diversité.

**Table 4.1 Synthèse des activités d'exploration de ESBIO.**

Pays	Zone	Dates des explorations	Manta (km) *	Profil (nombre)	SVC (nombre)	RVC (nombre)	Filets maillants (nombre)	Transects pour mollusques (nombre)	Dragage pour Mollusques (nombre)
Burundi	Rusizi	Mars-Mai 1998	-	4	-	-	86	3	2
	Gitaza	Déc 1998, Oct-Déc 1999	✓	9	6	4	1	6	
	Sud Burundi	Juin 1999	✓	6	7	6	2		-
	Baie de Bujumbura	Jan, Fév, Nov, Déc 1999	-	4	-	-	18	2	3
R D Congo	Uvira	Jul, Oct, Nov 1998 et Oct, Déc 1999	✓	14	16	7	24	7	-
	Pemba, Luhanga, Bangwe	Déc 1998, Oct, Nov, Déc 1999	✓	11	11	7	10	7	-
Tanzanie	Gombe	Octobre 1997	20	19	16	-	6	-	-
	Kigoma	Déc 1999	✓	3	3	3	1	3	-
	Mahale	Mars à Avril 1999	60	27	27	26	26	27	-
Zambie	Kalambo/Lunzua	Jul, Sept, Oct 1998 et Juin, Jul, Sept 1999	✓	-	-	-	15	-	-
	Chikonde	Avril, Jul, Oct 1998 et Jan, Juin, Jul, Sept 1999	✓	-	-	-	8	-	-
	Mpulungu	Mai, Juin, Août, Oct, Nov, Déc 1998 et Fév, Avril, Jul, Sept, Oct, Déc 1999	✓	2	-	2	30	-	3
	Lufubu / Chisala	Déc 1998, et Jan, Fév, Mai, Juin, Jul, Août, Sept 1999	✓	-	-	-	16	-	-
	Katoto et al	Fév, Avril, Mai, Juin, Jul, Août, Sept, Nov 1998 et Jan, Fév, Mai, Juin, Jul, Août, Sept, Oct, Déc 1999	✓	20	5	16	11	-	-
	Nsumbu	Jul Août 1999	77	17**	-	-	38	-	23
	Baie de Cameron	Décembre 1999	✓	3	2	-	3	-	-

\* Les distances couvertes par Manta ont été estimées pour les explorations dans les parcs nationaux. Toutefois, il n'est pas possible de calculer de manière rétrospective les distances couvertes par Manta sur les autres sites. Les marques indiquent où les explorations Manta ont été complètes.

\*\* Données sur les profils récoltées en utilisant un grappin à partir d'un bateau, parce que la plongée n'était pas réalisable

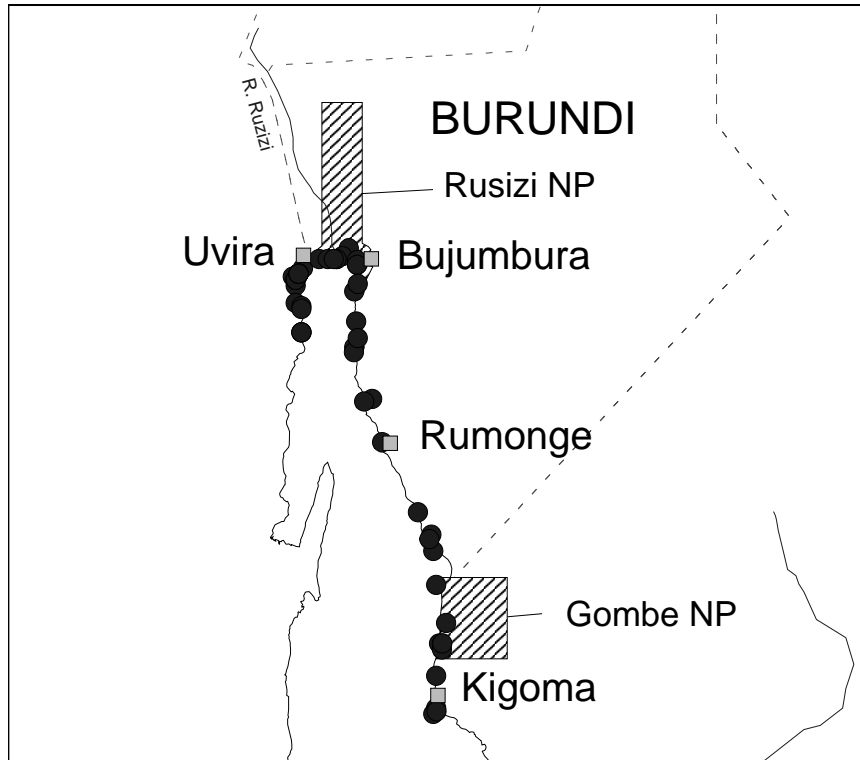


Figure 4.1 Carte des sites d'échantillonnage de ESBO dans le nord du lac.

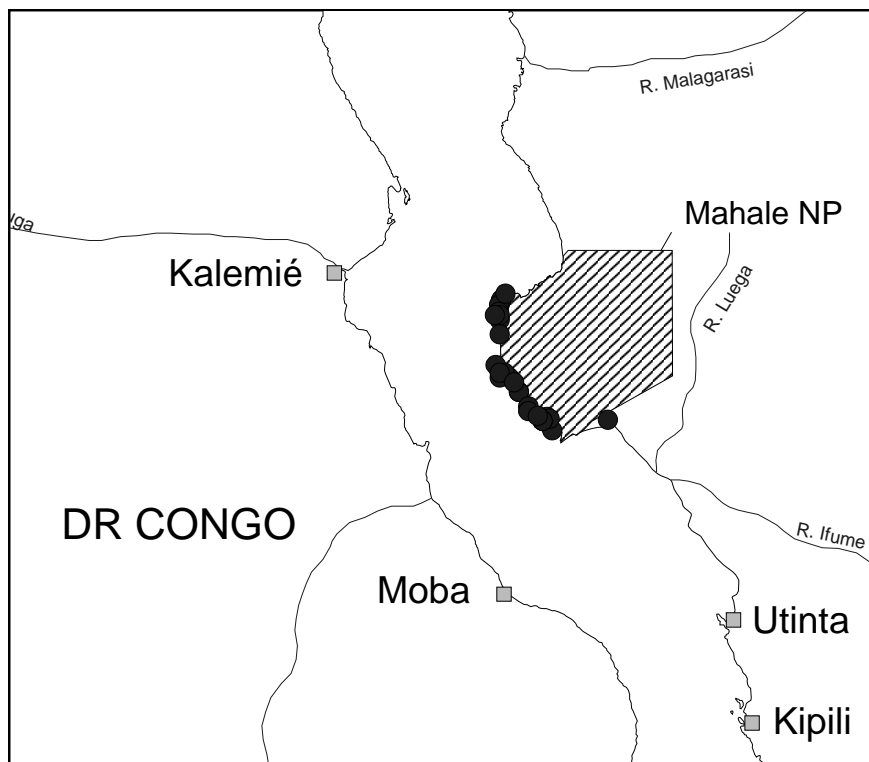


Figure 4.2 Carte des sites d'échantillonnage de ESBO dans la région de Mahale

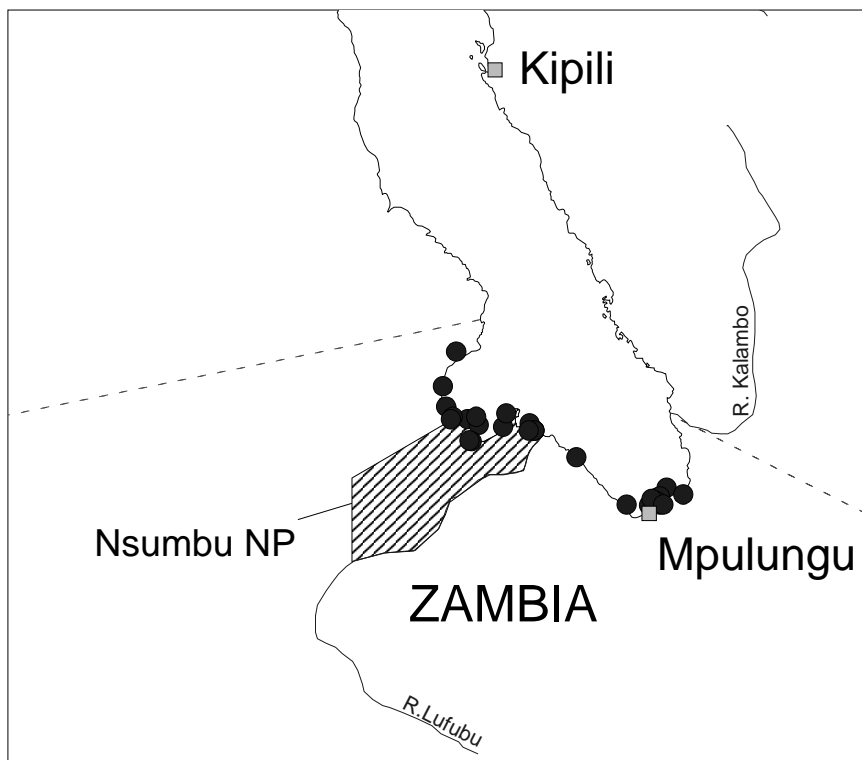
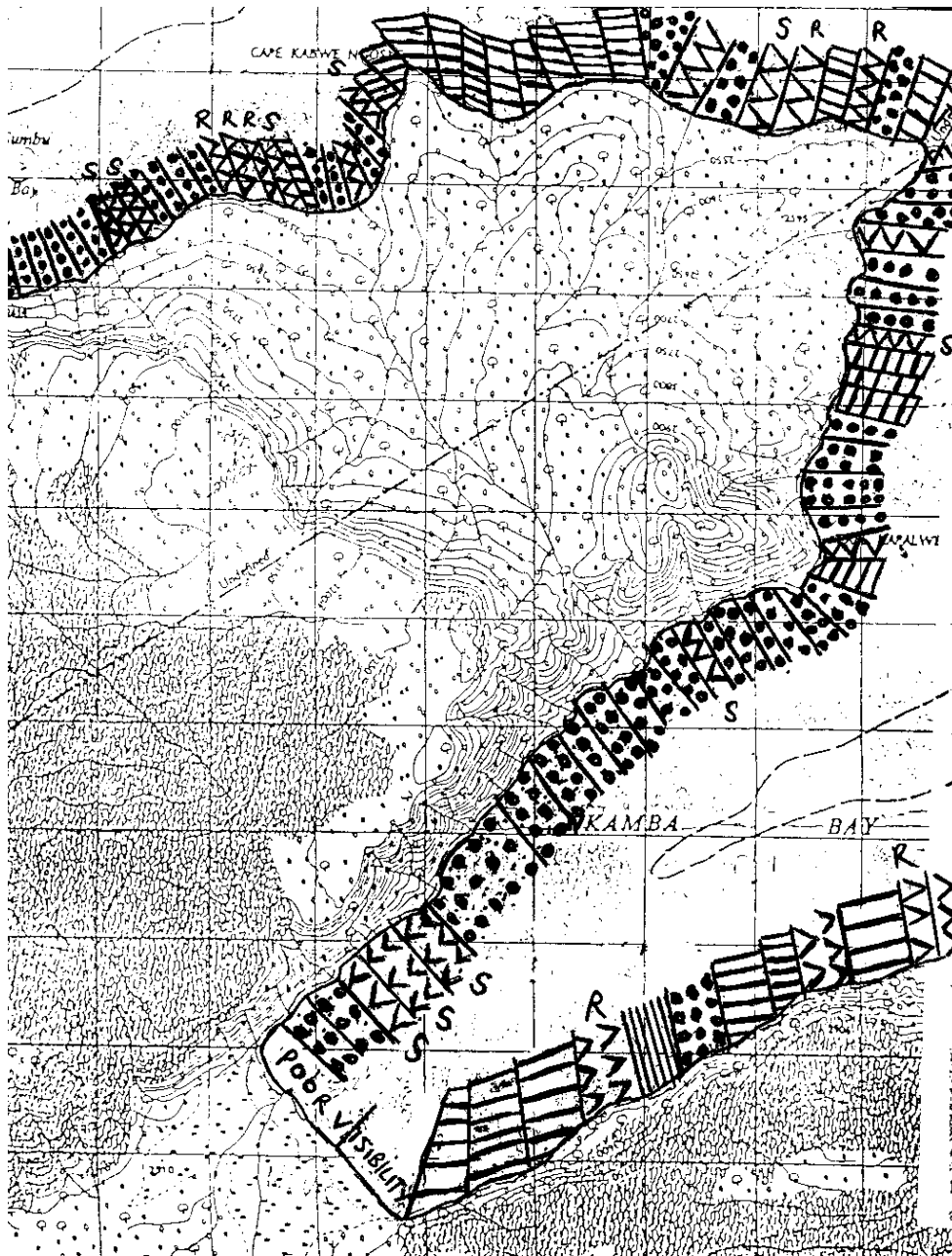


Figure 4.3 Carte des sites d'échantillonnage de ESBIO dans le sud du lac.



Key to symbols	
Symbol	Substrate type
	Sand
	Rock
	Gravel
	Mixed

Note: where the symbol for a Mixed substrate is annotated with an S or R it indicates a Mixed Sandy or Mixed Rocky substrate respectively

Figure 4.4 Exemple de carte de terrain d'une exploration manta des habitats le long d'un tronçon de la côte zambienne dans le parc national de Nsumbu.

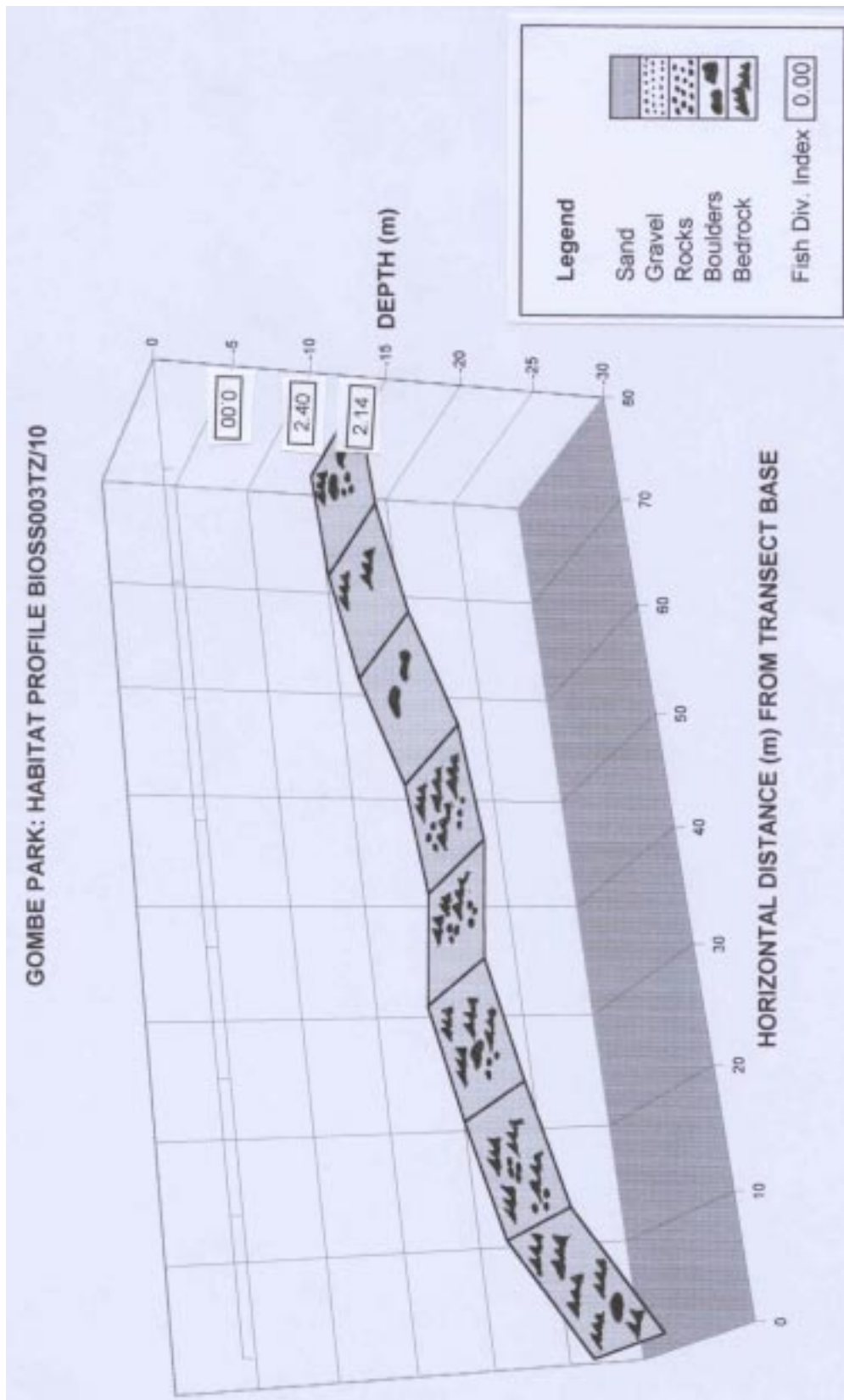


Figure 4.5 Résultats d'un profil de plongée, pris de l'exploration à Gombe.



### 4.2.3 Explorations de la diversité des poissons

Les explorations des poissons ont été utilisées comme un substitut pour des explorations de la biodiversité totale, pour donner une mesure de la valeur de conservation des zones protégées existants et potentiels. Le bien fondé de la concentration sur les poissons dans les explorations de la biodiversité est donnée dans la Section 2.5.2. Les poissons ont été explorés en utilisant les filets maillants et, là où c'était possible, des observations en plongée autonome avec SCUBA et utilisant des techniques d'inventaire visuel rapide et stationnaire (voir Chapitre 2).

Afin de fournir une base pour la comparaison de la diversité des poissons existant entre les zones, les données des explorations de poissons ont été utilisées pour calculer trois mesures de la diversité: richesse spécifique, indices de diversités de Shannon-Weiner et de Simpson.

Les erreurs d'échantillonnage (voir Sections 2.8 –2.10) associées à chacune des méthodes d'exploration (filets maillants, inventaire visuel stationnaire, inventaire visuel rapide) indiquent que les indices de diversité et les richesses spécifiques doivent être calculées séparément pour chacune des méthodes d'exploration. Les comparaisons entre les indices de diversité ont été faite seulement quand les explorations utilisées étaient comparables.

Pour SVC, les trois mesures de la diversité ont été calculée séparément pour chacune des principales catégories d'habitats (substrats rocheux dominant, sable dominant, et lits de coquilles). Les mesures de la diversité ont été calculées au sein de chaque zone de parc national, et pour de zones précises explorées en dehors des parc.

Pour les filets maillants, la richesse spécifique, les indices de diversité de Shannon-Weiner<sup>12</sup> et Simpson (voir Chapitre 2) ont été calculés séparément pour les poses de jour et de nuit, au sein de chaque zone de parc, et pour des zones précises explorées en dehors des parcs. Il a été reconnu très tôt que les filets posés pour la nuit étaient préférables parce qu'il récoltent une plus grande proportion de la communauté de poissons disponible, comprenant des poissons nocturnes non enregistrés par les autres techniques, mais les poses de filets maillants nocturnes n'ont pas toujours été possibles pour des raisons de sécurité. Pour cette raison, tous les sites explorés ne peuvent être comparés directement. Pour certains sites en Zambie, le petit nombre de répétitions de poses de filets maillants de jour et de nuit a conduit au regroupement des poses de jour et de nuit. Les indices de diversité et richesses spécifiques pour ces sites n'ont pas été comparés avec les autres où seulement les poses de filets de jour ou de nuit avaient été effectuées.

Pour RVC, seule la richesse spécifique et l'abondance relative peuvent être calculées. Des analyses séparées sont faites pour les tranches de profondeurs de 0-4m et 5-15m, mais les catégories d'habitats ne sont pas séparées puisque les transects de RVC couvraient habituellement une variété d'habitats.

Afin d'obtenir une estimation du nombre total d'espèces pour chaque zone principale d'exploration pour des analyses de complémentarité (Chapitre 5) les données de différentes méthodes d'exploration ont été combinées, mais le fait que des méthodes d'explorations comparables n'ont pas été utilisées dans toutes les zones doit être noté en faisant de telles comparaisons.

Pour les données des explorations avec SVC et les filets maillants, des comparaisons statistiques de la diversité entre zones ont été faites en utilisant les comparaisons du type t-test des indices de diversité de Shannon-Weaver (Zar, 1991), avec l'approximation de Bonferroni pour la correction de comparaisons multiples. Ceci accroît la probabilité des types d'erreurs II (défaut d'identification des différences significatives), mais garde une robustesse par rapport au type d'erreur I (trouver une différence significative quand il n'y en a pas en fait) et est ainsi statistiquement conservatoire.

<sup>12</sup> Noter que tous les indices de diversité ont été calculés en utilisant  $\text{Log}_{10}$ . Il est actuellement plus courant d'utiliser  $\text{Log}_e$ , qui tend à donner des indices  $>3$  quand il est appliqué aux données actuelles. Ceci est mentionné pour éviter toute préoccupation que les indices de diversité rapportés ici semblent être anormalement bas.

Les comparaisons permettent d'identifier si des habitats comparables, explorées avec des méthodes comparables et un effort d'échantillonnage adéquat (toutes testés dans la Section 2), ont une diversité de poissons significativement différente dans différentes parties du lac. Conscient de la possibilité d'erreurs du type II, nous n'avons pas fait toutes les combinaisons de paires de sites. Nous avons identifié les comparaisons d'un certain intérêt, et avons seulement testées celles-là. Les comparaisons faites comprennent celles entre les parcs existants ou proposés et les zones plus ou moins affectées (p. ex. le PN de Rusizi et la baie de Bujumbura), ou entre les zones où les habitats étaient similaires (p.ex. au voisinage de l'embouchure de rivières sur les côtes E et O sur le lac en Z ambie).

Certaines de ces comparaisons doivent, toutefois, être interprétées avec précaution, comme elles sont basées sur un effort variable d'échantillonnage (Magurran, 1988). Pour explorer la relation entre les indices de diversités calculés et la taille de l'échantillon, nous avons calculé les indices de diversité pour un exemple, puis ajouté des échantillons de répétition sans un ordre au hasard et recalculé l'indice, jusqu'à ce que l'échantillonnage soit terminé (càd. tous les échantillons de réplication inclus dans le calcul de l'indice de diversité). Les calculs étaient basés sur 100 prises au hasard de ce type, et étaient fait en utilisant le logiciel EstimateS (Colwell, 1997).

Les comparaisons de richesses spécifiques ont été fait en utilisant un variété d'estimateurs de la richesse à partir d'effort d'échantillonnage incomplet ou variable. Toutes ces méthodes sont basées sur des modèles théoriques sur les schémas d'abondance relative (ou de fréquence d'occurrence) d'espèces dans les réplifications d'échantillons (Coddington et Colwell, 1994). La plupart des méthodes sont applicables aux données d'abondance d'espèces, mais certaines sont aussi applicables aux données d'absence-présence d'espèces (comme les données de RVC et des transects pour mollusques). Deux de ces modèles furent utilisées pour explorer la finition de l'effort d'échantillonnage, avec le modèle de Clench qui donne probablement l'ajustement le plus réaliste pour les données observées d'espèces cumulées (Chapitre 2). Les méthodes utilisées ont été extraites de Colwell et Coddington (1994) et calculées en utilisant le logiciel EstimateS. Smax pour chaque strate d'exploration (défini par site, profondeur, substrat) est estimé à partir d'échantillons rangés au hasard, avec des estimations plus fiables produits à partir d'échantillons de plus grande taille. Ceci permet une dérivation de richesses spécifiques estimées à partir d'explorations incomplètes, même si la fiabilité de ces estimations pourra varier. Les procédures différent des courbes d'extrapolations ajustées empiriquement utilisées pour la taille de l'échantillon requis dans le Chapitre 2.

Colwell et Coddington (1994) suggèrent qu'une gamme d'estimateurs de la richesse spécifique soient utilisées, jusqu'à ce qu'on en sache plus à propos de la performance de chacune dans des circonstances spécifiques (p. ex. à partir de l'évaluation de la performance des estimations par rapport à une zone bien échantillonnée et bien connue. Henderson et Southwood (2000) suggèrent que l'estimateur basé sur l'incidence de Chao (ICE, détaillé plus bas) est en train d'émerger comme une mesure robuste et d'un bon rapport coût efficacité pour les explorations de poissons.

Les mesures suivantes furent utilisées pour SVC et les filets maillants:

1) Le modèle de Michaelis-Menton (MM).

$$S(N) = \frac{S_{max} N}{B + N};$$

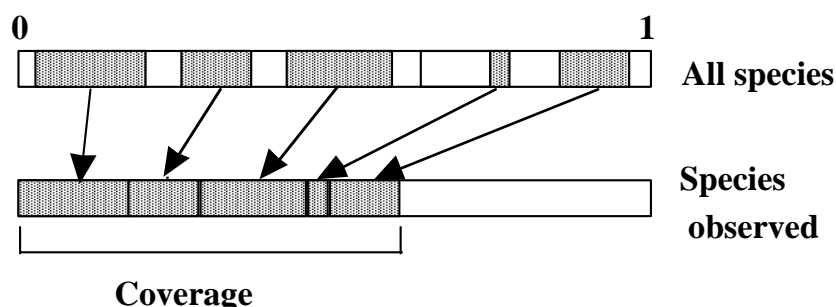
où  $S(N)$  = nombre d'espèces dans chaque événement d'échantillonnage  
 $S_{max}$  = richesse spécifique estimée (une constante ajustée)  
 $B$  = une constante ajustée  
 $N$  = nombre d'événement d'échantillonnage

Cette courbe asymptotique cumulée est équivalente mathématiquement au modèle de Clench (voir Chapitre 2) et est bien connue comme l'équation de Michaelis-Menton utilisé

dans les cinétiques enzymatiques et il y a ainsi plusieurs moyens d'estimer les paramètres et les erreurs statistiques. Pour cette analyse, nous avons utilisé un estimateur du maximum vraisemblable (voir Colwell et Coddington, 1994). Le logiciel EstimateS offre deux méthodes pour le calcul des estimations du maximum vraisemblable de  $S_{max}$ . La première méthode (MMRuns) calcule les estimations pour des valeurs de chacun des groupes successifs d'échantillons (niveau de regroupement) pour chaque série de prises au hasard, puis les moyennes avec les prises au hasard. S'il y a un échantillon individuel qui est plus riche que d'autres, la prise au hasard prend celui-là et, par chance, ajoute un échantillon riche tôt dans la courbe qui produit une estimation très élevée de la richesse spécifique. Ainsi les données de MMRuns sont souvent plutôt erratiques pour de petits nombres d'échantillons, même avec 100 prises au hasard. La deuxième méthode (MMMeans) calcule les estimations par niveau de regroupement d'échantillons juste une fois, à partir des courbes moyennes d'espèces cumulées. Dès que cette courbe devient assez lisse quand plusieurs prises au hasard sont effectuées, les estimations de MM sont beaucoup moins erratiques. Parce que les résultats les plus « périphériques » sont ainsi supprimés, les estimations de MMMeans sont habituellement plus basses que celles des méthodes MMRuns, pour des niveaux correspondants de regroupements d'échantillons, spécialement pour des échantillons de petites tailles (Colwell, 1997). Le choix, pour des petites tailles d'échantillons, est ainsi une sous-estimation systématique douce, et une estimation erratique mais non biaisée! Nous incluons toutes ces méthodes pour cette analyse.

2) ACE et ICE: Estimateurs de Couverture basés sur l'Abondance et l'Incidence (Chao and Lee, 1992; Colwell and Coddington, 1994; Colwell, 1997)

Chao et Lee (1992) ont développé une nouvelle classe d'estimateurs basés sur le concept statistique de la « couverture de l'échantillon ». La couverture est la somme des probabilités pour des espèces rencontrées, prenant en compte des espèces présents mais non observées. Ceci peut être illustré graphiquement (Figure 4.6) comme une unité de ligne brisée en S segments, la longueur de chaque segment représentant la vraie proportion formée par une des S espèces trouvées dans l'ensemble des échantillons (Colwell, 1997).



**Figure 4.6** Les principes théoriques derrière les estimateurs basés sur la couverture de la richesse spécifique. Les segments ombragés représentent les espèces échantillonnées, qui représenteront seulement une partie du nombre total des espèces présentes. La somme de ces segments est la couverture (pris de Colwell, 1997).

Ces estimateurs basés sur la couverture, connus dans la littérature comme 'Chao1' et 'Chao2' se sont avérés comme surestimant toujours la richesse spécifique, surtout quand les nombres d'échantillons étaient faibles (Colwell et Coddington, 1994). Ceci est dû au fait que beaucoup d'échantillons de richesses spécifiques contiennent des données dans lesquels certaines espèces sont très communes et d'autres sont très rares. Reconnaisant que dans de tels cas toute l'information utile à propos des classes non découvertes repose sur les classes rares et non découvertes, le nouvel estimateur de couverture basé sur l'abondance (ACE) se base sur ces espèces avec 10 ou moins d'*individus dans l'échantillon*. L'estimateur de couverture correspondant basé sur l'incidence (ICE) est basé sur les espèces apparaissant dans 10 *échantillons unitaires* ou moins. Les formules pour ces estimateurs

sont plutôt complexes, et le lecteur peut se référer à Colwell (1997: 18-20) pour plus d'explications.

### 3) Estimations de Jackknife (Jack1, Jack2) et de Bootstrap (Boot) basées sur l'incidence

Les estimations de la richesse spécifique peuvent être faites en utilisant des approches statistiques non paramétriques connues sous le terme de "jackknifing" et de "bootstrapping" (Smith et van Belle, 1984).

L'estimateur « jackknife » de premier ordre basé sur l'incidence utilise le nombre d'espèces qui apparaissent dans un seul événement d'échantillonnage ( $Q_1$ ) et le nombre d'événement d'échantillonnages ( $N$ ) pour estimer la richesse spécifique ( $S_{max}$ )

$$S_{max} = S_{obs} + Q_1 \left( \frac{N-1}{N} \right)$$

alors que le « jackknife » de deuxième ordre inclut aussi le nombre d'espèces qui apparaissent dans deux échantillons ( $Q_2$ ):

$$S_{max} = S_{obs} + \left( \frac{Q_1(2N-3)}{N} - \frac{Q_2(N-2)^2}{N(N-1)} \right)$$

L'estimateur « bootstrap » utilise la proportion des événements d'échantillonnage ( $N$ ) qui contiennent chacune de  $k$  espèces ( $p_k$ ) représentées dans tout le groupe d'échantillons (p. ex. Mahale rocheux).

$$S_{max} = S_{obs} + \sum_{k=1}^{S_{obs}} (1 - p_k)^N$$

Pour les explorations de poissons avec les filets maillants et SVC, tous les sept estimateurs ci-dessus (MMRuns, MMMean, ACE, ICE, Jack1, Jack2, Boot) de la richesse spécifique totale ( $S_{max}$ ) ont été calculés pour chacune des strates d'échantillonnage (zone, combinaison de substrats pour SVC; zone, temps de pose pour les filets maillants), basés sur 100 prises au hasard des données originales d'abondance d'espèces et d'incidence. Ces estimations de richesse peuvent être comparées avec les listes totales d'espèces générées à partir des bases de données de littérature et d'explorations combinées (Chapitre 3).

Pour les données de RVC, où il n'y a pas de données d'abondance relative, seules quatre des estimateurs basés sur l'incidence ont été utilisés: ICE, Jack1, Jack2 et Boot.

L'effet de la taille de l'échantillon sur ces estimations est illustré pour un sous-échantillon des analyses ci-dessus.

Il devrait être noté que les courbes de raréfaction et les courbes de Coleman (utilisées dans le Chapitre 2 comme une mesure préliminaire de l'hétérogénéité des échantillons) ne sont pas des estimateurs de richesse dans le même sens que les estimateurs présentés ci-dessus. Alors que ICE et ACE, par exemple, estime la richesse spécifique totale à partir d'échantillons, y compris les espèces non découvertes dans les échantillons, les courbes de raréfaction et de Coleman estiment la richesse spécifique d'échantillons individuels à partir de la richesse spécifique d'espèces totales regroupées, basées sur toutes les espèces réellement découvertes (Colwell, 1997).

Il n'y a pas de méthodes statistiques formellement satisfaisantes pour comparer les estimations de richesses spécifiques de différentes zones, vues les incertitudes à propos de

l'estimateur qui est le plus applicable, et les propriétés statistiques inconnues de certains des estimateurs et leurs variances (Colwell et Coddington, 1994; Southwood et Henderson, 2000). Nous limitons ainsi de telles comparaisons à une observation visuelle des gammes de valeurs produites par ces estimateurs pour les zones explorées.

#### **4.2.4 Richesse spécifique des mollusques**

Dans un effort d'étendre l'envergure des explorations de la biodiversité, essentiellement limitées aux communautés de poissons, des explorations préliminaires de la richesse spécifique des mollusques ont été entrepris dans tous les parcs nationaux et dans la baie Cameron en Zambie, tous les sites en RD Congo, Gitaza au Burundi et autour de Kigoma (voir Tabel 4.1). Pour Nsumbu et Rusizi, seules des données d'explorations avec une drague étaient disponibles, tandis que pour Gombe et Mahale, seules des données d'explorations en plongées étaient disponibles. Les données disponibles pour l'analyse viennent des explorations en plongée à Gitaza, en RD Congo et au Parc National de Mahale (voir Chapitre 2).

Les calculs et les comparaisons de richesses spécifiques ont été faites en utilisant les quatre estimateurs d'incidence basés sur la richesse (ICE, Jack1, Jack2 et Boot) détaillés dans la section 4.2.3, calculés en utilisant le logiciel 'EstimateS' (Colwell, 1997)

### **4.3 Résultats**

#### **4.3.1 Caractéristiques des habitats aquatiques littoraux**

Le rapport présente une revue des activités de cartographie approfondie entreprises par ESBIO. Des rapports plus détaillés sur l'habitat sont donnés dans chacun des rapports spécifiques sur les aires (voir Annexe 8.1 pour la liste des documents ESBIO).

Pour tenter de conserver des espèces in situ, il est fondamental que des efforts soient fait pour conserver les habitats dans lesquels elles sont trouvées. Dans une stratégie centrée sur les aires protégées, la nécessité de base est que chaque type d'habitat identifié, avec son association d'espèces caractéristiques, devrait être représenté dans le réseau d'aires protégées.

La distribution des biotopes d'habitats est aussi importante pour la conservation. De longues bandes d'habitats homogènes permettent les échanges d'espèces à l'intérieur de larges zones géographiques, alors que des zones composées d'une mosaïque de petits fragments d'habitats différents limite les échanges entre habitats similaires proches mais séparés par d'autres types d'habitats. Des longues bandes de côtes rocheuses peuvent supporter diverses associations d'espèces, mais la composition de la communauté peut être similaire le long de toute la bande de côte, alors qu'une côte consistant en des crêtes rocheuses séparées par des baies sablonneuses peut supporter un nombre de petites communautés d'espèces avec des distributions géographiques très limitées (Brichard, 1989 et Cohen, 2000).

Ainsi, pour les objectifs de la conservation, les caractéristiques pertinents de l'habitat sont la représentation, la distribution et la qualité. Nos exercices de cartographie se sont concentrés sur les deux premières, comme la qualité de l'habitat est difficile à évaluer dans le cadre des possibilités des explorations de ESBIO. Les questions de la qualité de l'habitat ont été analysées dans le cadre d'autres études spéciales (Sédiments et Pollution), et auraient idéalement du être intégrées dans les explorations de ESBIO, mais les approches différentes prises par chaque étude spéciale n'ont pas permis ce niveau d'intégration. Les explorations n'ont pas pris en compte des caractéristiques évidentes de la qualité des habitats (p. ex. les sédiments recouvrant les roches, la turbidité, les principales sources de pollution, etc.), mais il n'y a pas de mesures formelles de la turbidité ou sur la présence de contaminants.

La Table 4.2 indique la proportion pour chaque type d'habitat enregistré dans la zone littorale peu profonde (approximativement 2 à 10 m) adjacente aux zones protégées existantes. Dans trois des parcs ( Mahale, Gombe, Nsumbu), tous les principaux types d'habitat (sablonneux, rocheux, sablonneux/rocheux mixte) étaient bien représentés. Mahale et Nsumbu sont clairement dominés par des substrats rocheux et rocheux mixtes, alors qu'à Gombe il y a une

prédominance de l'habitat sablonneux. Dans tous les trois parcs, la majorité des ces habitats se sont révélés être relativement vierges. Des habitats spécialisés (lits de coquilles, souches de macrophytes émergents, récifs de stromatolites) sont aussi représentés dans les zones aquatiques adjacentes aux parcs nationaux. De très vastes lits de coquilles ont été identifiés dans la partie sud du Parc National de Mahale en Tanzanie et dans la partie nord ouest du Parc National de Nsumbu en Zambie. Des récifs de stromatolites sont aussi trouvées à la fois près des limites nord et sud de Mahale. Les macrophytes submergés apparaissent par petits paquets sur les substrats sablonneux à Nsumbu, Mahale et Gombe.

Même s'il contient une gamme plus limitée d'habitats, le Parc National de Rusizi est particulièrement important, parce qu'il comprend des habitats qui ne sont pas bien représentés ailleurs dans le réseau d'aires protégées, comprenant: de larges bandes de macrophytes émergents, un delta d'une rivière importante avec ses substrats vaseux associés et ses eaux troubles et riches en nutriments. Des habitats similaires sont à trouver dans un autre large delta, où la rivière Malagarazi entre dans le lac Tanganyika sur la côte tanzanienne.

Les autres zones où les explorations ont été effectuées avec la technique manta avaient des types de substrats largement similaires à ceux trouvés dans les zones adjacentes aux parcs nationaux. Ainsi, du point de vue des habitats, étendre le réseau des parcs pour les inclure apporterait peu à la gamme des types d'habitats protégés, même si cela permettrait en effet de conserver les espèces à l'intérieur de ces zones. Ceci est particulièrement le cas pour Nsumbu, où l'extension du parc pour couvrir les deltas des rivières qui constituent les limites actuelles du parc (Lufubu et Chisala) peut augmenter de manière significative les espèces représentées dans le parc (voir Section 4.2.2).

**Table 4.2 La proportion de chacun des principaux types substrats enregistrés dans les explorations avec la planche Manta dans les eaux adjacentes aux parcs nationaux, en kilomètres et en pourcentage de la côte dans l'aire protégée.**

Zone explorée *	Type de Substrat											
	Rocheux		Gravier		Sablonneux		Mixte		Rocheux Mixte		Sablonneux Mixte	
	(km)	(%)	(km)	(%)	(km)	(%)	(km)	(%)	(km)	(%)	(km)	(%)
Gombe	4.8	24.5	-	-	10.7	54.9	4	20.5	-	-	-	-
Mahale	25.2	42	0.6	1	12	20	12.6	21	6	10	3.6	6
Nsumbu	34	44	1	1	18	23	2	3	13	17	9	12
Autres zones	64	40.9	1.6	1	40.7	26	18.6	11.9	19	12.1	12.6	8.1
*Due à la mauvaise visibilité et à la densité des crocodiles et des hippopotames, le Parc National de Rusizi n'a pas été exploré avec la technique de la planche Manta. Toutefois, des explorations ultérieures pour les mollusques avec une drague ont confirmées que les substrats mous (sable, vase, boue) dominant.												

Alors que les explorations avec planche Manta des eaux peut profondes de la zone littorale indiquent que tous les types d'habitats côtiers étaient présents à l'intérieur des aires protégées existantes, ces explorations donnent peu d'indications sur la distribution des types d'habitats en eau plus profonde. En eau profonde il y a moins de caractéristiques structurant l'habitat (la végétation émergente, les macrophytes submergés et les stromatolites vont tous disparaître), alors que les différentes combinaisons de roches et de sable et le profil bathymétrique vont tous affecter la structure des communautés biologiques.

Une synthèse des profils de plongées dans le Parc National de Mahale (Table 4.3) indique que même si les substrats durs font plus de 80% des la zone explorée à 5 m de profondeur, ils ne font plus que 7% de la zone explorée à 25 m. Des fragments de côtes qui sont classés par les explorations Manta comme étant rocheux ne peuvent donc pas être classés de la même manière à plus grande profondeur. Ceci est aussi vrai pour Gombe, où une zone littorale mixte faite surtout de pavés cède la place à des pentes raides sablonneuses. Les plongées profondes en dehors du programme d'exploration ont établies qu'en dessous de ces pentes sablonneuses, à >40m de profondeur, il y a des zones en pente raide avec une roche mère fortement calcifiée.

**Table 4.3 Composition des substrats selon la profondeur pour les 11 sites dans le PN de Mahale, en Tanzanie, pour lesquels des profils d'habitats complets ont été enregistrés.**

Profondeur	5 m	10 m	15 m	20 m	25 m
<b>Substrat (%)</b>					
Roche mère	5.5	0	0	0	0.5
Gros blocs	47	41.5	20	14	2
Moellons	28.5	32	22	14	4
Gravier	0	0.5	3	0.5	0.5
Sable	19	26	55	71	93

A Nsumbu, où les profils d'habitats profonds ont été fait par échantillonnage avec un grappin à cause du risque constitué par les crocodiles, les indications sont que les profils de profondeurs sont plus uniformes, avec des zones ayant des substrats mous en eau peu profonde ayant aussi des substrats mous en profondeur, et la même chose pour des zones rocheuses.

Les zones autour de l'extrême nord du lac – Uvira, Rusizi et la baie de Bujumbura – ont presque toutes des substrats essentiellement mous, même si dans le littoral peu profond (0-2m) autour d'Uvira, on peut trouver des zones avec des substrats de moellons et de gros rochers. Les substrats de cette zone sont caractéristiques de zones autour de deltas de rivières, et dans ce cas sont fortement influencées par le cône de sédimentation de la rivière Rusizi. Plus au Sud à la fois sur la côte burundaise et congolaise (Burundi Sud, Gitaza, Pemba, Bangwe, Luhanga) le lit du lac dans la zone littorale devient plus rocheux. A Luhanga, les substrats sont de la roche mère à 80-90% sur toutes les profondeurs de 0 à 25 m, alors qu'à Pemba, la roche mère cède la place à de gros rochers dans les échantillons plus profonds.

Quand on examine la distribution des principaux types d'habitats à l'intérieur es grandes zones explorées (p. ex. les 4 cartes, qui couvrent toutes la côte de Mahale, la Figure 4.7 et la Figure 4.8<sup>13</sup>), le schéma de cette irrégularité sur une plus grande échelle peut être décrit.

<sup>13</sup> Ces cartes ont été produites aimablement par Anne Jackson (NRI) en utilisant le lien entre la base de données de ESBIO et TANGIS. Elles illustrent les potentialités de ces outils de gestion pour aider à la planification et à la conservation dans le lac.

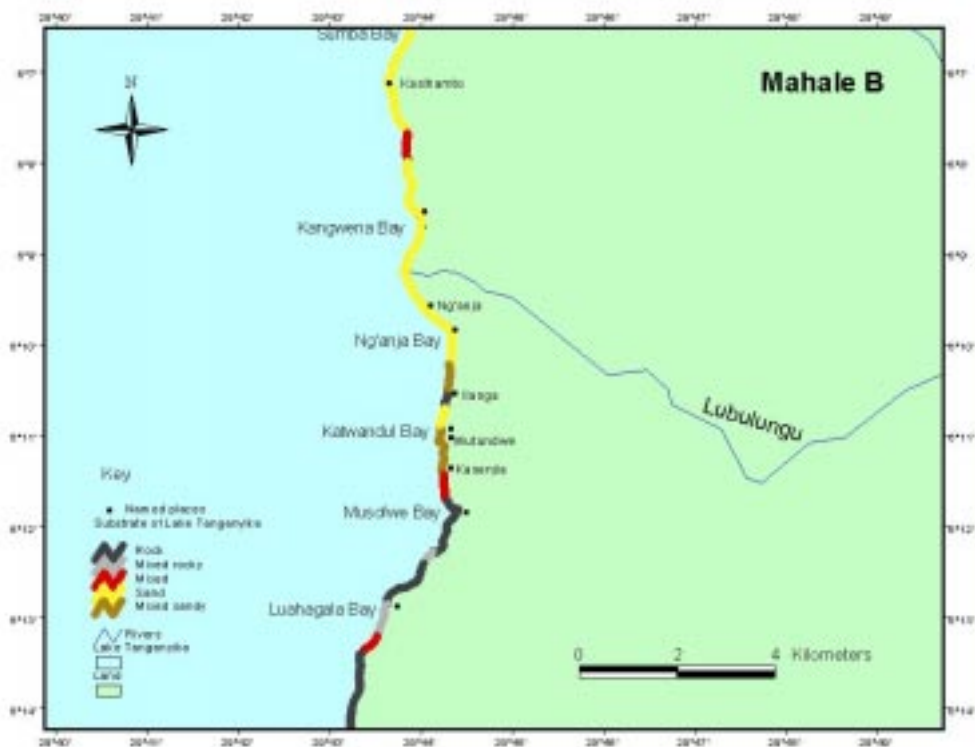
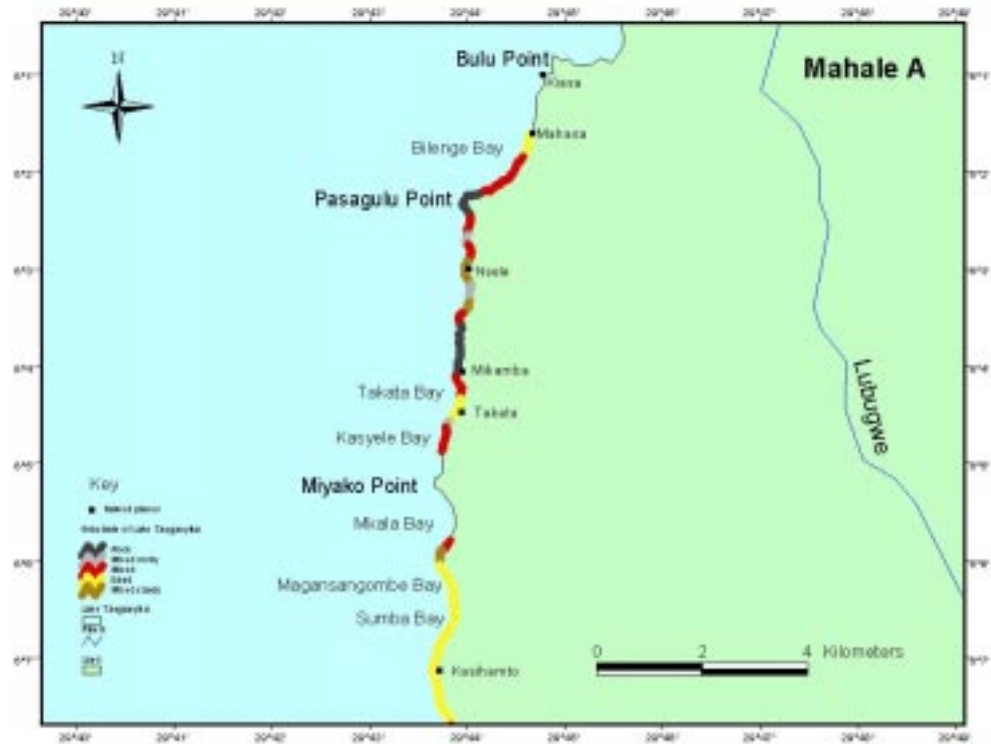


Figure 4.7 Catégories des substrats de la zone littorale à partir des avec la planche Manta dans le P N de Mahale (carte A et B)





Figure 4.8 Catégories des substrats de la zone littorale à partir des avec la planche Manta dans le P N de Mahale (cartes C et D)

A Mahale, par exemple, il y a une longue zone sablonneuse, relativement non interrompue, autour de la rivière Lubulungu et une longue zone rocheuse entre la baie Luahagala (carte B: Figure 4.7) et le point Luahagala (carte C: Figure 4.8). Ailleurs, les substrats rocheux, mixtes et sablonneux alternent sur de courts segments de la côte. C'est cette mosaïque de tronçons d'habitats dont on pense qu'elle forme des barrières à la dispersion des espèces, ainsi les conditions pour la spéciation micro-allopatrique au sein des cichlidés dont on pense qu'ils maintiennent les hauts niveaux de diversité et de taxa limités dans l'espace, soit à un niveau spécifique, sub-spécifique ou de sous-population (Cohen 2000, West 1997, et Cohen et Johnston, 1987).

Ce qui a manqué dans les explorations actuelles, sont les analyses rigoureuses de la qualité de l'habitat pour des raisons expliquées ailleurs. Une inspection subjective visuelle a déterminé que les habitats explorés dans les aires protégées existantes étaient en général vierges et qu'il y avait peu d'indications de perturbations d'origine humaine. A Gombe, Mahale et Nsumbu, la plus grande partie des terrains adjacents étaient couverts de forêts naturelles, et il n'y avait de signe évident de dépôts excessifs de sédiments, quoique, avec la petite taille de Gombe, des influences provenant des bassins versants avec une certaine déforestation peuvent se faire sentir sur les frontières du parc. Il n'y avait pas de signes d'eutrophisation ou de sources visibles de pollution, à part une quantité limitée provenant de campements touristiques et administratifs dans les parcs. Une évaluation plus exacte de l'état des habitats aquatiques aurait demandé toutefois des observations directes, des mesures de la turbidité et des analyses de la qualité de l'eau, de même qu'une comparaison avec des zones connues pour être affectées. Le lien entre la qualité de l'habitat avec ses impacts sur la biodiversité demeure un défi pour des habitats de cette complexité, et pour des communautés ayant de si hauts degrés de diversité et des distributions aussi irrégulières.

#### **4.3.2 Indices de diversité à partir des explorations avec les filets maillants et des inventaires visuels stationnaires.**

Les techniques d'exploration avec les filets maillants et l'inventaire visuel stationnaire fournissent toutes des données d'abondance relative des espèces appropriées pour le calcul des niveaux de diversité standard, comme les indices de Shannon-Weaver et Simpson.

Les indices de diversité de Shannon-Weaver calculés sur base des données des explorations avec les filets maillants s'échelonnent de 0.87 à 1.50 (Table 4.4). La valeur la plus élevée vient des poses de filets maillants de nuit à Mahale et Nsumbu, et les plus basses viennent des poses de filets de jour en R D Congo. La gamme des valeurs est assez faible, en partie parce les calculs utilisent  $\text{Log}_{10}$ , au lieu du  $\text{Log}_e$  plus habituel. Même si les différences dans les indices de biodiversité sont petites, les variances calculées sont aussi petites, due aux tailles d'échantillons relativement grandes. Noter que le calcul des indices de diversité d'échantillons individuels et le calcul de la moyenne des valeurs individuelles pour obtenir un moyenne et une erreur standard pour une zone plus large n'est pas valide, parce que les indices de diversité ne sont pas des variables numériques à distribution normale, mais en fait des sommes pondérées de distributions de fréquences.

Les indices de Simpson varient de 3.5 à 26.1, les valeurs les plus élevées venant aussi des Parcs Nationaux de Mahale et Nsumbu (Table 4.4) et les plus basses des sites de la R D Congo. En général, les deux indices de diversité montrent un même ordre de diversité parmi les sites, indiquant que l'un ou l'autre peut être utilisé comme un indicateur général de la diversité relative. L'avantage de l'indice de Shannon-Weaver est qu'il y a une procédure statistique validée pour tester les différences entre les indices (Zar, 1996). Le test est limité à des comparaisons par paires, qui peuvent conduire à des erreurs de type II (élévation de la probabilité d'un rejet incorrect de l'hypothèse nulle de différences non significatives, le plus de comparaisons par paires sont faites parmi un groupe d'échantillons). Ceci est minimisé en ajustant le niveau de signification pour chaque comparaison par paire par le nombre des comparaisons faites au sein de chaque ensemble d'échantillons (l'approximation de Bonferroni). Les résultats de cette analyse sont présentés dans la Table 4.5.

**Table 4.4 Richesse spécifique et indices de diversité à partir des explorations avec les filets maillants**

Pays	Localité	Poses (N)	S <sub>obs</sub>	n	Shannon H'	Variance (H')	Simpson 1/D
<b>Poses de jour</b>							
Burundi	Rusizi	23	45	1087	1.249	0.00023	11.49
Burundi	Baie de Bujumbura	12	44	4425	1.266	0.00004	13.08
R D Congo	Uvira	24	36	1115	0.872	0.00035	4.32
R D Congo	Pemba/Luhanga/Bangwe	10	38	322	0.965	0.00182	3.45
Tanzanie	Gombe	13	46	659	1.188	0.00047	9.15
Zambie	Baie Cameron	3	40	274	1.385	0.00056	17.80
Zambie	Nsumbu NP	16	71	2460	1.398	0.00010	16.04
<b>Poses de nuit</b>							
Burundi	Rusizi	18	56	1019	1.405	0.00021	17.45
Tanzanie	Mahale NP	20	99	2190	1.629	0.00011	26.21
Zambie	Zone de Mpulungu	27	57	2600	1.173	0.00014	7.55
Zambie	Kalambo et Lunzua	12	53	1044	1.223	0.00035	8.38
Zambie	Chikonde	6	44	469	1.312	0.00041	14.21
Zambie	Lufubu et Chisala	16	86	2154	1.354	0.00010	11.29
Zambie	Nsumbu NP	18	70	1829	1.424	0.00018	13.72
Zambie	Katoto, Kasakalawe, Kapembwa	9	54	544	1.428	0.00039	18.00
<b>Jour et nuit combinées</b>							
Zambie	Mpulungu	30	59	3481	1.121	0.00011	7.03
Zambie	Kalambo et Lunzua	15	54	1077	1.246	0.00034	8.75
Zambie	Nsumbu NP	66	96	4289	1.497	0.09545	18.28
Zambie	Chikonde	8	49	795	1.376	0.00028	15.29
Zambie	Katoto, Kasakalawe, Kapembwa	11	57	670	1.421	0.00033	17.65
Poses = nombre de poses de filets standards de 60 m, S <sub>obs</sub> = nombre total d'espèces enregistrées (une mesure de la richesse spécifique), n = nombre total de poissons échantillonnés.							

Des tests à deux volets sont utilisés pour la plupart des comparaisons dans la Table 4.5, où l'hypothèse est que les sites diffèrent dans leur diversité. Pour les comparaisons jour / nuit, l'analyse des données suggère que les échantillons de jour sont moins diversifiés, et ceci est testé avec un test-t à un volet. Un t-test à un volet est aussi utilisé pour une comparaison entre des sites adjacents affectés et non affectés, avec l'hypothèse que les sites non affectés ont une biodiversité plus élevée.

Les conclusions suivantes peuvent être tirées de ces comparaisons des indices de diversité basés sur l'analyse des captures aux filets maillants (Table 4.4 et Table 4.5):

- Les indices de diversité pour les deux zones où des comparaisons jour/nuit adéquats sont disponibles ( PN de Nsumbu NP en Zambie et en face du PN de Rusizi au Burundi) sont plus hautes de manière significatives pour les échantillons de nuit. Ceci est conforté par la richesse spécifique dans le cas de Rusizi, mais pas pour Nsumbu, où un effort d'échantillonnage comparable de jour et de nuit a récolté 70 espèces de nuit et 72 espèces de jour.
- La comparaison des indices de diversité de SW pour la faune des poissons dans les parcs nationaux existants indique que, pour les filets maillants de nuit, des différences significatives dans les indices de diversité de SW existent entre les trois parcs pour lesquels les données sont disponibles (Mahale > Nsumbu > Rusizi). Avec les données des filets de jour, Nsumbu>Rusizi>Gombe, même si Rusizi et Gombe ont des richesses spécifiques similaires (respectivement 45 et 46 espèces).

**Table 4.5 Comparaisons par paires ajustées de Bonferroni (t-tests) entre les indices de diversité de Shannon-Weaver diversity pour les poissons récoltés avec les filets maillants (de la Table 4.4)**

<b>Comparisons par paires- Filets maillants de nuit</b>							
<i>Site 1</i>	<i>Site 2</i>	<i>d.l</i>	<i>t</i>	<i>Niv. Prob</i>	<i>t critique (2-volets)</i>	<i>Niv. Sign</i>	<i>Sign?</i>
<b>1) Parcs Nationaux</b>							
Rusizi	Nsumbu	18	-3.245	0.0167	2.878	0.01	O
Rusizi	Mahale	198	-22.708	0.0167	2.602	0.001	O
Nsumbu	Mahale	189	-25.494	0.0167	2.602	0.001	O
<b>2) Rivières zambienne, côtes E et O</b>							
Kalambo/Lunzua	Lufubu/Chisala	501	-8.338	0.05	1.965	0.001	O
<b>3) Non affecté/affecté, Zambie</b>							
Katoto, etc	Mpulungu	216	16.215	0.05	1.653	0.0005	O

<b>Comparisons par paires – même sites, jour/nuit</b>							
<i>Site 1</i>	<i>Site 2</i>	<i>d.l</i>	<i>t</i>	<i>Niv. Prob</i>	<i>t critique (2-volets)</i>	<i>Niv. Sign</i>	<i>Sign?</i>
Rusizi jour	Rusizi nuit	4	-36.455	0.05	2.353	0.0001	O
Nsumbu jour	Nsumbu nuit	253	-3.054	0.05	1.651	0.0025	O

<b>Comparisons par paires, filets de jour</b>							
<i>Site 1</i>	<i>Site 2</i>	<i>d.l</i>	<i>t</i>	<i>Niv. Prob</i>	<i>t critique (2-volets)</i>	<i>Niv. Sign</i>	<i>Sign?</i>
<b>1) Parcs nationaux</b>							
Gombe	Rusizi	158	-3.926	0.0167	2.607	0.01	O
Nsumbu	Rusizi	298	-5.551	0.0167	2.592	0.01	O
Nsumbu	Gombe	400	-3.205	0.0167	2.588	0.01	O
<b>2) Non affectés/affectés, Congo et Burundi</b>							
Pemba, etc	Uvira	209	2.430	0.05	1.653	0.01	O
Rusizi	Bujumbura	703	-1.227	0.05	1.647	0.20	N

d.l. = degrés de liberté, voir Chapitre 2 à propos de l'équation pour le calcul  
t = valeur calculée pour la distribution de t-student  
Niv. Prob = niveau de signification ajusté de Bonferroni auquel les comparaisons individuelles sont faites, le niveau de signification total de 0.05 est maintenu.  
Niv. Sign = niveau de signification pour t calculé (à partir des tables de distribution t )  
Sign? = décision faite sur la signification; O = oui, N = non. La comparaison est prise comme significative si Niv. Sign. > Niv. Prob. (ajusté de Bonferroni ).

- Les échantillons des filets maillants de nuit provenant de la zone du port de Mpulungu en Zambie, affectée par la pollution, avaient des indices de diversité significativement plus bas que ceux provenant des zones adjacentes (Katoto, etc), même si des nombres similaires d'espèces étaient enregistrés dans les deux séries de captures (57 pour Mpulungu; 54 pour Katoto etc.). La comparaison des richesses spécifiques est, toutefois, perturbée par des tailles d'échantillons inégales (27 poses de filets pour Mpulungu; 9 pour Katoto etc.).
- Les échantillons aux filets maillants pris près de l'embouchure des rivières adjacentes au PN de Nsumbu (Lufubu and Chisala) avaient des richesses spécifiques et des indices de diversité plus élevés que ceux des rivières entrant dans le lac de la partie Est du bassin zambien (zones de Kalambo et Lunzua). La différence entre les richesses spécifiques est marquée (86 spp pour Lufubu et Chisala contre 53 pour Kalambo et Lunzua).
- Les échantillons des filets maillants de jour des paires de sites affectés et moins affectés montrent des différences significatives (indice de diversité de SW à Pemba-Luhanga > Uvira), mais sont basés sur des tailles d'échantillons très limitées. Les indices de diversité pour Rusizi et la baie de Bujumbura ne montrent pas de différence significatives.

Les mêmes analyses pour les données venant des inventaires stationnaires visuels donnent des schémas largement comparables mais, en général, des valeurs légèrement plus basses. Les indices de diversité de Shannon-Weaver diversity vont de 0.23 à 2.53, mais ces deux valeurs – pour les substrats Pemba, Bangwe, Luhanga (Congo) et la baie de Cameron (Zambie) – sont les plus isolées. Le premier est vraisemblablement un sous-estimation due à la petite taille de l'échantillon ( $N=2$ ), le dernier est probablement dû à la rencontre d'un grand banc d'une espèce unique de poissons durant les activités d'exploration.

Les deux indices de diversité sont connus pour être plus sensibles à la présence de grands nombres d'individus pour quelques espèces que pour de petits nombres d'individus de plusieurs espèces (Magurran, 1988). Il est évident dans le fait que les espèces représentées dans les échantillons par un seul individu ne contribuent pas à la somme des fréquences utilisées pour calculer ces indices, parce que  $\text{Log}(1) = 0$ . Cette erreur peut compter pour la valeur inhabituellement élevée de l'indice de diversité pour l'échantillon de la baie de Cameron (Sable), où un grand banc de *Stolothrissa tanganyicae* a été rencontré au cours de explorations (Table 4.6). Typiquement, de telles espèces "vagabondes" sont exclues des explorations de ce type.

**Table 4.6 Richesse spécifique et indices de diversité à partir des explorations par inventaires visuels stationnaires**

	Localité	1.1.1.1.1	Événements d'échantillonnage (N)	n	S <sub>obs</sub>	Indices de Diversité		
						Shannon H'	Variance (H')	Simpson 1/D
Burundi	Burundi Sud	Roche	3	426	22	1.117	0.00034	9.741
	Burundi Sud	Sable	4	429	6	0.447	0.00049	1.947
	Gitaza	Roche	3	1143	26	1.031	0.00024	6.245
RD Congo	Pemba, Luhanga, Bangwe	Roche	21	5128	61	1.115	0.00010	5.508
	Pemba, Luhanga, Bangwe	Sable	2	45	4	0.229	0.00411	1.319
	Uvira	Roche	4	160	21	1.127	0.00096	9.467
	Uvira	Sable	21	1643	34	0.857	0.00024	4.141
Tanzanie	Gombe	Roche	13	9795	54	1.129	0.00003	7.880
	Gombe	Sable	18	5957	55	1.075	0.00006	6.567
	Kigoma	Roche	9	446	26	1.061	0.00049	7.897
	Kigoma	Sable	3	153	9	0.678	0.00097	3.681
	Mahale	Roche	25	5139	82	1.470	0.00006	14.355
	Mahale	Sable	19	65	59	1.210	0.00012	8.109
	Mahale	Coquilles	2	3188	4	0.587	0.00018	3.756
Zambie	Baie Cameron	Rocheux	4	780	42	1.191	0.00043	8.364
	Bay Cameron	Sable	2	11046	5	2.587	0.00128	1.008
	Katoto etc	Rocheux	10	1697	71	1.133	0.00032	6.861
	Katoto etc	Sable	5	630	28	0.918	0.00051	5.033

Événements d'échantillonnage = nombre d'observations effectuées par SVC  
S<sub>obs</sub> = nombre total d'espèces enregistrées (une mesure de la richesse spécifique)  
n = nombre total de poissons récoltés.

Les valeurs pour l'indice de Simpson vont de 1.0 pour la baie de Cameron (sable) à 14.4 pour Mahale (roche). La valeur la plus basse pour l'indice de Simpson (D) est pour les données que le plus grand indice de Shannon-Weaver, mais cette valeur est isolée, pour les raisons données plus haut. A part ce site, les deux indices rangent les autres sites dans un même ordre de diversité.

Les comparaisons par paires sont faites parmi les sites rocheux échantillonnés avec SVC, les sites sablonneux, et les sites où les roches et le sable sont représentés à la fois dans les échantillons (Table 4.7)

**Table 4.7 Comparaisons par paires ajustées de Bonferroni (t-tests) entre les indices de diversité de Shannon-Weaver diversity pour les poissons échantillonnés avec SVC ( Table 4.6)**

Site 1	Site 2	d. l.	t	t critique, deux volets	Niv. Sign.	Sign?
<b>1) Comparisons par paires – Sites rocheux</b>						
				(p = 0.005)		
Pemba etc	Gombe	2244	-1.801	2.878	0.01	N
Pemba etc	Kigoma	285	2.703	2.602	<0.001	O
Pemba etc	Mahale	477	-59.716	2.602	<0.001	O
Pemba etc	Katoto	795	-1.203	2.815	>0.5	N
Gombe	Kigoma	391	3.184	2.823	0.002	O
Gombe	Mahale	1122	-61.099	2.813	<0.001	O
Gombe	Katoto	1379	-0.193	2.812	>0.5	N
Kigoma	Mahale	339	-19.735	2.825	<0.001	O
Kigoma	Katoto	48	-5.479	2.943	<0.001	O
Mahale	Katoto	1087	20.979	2.813	<0.001	O
<b>2) Comparisons par paires – Sites sablonneux</b>						
				(p = 0.0083)		
Uvira	Gombe	141	1.746	2.735	0.1	N
Uvira	Mahale	117	-2.850	2.695	0.01	N
Uvira	Katoto	33	9.818	2.887	<0.001	O
Gombe	Mahale	17	-16.850	3.005	<0.001	O
Gombe	Katoto	489	7.420	2.745	<0.001	O
Mahale	Katoto	228	14.911	2.716	<0.001	O
<b>3) Comparisons Rocheux - Sablonneux</b>						
				(p = 0.0167)		
Gombe roche	Gombe sable	1147	10.197	2.385	<0.001	O
Mahale roche	Mahale sable	16	33.231	2.688	<0.001	O
Katoto etc roche	Katoto etc sable	73	15.757	2.427	<0.001	O
d.l. = degrés de libertés, calculés selon l'équation dans le Chapitre 2 t = valeur calculée pour la distribution de t-student Niveau de signification ajusté de Bonferroni auquel les comparaisons individuelles sont faites, le niveau de signification total de 0.05 est maintenu. Niv. Sign = niveau de signification pour t calculé (à partir des tables de distribution t ) Sign? = décision faite sur la signification; O = oui, N = non. La comparaison est prise comme significative si Niv. Sign. > Niv. Prob. (ajusté de Bonferroni ).						

Les échantillons comparés par paires suggèrent les conclusions suivantes:

- La diversité des poissons des sites rocheux dans le PN de Mahale est significativement plus haute que dans tous les autres sites rocheux échantillonnés avec par SVC, les différences parmi les autres sites étant moins constantes.
- Le PN de Mahale a aussi une diversité dans la zone sablonneuse significativement plus élevée que celle de la plupart des autres sites échantillonnées. L'exception est, étonnamment, la zone d'Uvira avec une faible richesse spécifique.
- Toutes les comparaisons roche – sable dans une même zone ont indiqué des différences hautement significatives dans la diversité, les zones rocheuses étant, sans surprise, plus diversifiées.

Tous les indices de diversité ci-dessus et leurs comparaisons seront affectés par les différences des tailles et de "finition" des échantillonnages (voir Chapitre 2). En examinant les indices de diversité calculés sur base de 100 prises au hasard à chaque étape dans le

processus de cumul des espèces, nous pouvons déterminer le nombre d'événements d'échantillonnage requis pour être sûr d'obtenir des indices de biodiversité sans erreur et stables. Pour arriver à ceci, nous avons sélectionné huit zones bien échantillonnées (>16 échantillons) pour examiner comment les indices de diversité calculés changeaient avec échantillons supplémentaires que nous avons ajoutés, jusqu'à ce que tous les échantillons sur ce site y soit incorporés – la base pour le calcul des indices de diversité est présentée dans la Table 4.5 et la Table 4.7. Ces analyses de sensibilité sont présentées dans la Figure 4.9.

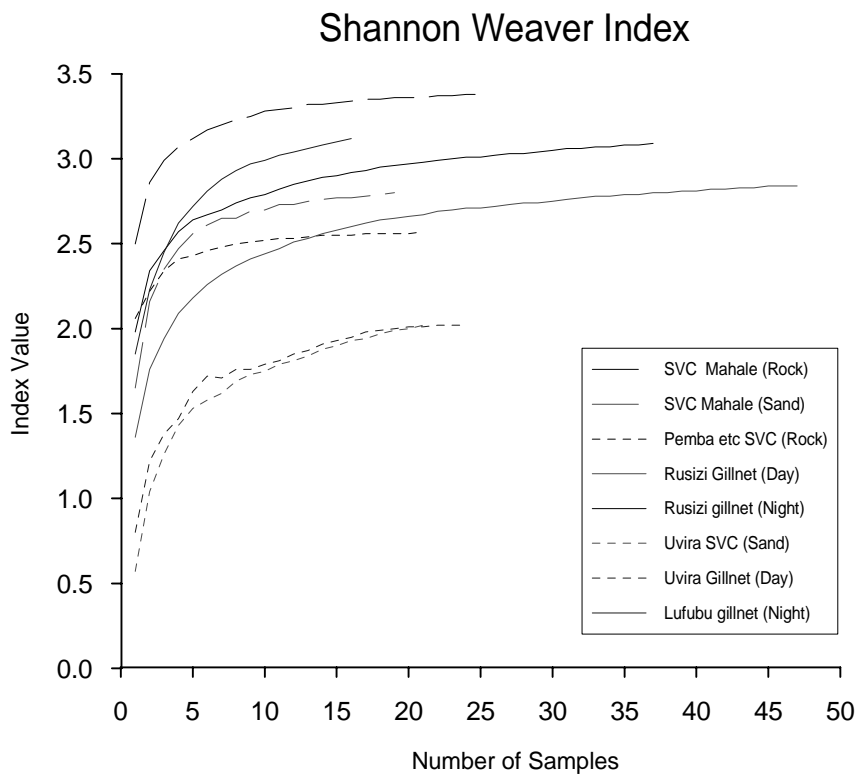
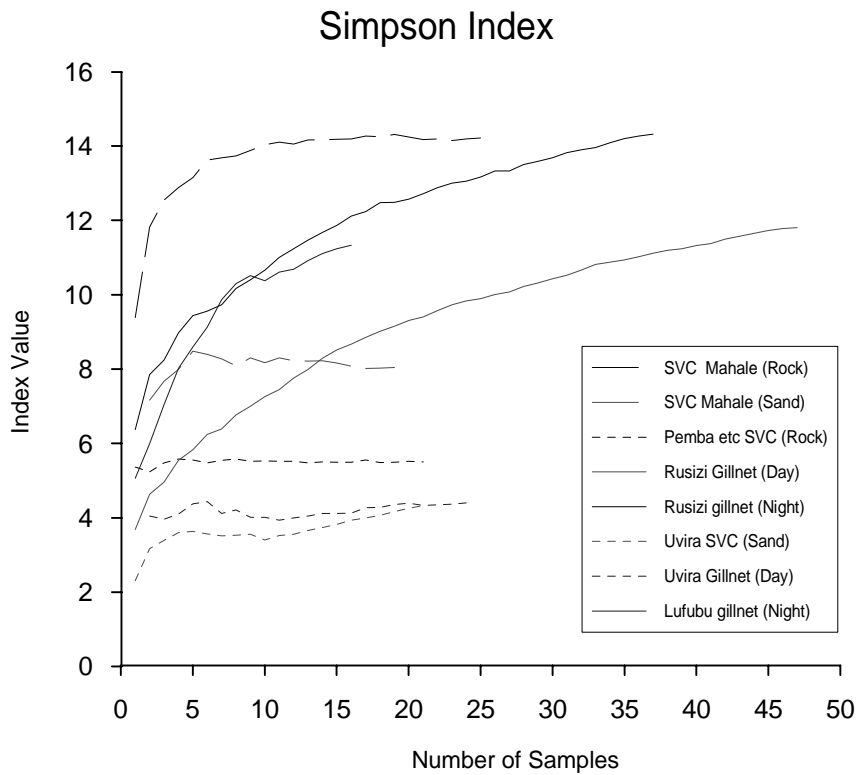
Pour l'indice de Shannon-Weaver, un schéma clair et stable d'accroissement jusqu'à une asymptote est montré pour tous les échantillons. Les analyses de sensibilité suggèrent que les explorations basées sur moins de 15-20 événements d'échantillonnages sous-estiment vraisemblablement et sérieusement les indices de diversité. Ceci s'applique à de nombreuses valeurs rapportées dans la Table 4.5 et la Table 4.7, si bien que les comparaisons entre sites où les échantillonnages a été limité doivent être interprétés avec précaution.

Un des quelques ensembles de données qui permettent une comparaison directe entre les méthodes d'échantillonnages sont celles provenant du site uniformément sablonneux d'Uvira, où des explorations à la fois avec filets maillants et SVC ont été effectuées. Les indices de diversité de Shannon-Weaver pour les explorations avec filets maillants et SVC à Uvira indiquent une correspondance très étroite à la fois dans les valeurs absolues et leur sensibilité pour le nombre d'échantillons. Les échantillons avec les filets maillants pris dans la plupart des autres localités intégreront à la fois les substrats sablonneux et rocheux, en examinant peut être pourquoi les indices de diversité à partir des données des filets maillants tendent à être légèrement plus élevés que ceux avec SVC dans les zones correspondantes (Table 4.5 and Table 4.7).

Pour l'échantillonnage aux filets maillants, il semble qu'il y a une tendance pour les valeurs de l'indice de Simpson de continuer de s'accroître avec les grandes tailles d'échantillons, alors que les valeurs avec SVC se stabilisent à partir de tailles d'échantillons plus petites. La raison pour ceci n'est pas connue, mais l'observation peut en valoir la peine si on considère l'utilisation de l'indice de Simpson dérivé de deux méthodes pour comparer la diversité entre zones.

En général, l'indice de diversité de Shannon-Weaver paraît plus performant. Il est à la fois plus stable à de plus petites tailles d'échantillons et maintien des différences dans l'ordre de grandeur dans la diversité à partir de petites tailles d'échantillons. Ceci veut dire que si tous les sites étaient sous-échantillonnés, les résultats en terme de classement pour ce qui est de la diversité ne serait pas affecté, bien que si certains sites ont été échantillonnés complètement et d'autres non, ceci pourrait en effet affecter la classification. L'indice de Simpson est moins stable, l'ordre de grandeur de l'indice de diversité calculé variant à mesure que la taille de l'échantillon s'accroît. Nous recommanderons d'utiliser l'indice de Shannon-Weaver de préférence à l'indice de Simpson pour les comparaisons de la diversité entre sites.





**Figure 4.9** Sensibilité des indices de diversité à la taille de l'échantillon, basée sur 100 prises au hasard de l'ordre des échantillons.

### 4.3.3 Richesse spécifique des poissons.

Les estimations de la richesse spécifique des poissons ( $S_{max}$ ) ont été calculées séparément pour les explorations par SVC, les filets maillants et RVC. Pour les explorations avec SVC et les filets maillants, l'abondance et les méthodes basées sur l'occurrence ont toutes été utilisées, alors que pour RVC, seules les méthodes basées sur l'occurrence étaient appropriées puisque les données n'indiquent pas l'abondance relative.

Les estimations de la richesse spécifique à partir des explorations SVC sont synthétisées dans la Table 4.8. A part les extrêmes et les zones qui ont été visiblement sous-échantillonnées, toutes les valeurs tombent dans un ordre de grandeur raisonnable (habituellement entre 10-15 espèces) et les différences dans l'indice de diversité se reflètent aussi dans les différences dans les richesses spécifiques estimées, Mahale (rocheux) donnant les plus hautes estimations. Les estimations dépasseront toujours la richesse spécifique observée, excepté pour de très grandes tailles d'échantillons (équivalent au point de vue fonctionnel à un effort d'échantillonnage infini).

**Table 4.8 Estimations de la richesse spécifique des poissons ( $S_{max}$ ) à partir de la technique de l'inventaire visuel stationnaire (SVC). Les estimations isolées sont indiquées entre parenthèses.**

				Estimations de $S_{max}$						
Zone	Substr.	N	$S_{obs}$	MMRuns	MMMean	ACE	ICE	Jack1	Jack2	Boot
<b>BURUNDI</b>										
Burundi Sud	Rocheux	3	22	49	38	24	40	30	33	26
Burundi Sud	Sable	4	6	12	13	(6)	(32)	10	12	8
Gitaza	Rocheux	3	26	35	34	27	36	33	35	29
<b>RD CONGO</b>										
Pemba etc	Rocheux	21	61	68	67	62	68	71	70	66
Pemba etc	Sable	2	4	6	10	5	15	6	6	5
Uvira	Rocheux	4	21	(158)	52	22	41	31	35	26
Uvira	Sable	21	33	(92)	53	35	47	45	50	39
<b>TANZANIE</b>										
Gombe	Rocheux	13	54	73	68	54	68	69	75	61
Gombe	Sable	18	55	90	77	58	96	80	94	66
Kigoma	Rocheux	9	26	43	40	27	50	38	47	32
Kigoma	Sable	3	9	18	24	11	35	14	16	11
Mahale	Rocheux	25	82	89	88	88	101	101	108	91
Mahale	Sable	19	60	82	76	64	71	75	77	68
Mahale	Coquilles	2	4	4	6	4	7	5	5	5
<b>ZAMBIE</b>										
Cameron Baie	Rocheux	4	35	63	61	37	61	49	56	42
Cameron Baie	Sable	2	5	5	9	5	11	7	7	6
Katoto etc	Rocheux	10	48	65	62	48	58	60	63	54
Katoto etc	Sable	5	28	47	(102)	32	(79)	44	53	35

N = nombre d'événements d'échantillonnage (répétitions)  
 $S_{obs}$  = nombre d'espèces échantillonnées effectivement  
 MMRuns = Estimateur de Michaelis Menton basé sur les moyennes individuelles des prises au hasard  
 MMean = Estimateur de Michaelis Menton basé sur la courbe des échantillons d'espèces moyennes  
 ACE = Estimateur de couverture basé sur l'abondance  
 ICE = Estimateur de couverture basé sur l'incidence  
 Jack1 = Estimation de « Jackknife » de 1<sup>er</sup> ordre basé sur l'incidence  
 Jack2 = Estimation « Jackknife » de 2<sup>nd</sup> ordre basé sur l'incidence  
 Boot = Estimateur de « bootstrap » basé sur l'incidence

Les estimateurs « Bootstrap » et « ACE » tendent à produire les estimations les plus basses de  $S_{max}$ , tandis que « ICE » et « Jack2 » tendent à donner la plus haute. « Jack 1 » et « MMRMeans » sont intermédiaires, tandis que « MMRRuns » tend à être instable parce qu'il est sensible à l'apparition d'échantillons individuels inhabituellement riches tout au début dans le processus de rangement des échantillons au hasard.

Les estimations à partir des explorations avec les filets maillants (Table 4.9) montrent un schéma similaire dans les valeurs obtenues avec les différentes techniques d'estimations. A noter les très hautes estimations de la richesse spécifique pour les rivières Lufubu/Chisala en bordure du PN de Nsumbu en Zambie, qui sont similaires à celles du PN de Mahale en Tanzanie.

**Table 4.9 Estimations de la richesse spécifique des poissons ( $S_{max}$ ) à partir des explorations avec les filets maillants. Les estimations isolées sont indiquées entre parenthèses.**

				Estimations de $S_{max}$						
Zone	Temps de pose	N	$S_{obs}$	MMRuns	MMMean	ACE	ICE	Jack1	Jack2	Boot
<b>BURUNDI</b>										
Bujumbura Baie	Jour	18	45	52	51	48	51	54	57	49
Bujumbura baie	Nuit	2	31	41	(74)	42	(109)	43	43	37
Rusizi	Jour	47	59	65	65	64	67	71	77	64
Rusizi	Nuit	37	72	79	78	83	83	88	99	79
<b>RD CONGO</b>										
Pemba etc	Jour	14	43	67	59	52	60	58	65	50
Uvira	Jour	24	36	63	51	48	58	53	68	43
<b>TANZANIE</b>										
Mahale	Jour	4	23	84	64	32	73	36	43	29
Mahale	Nuit	23	101	119	116	113	127	128	138	114
<b>ZAMBIE</b>										
Cameron Baie	Jour	6	40	(149)	(92)	47	64	58	66	49
Chikonde	Nuit	7	49	71	68	53	63	64	70	56
Kalambo	Nuit	12	52	78	73	57	86	74	88	62
Katoto etc	Nuit	9	54	(96)	80	62	75	73	79	63
Lufubu	Nuit	16	86	136	129	94	127	119	136	101
Mpulungu	Jour	3	16	23	(98)	26	(93)	25	30	20
Mpulungu	Nuit	27	57	65	64	63	76	74	80	65
Nsumbu PN	Nuit	44	70	88	84	77	81	86	90	78

N = nombre d'événements d'échantillonnage (répétitions)  
 $S_{obs}$  = nombre d'espèces échantillonnées effectivement  
MMRuns = Estimateur de Michaelis Menton basé sur les moyennes individuelles des prises au hasard  
MMMean = Estimateur de Michaelis Menton basé sur la courbe des échantillons d'espèces moyennes  
ACE = Estimateur de couverture basé sur l'abondance  
ICE = Estimateur de couverture basé sur l'incidence  
Jack1 = Estimation de "Jackknife" de 1<sup>er</sup> ordre basé sur l'incidence  
Jack2 = Estimation de "Jackknife" de 2<sup>nd</sup> ordre basé sur l'incidence  
Boot = Estimateur de "bootstrap" basé sur l'incidence

Les données de RVC fournissent seulement des estimations de richesse spécifique basée sur l'incidence, mais ces estimations apparaissent généralement comme stable parmi les différentes méthodes utilisées (Table 4.10). Pour les échantillons d'Uvira sur 5-15m par exemple, les estimations de la richesse spécifique sont 19 à 21 espèces, tandis que pour les sites plus rocheux et moins affectés de Pemba/Bangwe/Luhanga on a une estimation de 65 à 76 species, et pour Mahale à 0-15 m une estimation de 113 à 138 espèces.

**Table 4.10 Estimations de la richesse spécifique des poissons ( $S_{max}$ ) basée sur l'incidence à partir des explorations par inventaire visuel rapide (RVC). Les estimations isolées sont indiquées entre parenthèses.**

Zone	Gamme de profondeurs (m)	N	$S_{obs}$	ICE	Jack1	Jack2	Boot
<b>BURUNDI</b>							
Burundi Sud	0 à 3	4	26	48	38	43	32
Burundi Sud	5 à 15	16	51	67	69	79	59
Gitaza	0 à 3	2	19	(65)	26	26	23
Gitaza	5 à 15	11	41	44	46	43	45
<b>RD CONGO</b>							
Pemba etc	0 à 3	7	36	63	51	60	43
Pemba etc	5 à 15	18	65	73	76	74	71
Uvira	0 à 3	4	15	26	21	23	18
Uvira	5 à 15	44	19	20	21	21	20
<b>TANZANIE</b>							
Kigoma	0 à 3	3	16	27	21	23	19
Kigoma	5 à 15	9	32	47	44	50	38
Mahale	0 à 3	20	77	94	95	100	86
Mahale	5 à 15	69	105	117	123	134	113
<b>ZAMBIE</b>							
Katoto etc	0 à 3	8	40	44	46	48	43
Katoto etc	5 à 15	19	54	67	69	80	61

<p>ICE = Estimateur de couverture basé sur l'incidence          Jack1 = Estimation de "Jackknife" de 1<sup>er</sup> ordre basé sur l'incidence          Jack2 = Estimation de "Jackknife" de 2<sup>nd</sup> ordre basé sur l'incidence          Boot = Estimateur de "bootstrap" basé sur l'incidence</p>
---

En comparant les estimations de richesse dans les tables ci-dessus avec des valeurs dérivées des listes totales d'espèces générées des bases de données combinées de littérature et d'exploration (Chapitre 3), il est important de noter que les estimateurs seront déterminés partiellement par le nombre d'espèces sensibles à l'outil particulier d'échantillonnage. Ainsi, de petites espèces immobiles vivant près du fond peuvent être présentes mais pas susceptibles d'être capturées avec les filets maillants. Les grands prédateurs peuvent avoir une très faible probabilité d'être comptées dans une exploration avec SCUBA limitée dans le temps et dans l'espace, mais une plus grande probabilité d'être capturé dans un filet maillant. Il devrait aussi être noté que les listes dans le Chapitre 3 comprennent une gamme de profondeurs plus large que ce qui a été échantillonné dans cette étude, si bien que les plus faibles valeurs ne reflètent pas nécessairement une sous-estimation de ce qui était présent dans la zone échantillonnée et liée à la capture de la méthode d'échantillonnage utilisée.

Une comparaison des ordres de grandeurs des richesses spécifiques observées et estimées pour chaque technique, avec toutes les espèces enregistrées pour une même zone (Table 4.11) indique que les estimations de richesse tombent dans l'ordre de grandeur du nombre enregistré précédemment pour chaque zone, avec des sous-estimations observées habituellement là où il a été seulement possible d'utiliser une seule technique (p. ex. seulement des filets maillant de nuit dans le PN de Nsumbu, où la plongée dans les zones rocheuses aurait permis d'enregistrer beaucoup d'espèces qui sont peut susceptibles d'être des filets maillants). Ces résultats renforcent la contribution que les explorations actuelles font pour les explorations comparatives de la diversité des poissons dans le lac Tanganyika et fournissent une justification adéquate pour le regroupement de méthodes d'échantillonnage pour avoir une liste définitive de distributions d'espèces actuellement connues comme celle disponible pour le moment.

**Table 4.11 Richesses spécifiques observées et estimées dans les principaux parcs nationaux et zones d'explorations définies, par technique d'exploration.**

Zone	Filets maillants (nuit)		Filets maillants (jour)		SVC (Rocheux)		SVC (Sablonneux)		RVC (0 - 3 m)		RVC (5 - 15 m)		Nombre total d'espèces	
	S <sub>obs</sub>	S <sub>max</sub> estimé (gamme)	S <sub>obs</sub>	S <sub>max</sub> estimé (gamme)	S <sub>obs</sub>	S <sub>max</sub> estimé (gamme)	S <sub>obs</sub>	S <sub>max</sub> estimé (gamme)	S <sub>obs</sub>	S <sub>max</sub> estimé (gamme)	S <sub>obs</sub>	S <sub>max</sub> estimé (gamme)	Explorations ES BIO <sup>14</sup>	ES BIO + explorations antérieures <sup>15</sup>
Rusizi	72	78-99	59	64-77	-	-	-	-	-	-	-	-	80	105
Pemba etc	-	-	43	50-67	61	62-71	*	5-15	56	43-63	65	71-76	82	-
Gombe	*	*	*	*	54	54-75	55	58-96	-	-	-	-	94	62
Mahale	101	113-138	*	*	82	88-108	60	64-82	77	86-100	105	113-134	128	160
Nsumbu	70	77-90	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	91	99

Les estimations de l'ordre de grandeur de S<sub>max</sub> excluent les valeurs isolées.  
 Les zones présentées dans cette table sont celles qui sont incluses ou qui sont adjacentes dans les parcs nationaux existants, plus une zone en R.D. Congo qui a été suggérée pour être un parc national. Les zones et les techniques choisies représentent les zones bien échantillonnées, avec des estimations et la diversité relativement fiables.  
 - indique que la technique d'échantillonnage n'a pas été utilisée à cette localité  
 \* indique que l'échantillonnage était limité et que toute estimation de la richesse spécifique n'est probablement pas fiable et donc pas reporté ici.

<sup>14</sup> De tous les types d'engins et méthodes d'échantillonnage combinées (de la Table 5.2)

<sup>15</sup> De toutes les explorations ayant eues lieu antérieurement, incluant les récentes explorations de ES BIO (de la Table 3.7).

Afin d'évaluer l'effet de la taille de l'échantillon sur les estimations des richesses spécifiques données dans les Table 4.8 - Table 4.11, nous avons examiné les estimations calculées sur base de 100 prises au hasard d'échantillons d'espèces observées pour 1 échantillon, 2, 3... $n$  échantillons, avec  $n$  comme nombre total des événements d'échantillonnage dans chaque strate. Nous illustrons l'effet de la taille de l'échantillon sur les estimations de la richesse présentées dans les tableaux ci-dessus en sélectionnant quatre stations bien échantillonnées de richesses spécifiques différentes pour chacune des techniques d'échantillonnages (Figure 4.10, Figure 4.11 et Figure 4.12)

Il est évident que la taille de l'échantillon affecte grandement les estimations de la richesse spécifique. Ainsi, même si l'avantage théorique de telles estimations est qu'elles permettent la comparaison des zones échantillonnées à différents niveaux, et de zones sous-échantillonnées, les estimations elles mêmes sont, en pratique, sensibles au degré de sous-échantillonnage.

Les différentes estimations se comportent de différentes manières en fonction du niveau de réduction de la taille de l'échantillon. L'estimateur "ICE" tend l'élever fortement à de très petites tailles d'échantillons (2-4 événements d'échantillonnage), avant de se stabiliser assez rapidement (5-10 échantillons) et ensuite changer peu en valeur. Il tend à se stabiliser même avant que la courbe d'espèces cumulées atteigne une asymptote nette (voir Figure 4.11: Rusizi, filets maillant de nuit). Ceci, avec le fait qu'il ne requiert pas des estimations d'abondance (seulement l'incidence), en fait potentiellement l'estimateur de richesse spécifique le plus utile à moindre coût. Ces estimations tendent, toutefois, à être plus hautes que l'estimateur de couverture correspondant basé sur l'abondance (ACE).

MMRuns est le moins stable des estimateurs; son usage devrait être évité. Il paraît particulièrement erratique pour les données de substrats sablonneux, où la nature de l'échantillonnage est tel que la plupart des échantillons récoltent peu d'espèces, alors qu'une ou deux peuvent être riches en espèces (un rocher isolé ou une bande de macrophytes rencontrés). MMMeans, au contraire, se comporte aussi bien que ICE, et donne des estimations de richesse spécifique similaires. Le fait que deux estimateurs basés sur la même équation mais ajustées aux données d'une manière légèrement différente donnent une performance si différente souligne l'importance d'un choix juste et bien avisé d'une méthode analytique quand il faut entreprendre une telle analyse.

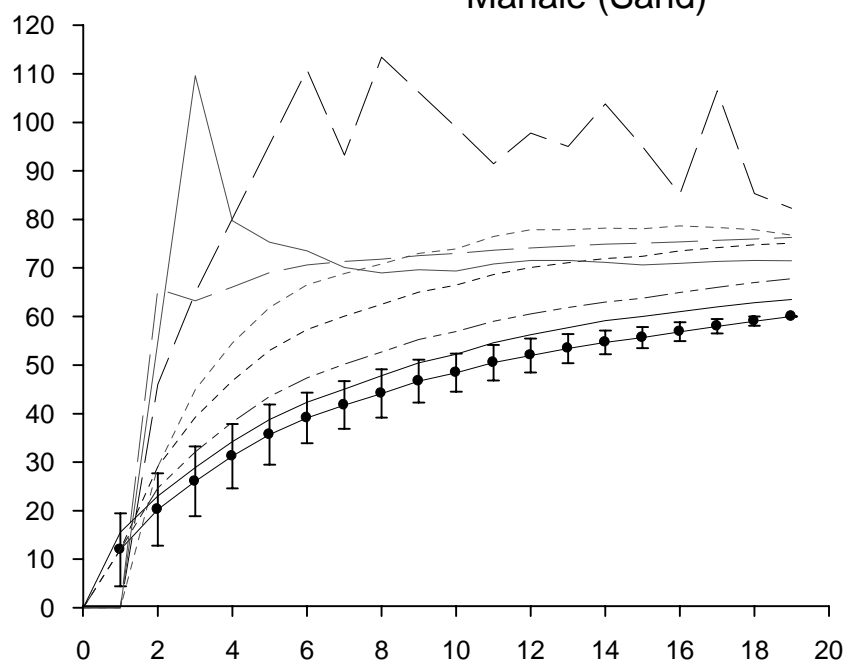
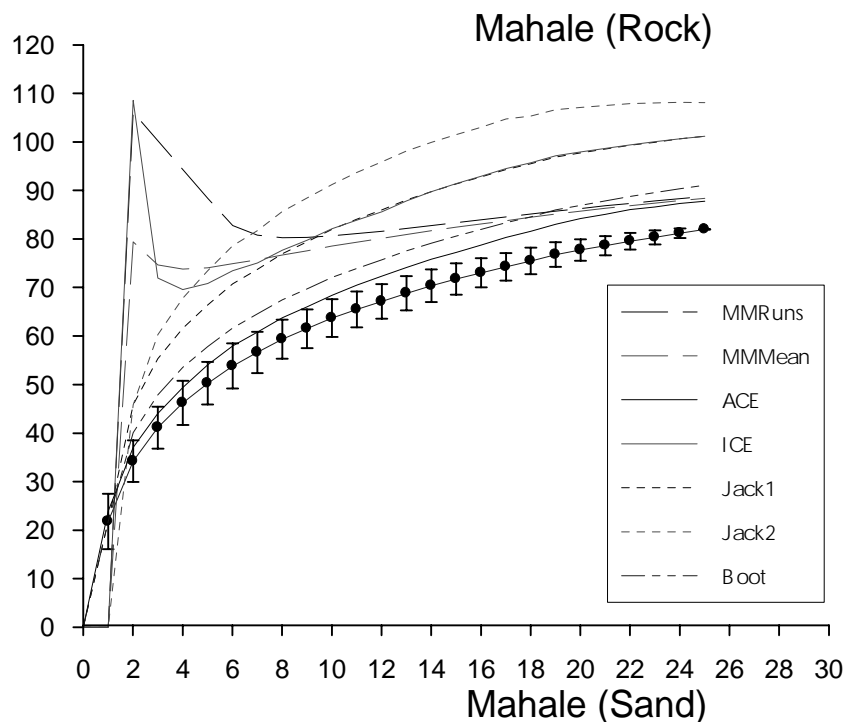
Les estimateurs Jackknife, Bootstrap et ACE tendent à suivre la courbe d'espèces cumulées, et sont ainsi sensibles à la taille de l'échantillon. Là où la courbe d'espèces cumulées n'a pas atteint une asymptote, les estimateurs n'auront pas non plus été stabilisés. Ceci fait qu'ils sont moins utiles que « ICE » et « MMMeans » comme une méthode pour produire des estimations de richesse spécifique dans des zones sous-échantillonnées, ou d'explorations consistants en effort d'échantillonnage largement différents, comme c'est le cas dans cette exploration.

Nos recommandations finales pour les explorations de poissons sont ainsi les estimateurs « ICE » et « MMMeans »; avec la limitation qu'elles ne peuvent pas être appliquées à des tranches d'explorations avec moins de 10 répétitions d'événements d'échantillonnages.

Des trois méthodes d'échantillonnage, les explorations par RVC semblent donner les estimations de richesse spécifique les plus stables, et sont ainsi préférables aux explorations par SVC là où la plongée est possible. Là où elle ne l'est pas, les filets maillants constituent une alternative adéquate.

**Figure 4.10 Relations entre le nombre de répétitions d'échantillonnage avec par SVC et les estimations de  $S_{max}$ : (a) Mahale et (b) République Démocratique du Congo**

a) PN de Mahale, Tanzanie



Nombre d'échantillons

b) République Démocratique du Congo

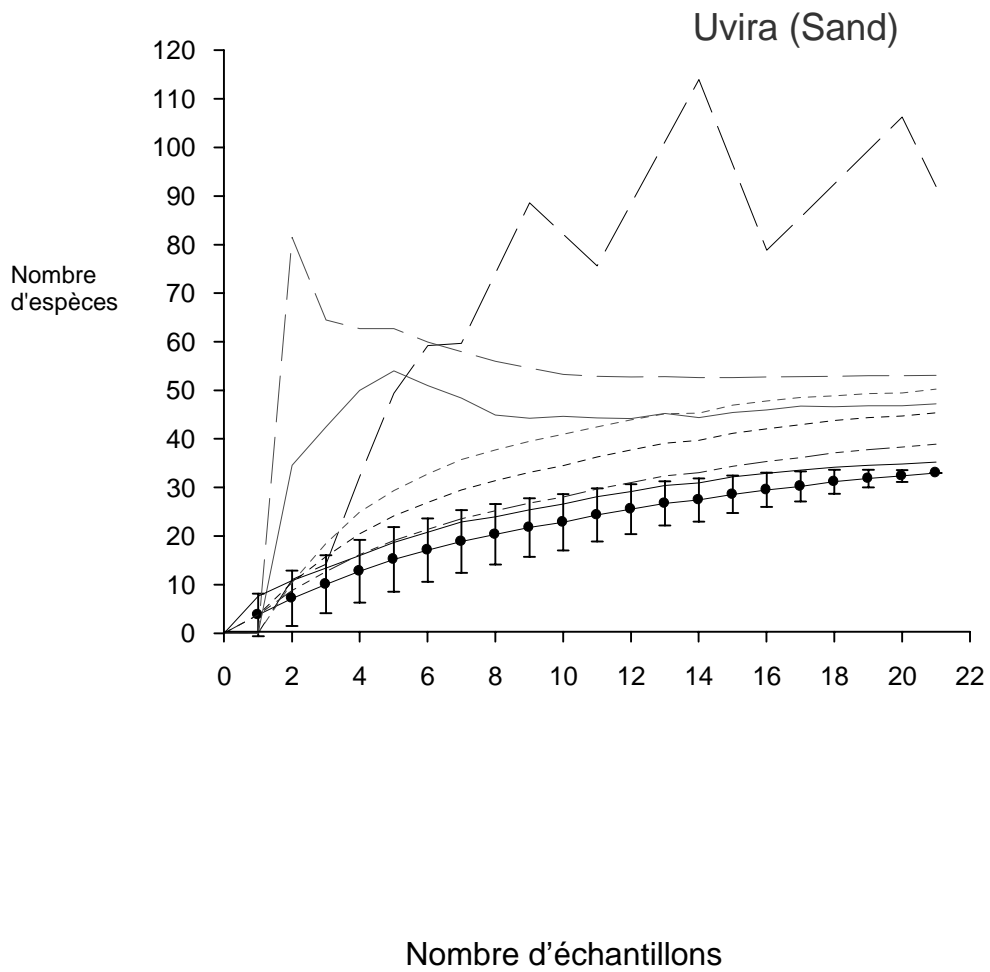
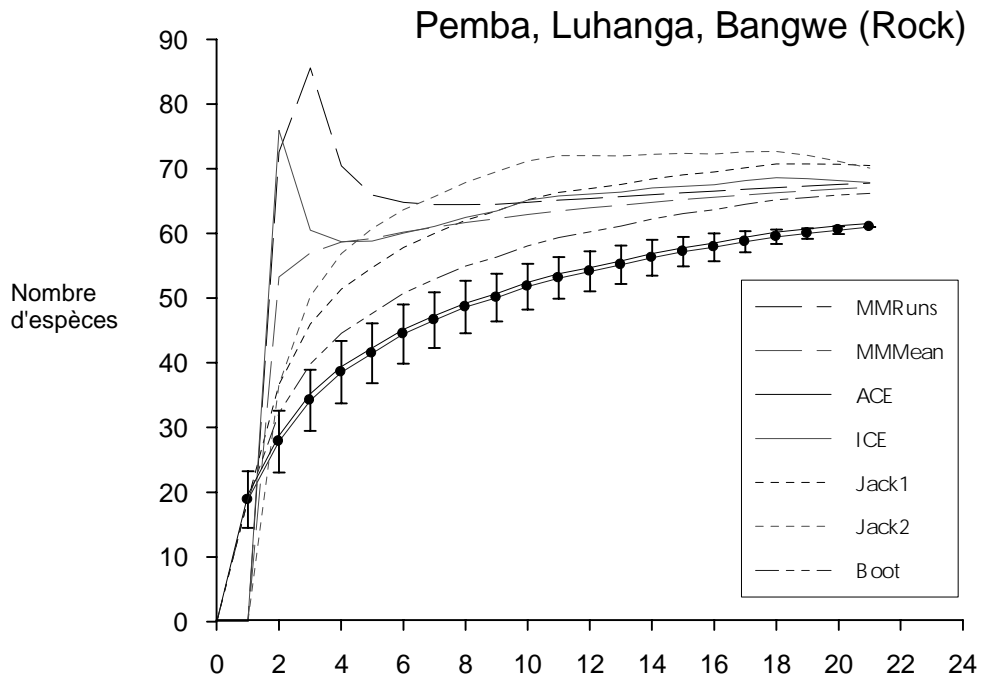
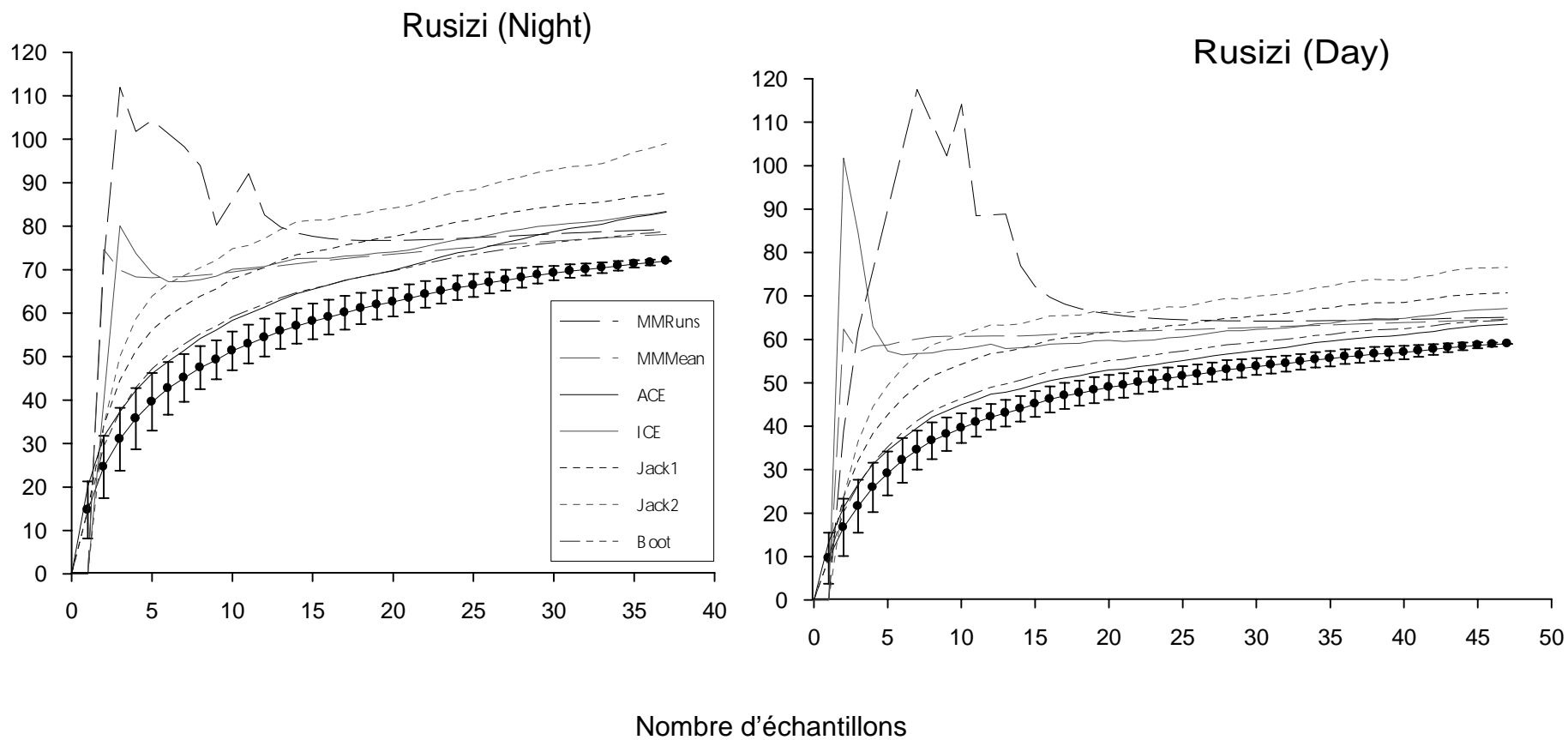




Figure 4.11 Relation entre le nombre de répétitions d'échantillonnages avec filets maillants et les estimations de  $S_{max}$  : (a) Rusizi and (b) Uvira et Lufubu/Chisala

a) Rusizi, Burundi



b) Uvira, RD du Congo et Lufubu/Chisala en Zambie

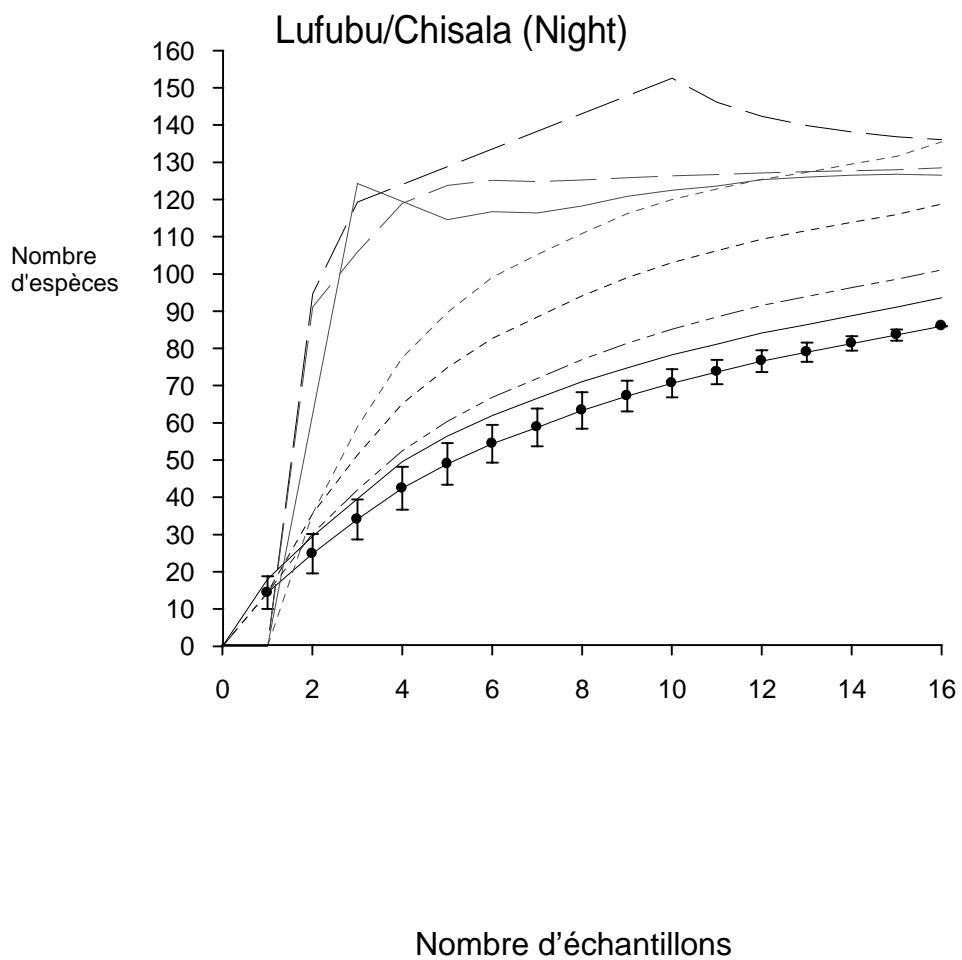
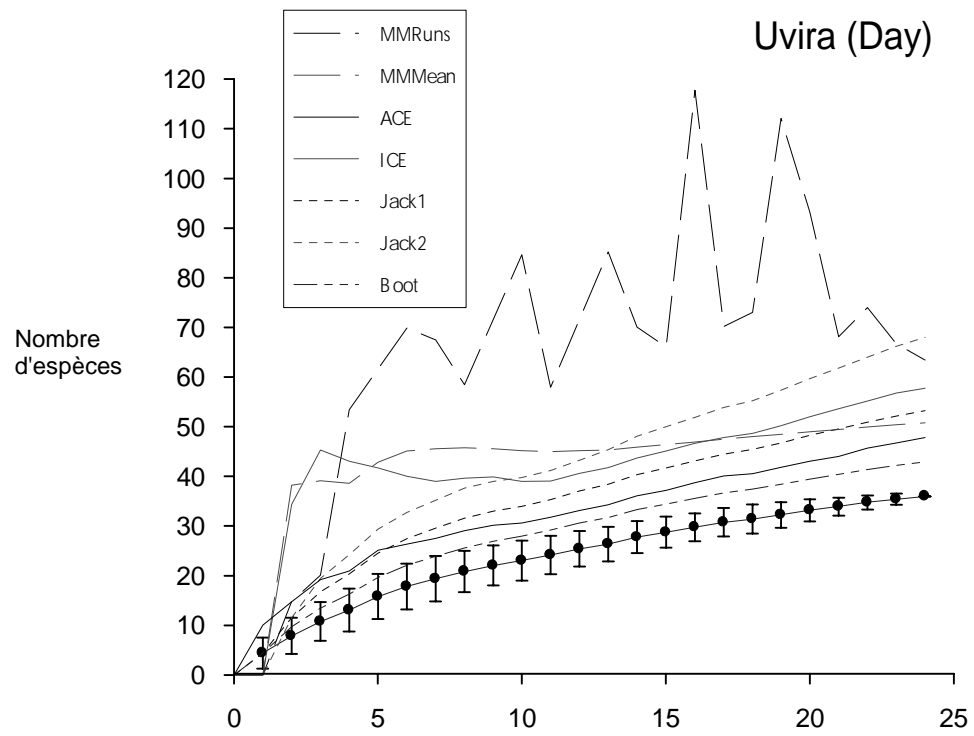
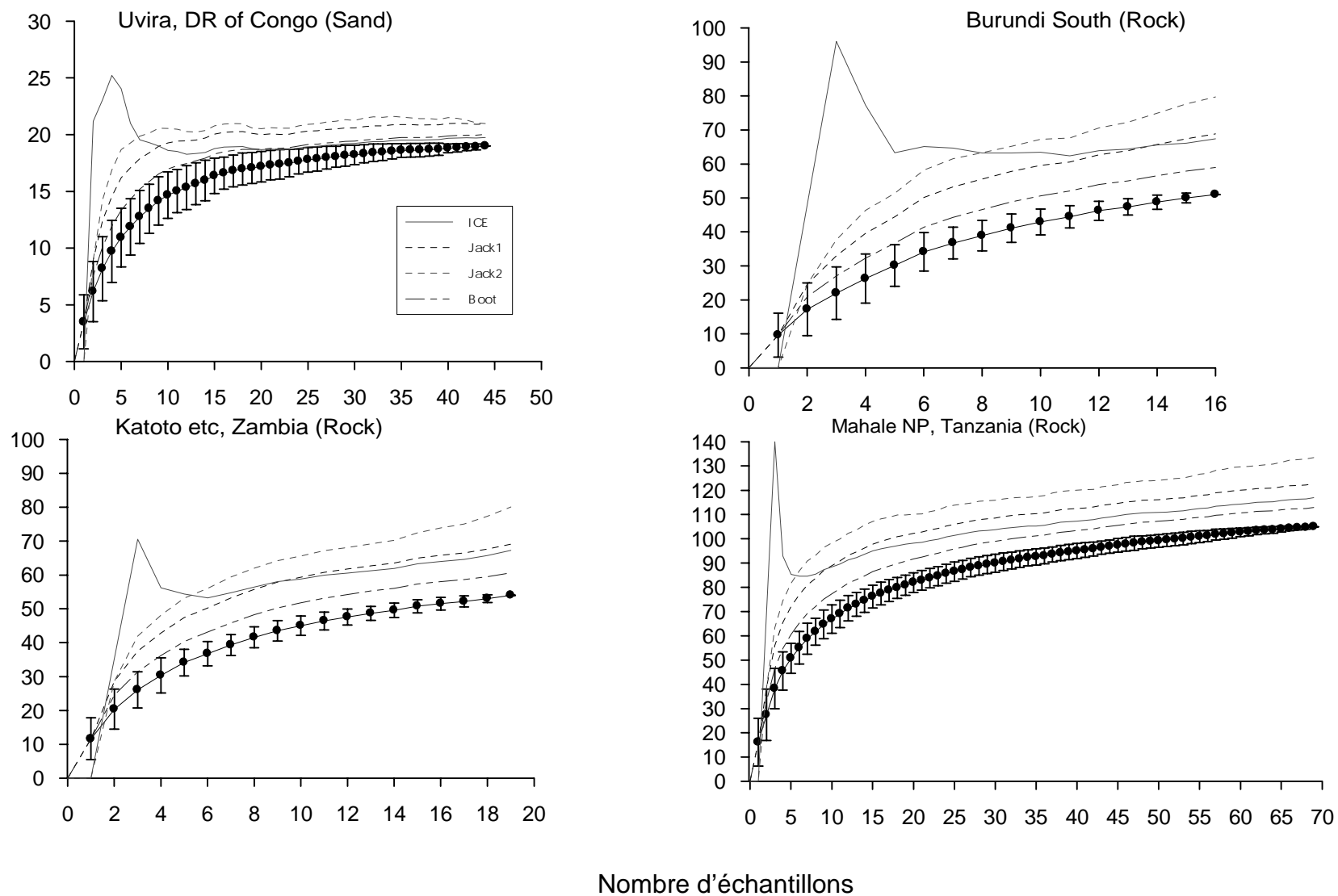


Figure 4.12 Relation entre le nombre de répétitions d'événements d'échantillonnage par RVC et les estimations de  $S_{max}$



#### 4.3.4 Richesse spécifique des mollusques

Les estimations de la richesse spécifique des mollusques ont été générées à partir de quatre méthodes basées sur l'incidence, malgré certaines tailles d'échantillons limitées pour des strates d'explorations isolées (profondeur, substrat, combinaisons de zones). Les quatre estimations de richesse spécifique ( $S_{max}$ ) montrent une assez bonne concordance pour la plupart des échantillons (Table 4.12).

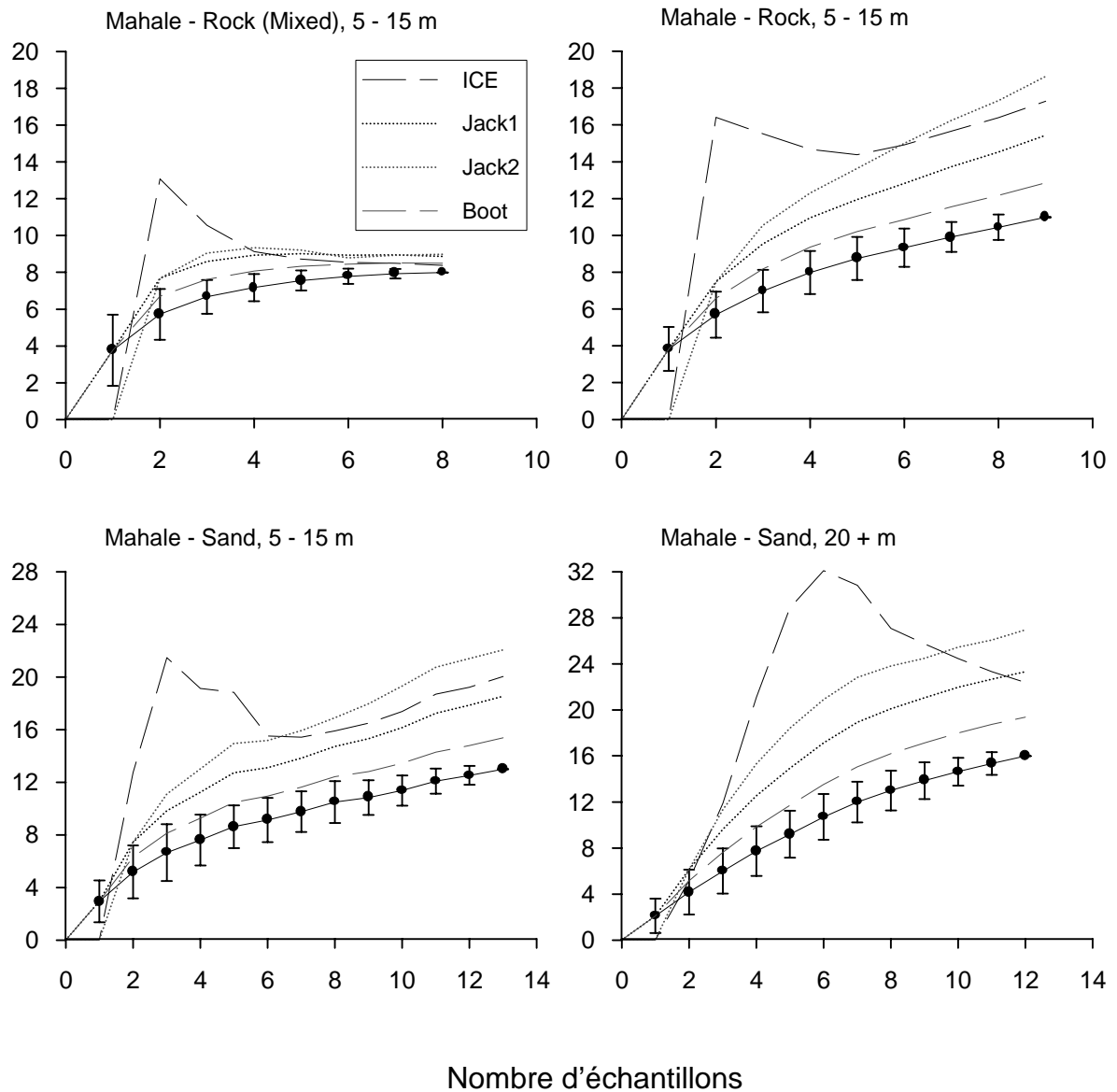
**Table 4.12 Estimations de richesses spécifiques ( $S_{max}$ ) basées sur l'incidence pour les mollusques**

Zone	Profondeur (m)	Substrat	N	$S_{obs}$	Estimations de $S_{max}$			
					ICE	Jack1	Jack2	Boot
<b>BURUNDI</b>								
Gitaza	5 à 15	Sable	4	6	7.3	7.5	7.5	6.8
<b>RD CONGO</b>								
Pemba etc	5 à 15	Sable	3	4	6.0	5.3	5.7	4.7
Pemba etc	5 à 15	Roche	4	9	11.3	11.3	11.1	10.3
Pemba etc	5 à 15	Mixte(Roche)	5	8	10.2	10.4	10.4	9.3
Uvira	5 à 15	Sable	3	7	(0.0)	11.7	14.0	9.1
Uvira	5 à 15	Mixte (Sable)	4	8	10.3	10.3	10.8	9.1
<b>TANZANIE</b>								
Mahale	5 à 15	Sable	13	13	20.0	18.5	22.1	15.4
Mahale	5 à 15	Mixte(Roche)	8	8	8.4	8.9	9.0	8.5
Mahale	5 à 15	Roche	9	11	17.3	15.4	18.7	12.9
Mahale	> 20 m	Mixte (Sable)	4	5	16.3	8.0	9.7	6.3
Mahale	> 20 m	Sable	12	16	22.4	23.3	27.0	19.4
Mahale	> 20 m	Coquille	5	10	(92.8)	17.2	22.6	13.0
ICE = Estimateur de couverture basé sur l'incidence Jack1 = Estimation de "Jackknife" de 1 <sup>er</sup> ordre basé sur l'incidence Jack2 = Estimation de "Jackknife" de 2 <sup>nd</sup> ordre basé sur l'incidence Boot = Estimateur de "bootstrap" basé sur l'incidence								

La richesse estimée pour Mahale tend à être plus élevée que pour les autres zones, particulièrement celles prises à des substrats sablonneux et en eau plus profondes (+20m, non échantillonné ailleurs). En général, les estimations avec "Bootstrap" sont plus basses que celles avec les autres méthodes. Les estimations avec Jackknife de premier et de deuxième ordre sont soit similaires, soit les estimations avec Jack2 sont plus hautes. Les estimations par ICE tombent souvent dans la gamme des estimations avec Jackknife. L'estimateur ICE est occasionnellement instables, avec des estimations sans fondement produites pour deux des échantillons (Uvira, sablonneux, 5-15 m et Mahale, lit de coquilles, +20 m)

L'analyse de la sensibilité des estimations à la taille de l'échantillon indique que les estimations « Jackknife » et « Bootstrap » augmentent fortement avec l'accroissement de la taille de l'échantillon (Figure 4.13). Leur comportement quand une strate d'exploration a été échantillonnées complètement n'est pas connu, même si l'échantillon de Mahale sur substrat rocheux mixte, où une asymptote nette est atteinte, indique que ces estimations peuvent se stabiliser et décroître légèrement quand une asymptote est atteinte. L'estimateur ICE est assez instable pour de petites tailles d'échantillon (<5 dans la plupart des cas), mais semble se stabiliser assez rapidement. Les estimations de la richesse dans la Table 4.12 doivent ainsi être prises comme provisoires, illustrant encore une fois l'importance d'une taille adéquate pour l'échantillon.

**Figure 4.13 Sensibilité des estimateurs de la richesse spécifique la taille de l'échantillon. Les exemples illustrés viennent des explorations de mollusques au PN de Mahale. Les symboles tracés indiquent les courbes d'espèces observées cumulées et les déviations standards (basés sur 100 prises au hasard pour l'ordre des échantillons).**



#### 4.4 Discussion et Conclusions

Il a été établi que les zones adjacentes aux aires protégées terrestres existantes, qu'elles soient actuellement protégées comme milieux aquatiques ou non, contiennent une gamme complète de types d'habitats littoraux. Elles ne fournissent pas nécessairement les seuls ou les meilleurs exemples pour de tels habitats, mais elles ont l'avantage du statut de conservation existant, comme il en sera discuté dans le chapitre 5. Les habitats au sein des aires protégées varient dans la nature et l'échelle des principales caractéristiques structurales de l'habitat. Alors que Rusizi consiste essentiellement en sédiments mous à la fois horizontalement et verticalement, Gombe est fortement structuré verticalement, avec des moellons et du sable littoraux qui cèdent le pas à des pentes sablonneuses au dessus de substrats rocheux profonds. Les habitats rocheux de Nsumbu sont concentrés dans une partie de la zone Est du parc seulement et, là où les espaces rocheux sont trouvés, ceux-ci tendent à dominer le littoral sur toutes les profondeurs. A Mahale, un littoral rocheux cède souvent le pas à du sable ou à des lits de coquilles en profondeur et, horizontalement, la côte est par des tranches où alternent des bandes d'habitats sablonneux, mixtes et rocheux. Ainsi une gamme de tous les types d'habitats et de structures du fond sont rencontrés dans le réseau de parcs existants.

Les indices de diversité pour les poissons sont largement conformes aux attentes – les communautés des substrats rocheux étant plus diversifiées que celles des substrats sablonneux, et des habitats relativement vierges ou non affectés supportant des diversités plus élevées que les zones proches des centres de population et sujettes aux perturbations venant de la pêche, de la pollution et de la sédimentation. Ces différences sont aussi évidentes en comparant les valeurs de la richesse spécifique ; en effet les analyses des indices de diversité ajoutent peu aux analyses des richesses spécifiques, comme d'autres l'ont souligné récemment:

“L'indice de Shannon-Weiner devrait en général être pris comme une distraction, plutôt qu'un atout, dans l'analyse écologique”  
Southwood et Henderson (2000), p 478.

Ceci est une conclusion importante par le fait que beaucoup d'effort d'échantillonnage sont gaspillés à quantifier l'abondance relative. Il y a actuellement suffisamment de procédures pour estimer la richesse spécifique pour ne pas devoir recourir aux données d'abondance relative, et la recherche des indices de diversités peut probablement être abandonnée pour des activités d'explorations de grande échelle du type présenté ici, en faveur d'une estimation rigoureuse de la richesse spécifique. Les indices de diversité peuvent continuer à être utiles pour des programmes de suivi, où ces indices peuvent fournir des preuves de changements systématiques dans les groupes indicateurs choisis. Le besoin de tailles d'échantillons relativement grands pour obtenir des estimations non faussées est, toutefois, un problème potentiel pour les programmes de suivi, qui doivent être relativement rapides, fréquents et d'un coût bas s'il doivent être durables.

Les estimations de la richesse spécifique et de la diversité sont sensibles à la taille de l'échantillon, certaines procédures d'estimation étant plus sensibles que d'autres. Nous recommandons d'utiliser les estimations de Shannon-Weiner pour la diversité, de préférence à l'indice de Simpson, parce qu'il donne des résultats plus stables dans des zones sous-échantillonnées. Nous recommandons aussi l'estimateur de couverture du Chao basé sur l'incidence (ICE) et les procédures d'estimation de Michaelis-Menton (Moyennes) pour la richesse spécifique, même si la dernière est instable pour de très petites tailles d'échantillons (< 5 répétitions pour la plupart des techniques). Aucune extrapolation de richesses spécifiques vraisemblables peu être faite à partir d'échantillons aussi limités pour n'importe quelle méthode, et des extrapolations à partir de tels échantillons ne sont probablement pas fiables.

Les nombres d'espèces est souvent une mesure directe pour la comparaison de la diversité entre des échantillons récoltés de la même façon. Si la comparaison doit être faite entre des échantillons qui diffèrent par l'effort d'échantillonnage, les estimations peuvent plutôt être faites pour la richesse spécifique,  $S_{max}$ , et celles-ci peuvent être comparées. Différents

modèles peuvent se montrer plus efficaces pour différents groupes d'organismes ou différents environnements, puisque l'allure de la courbe d'espèces cumulées se base sur les schémas de l'abondance relative parmi les espèces échantillonnées (Colwell et Coddington, 1994). Colwell et Coddington préconisent de faire des tests sur base d'échantillons connus (p. ex. des zones bien échantillonnées) et de voir celui qui s'ajuste le mieux au modèle, et utiliser ensuite le modèle. C'est ce qui a été fait dans cette exploration, mais une fois encore, on ne peut pas éviter un échantillonnage inadéquat: si l'effort d'échantillonnage est insuffisant pour montrer une asymptote dans es courbes d'espèces cumulées, les estimations de la richesse totale tendront alors à être trop basses. Les exceptions semblent être avec "ICE" et "MMMeans", qui peuvent se stabiliser pour donner des estimations raisonnables à des tailles d'échantillons où la courbe d'espèces cumulées est toujours dans sa pleine phase ascendante.

Il est important de noter encore une fois que les tailles d'échantillon minimales requises pour obtenir une évaluation fiable des indices de diversité et des richesses spécifiques diffèrent visiblement entre les sites. En général, plus haut est la richesses spécifique et plus grande est l'hétérogénéité de la richesse et de l'abondance au sein de la strate, plus l'effort d'échantillonnage requis est important.

L'analyse confirme la haute diversité dans les eaux au large des parcs existants, et souligne d'autres zones, comme Pemba, Bangwe, Luhanga, au Congo, et Lufubu et Chisala en Zambie, qui sont des sites potentiellement riches. Les deux derniers sont des embouchures de rivières adjacentes au Parc National de Nsumbu, et méritent une certaine forme de protection, peut être comme zone tampon. Ces options de conservation sont discutées plus longuement dans le prochain chapitre.





## 5 CRITERES DE LA DIVERSITE POUR LA PLANIFICATION DE LA CONSERVATION

### 5.1 Introduction

L'objectif principal des explorations de ESBIO était de rassembler les données qui pourraient être analysées pour être en mesure de donner des recommandations pour une stratégie de conservation du lac Tanganyika. Dans ce chapitre, nous utilisons les résultats des explorations pour comparer les zones en terme de valeur pour la conservation. Dans le Chapitre 4, nous avons mesuré la diversité en terme de richesse spécifique des poissons et des mollusques et, là où c'était possible, calculé les indices de diversité à partir des données sur les poissons. Toutefois, la riche spécifique et la diversité ne sont nécessairement les critères les plus importants de la biodiversité sur lesquels baser une stratégie de conservation. Il est aussi important de considérer les niveaux d'endémisme, la spécificité de l'habitat, l'extension limitée et la rareté et l'intensité des menaces pesant sur différentes zones. Nous avons déjà suggéré que l'endémisme est moins un critère moins pertinent pour une évaluation comparative dans le lac Tanganyika, puisque la grande majorité des taxa explorés sont endémiques. La spécificité de l'habitat, les limitations dans l'étendue, la rareté et l'intensité des menaces sont tous des paramètres importants, mais l'information sur eux est actuellement plutôt éparpillée. Nous avons essayé de rassembler l'information sur les limitations dans l'étendue dans le Chapitre 3, basée sur l'analyse de données secondaires. Les particularités de l'habitat pourraient être analysées plus tard, mais requièrent visiblement de plus grandes séries de données que nous n'avons été en mesure de collecter jusqu'ici. De hauts degrés de spécificité de l'habitat avec les restrictions dans l'étendue qui en résultent semblent être seulement applicables à des habitats spécifiques d'extension spatiale ou d'occurrence limitée, comme les lits de coquilles, les récifs de stomatolites, les souches de végétaux submergées et les deltas de rivières. Vues ces contraintes, nous pensons qu'une analyse basée sur la richesse spécifique et ainsi une information sur la distribution comme telle est un point de départ utile pour informer la gestion de la conservation.

En recommandant des zones d'une importance avérée en terme de conservation, nous avons dû nous limiter à l'utilisation de critères basés sur la biodiversité. Nous reconnaissons, toutefois, qu'une large variété de facteurs influenceront les décisions futures à propos de la manière dont il faut mieux sauvegarder la biodiversité, et ces critères utilisées pour la planification de la conservation peuvent varier très fortement en fonction de celui qui choisit les priorités de conservation. Les organismes donateurs, les ONGs de conservation ou de développement et les gouvernements approcheront souvent cette question selon différentes perspectives, et leurs priorités peuvent varier entre la conservation du nombre maximum d'espèces à la gestion des espèces et des habitats pour la production de revenus stables au niveau national et local (Reid *et al.*, 1993). Ainsi, dans la planification pour la conservation, les recommandations scientifiques sont toujours modifiées par les impératifs sociaux, économiques et politiques (Margules et Pressey, 2000).

ESBIO a basé sa recommandation pour une stratégie de conservation en terme d'aires protégées. Ceci reflète le document original du projet PBLT, qui est a été jusqu'à spécifier la création de parcs nationaux supplémentaires, aussi bien que le renforcement dans la gestion de ceux qui existent. Nous avons essayé d'identifier les zones de plus grande diversité et cherché à identifier quelle combinaison de celles-ci pourrait donner le plus haut degré de protection pour la diversité du lac Tanganyika. Il est reconnu toutefois que le statut d'aire protégée est seulement une option, et qu'une approche plus large de la gestion du lac est vraisemblablement plus déterminante si la stratégie doit réussir. Des stratégies supplémentaires sont discutées plus loin dans ce chapitre, et dans le chapitre 6.

### 5.2 Points chauds de la biodiversité, Substituts et Complémentarité

A cause de la nature complexe et des difficultés associées à la réalisation d'inventaires de tous les taxa de la biodiversité (ATBI) (Kaiser, 1997), nous devons accepter une connaissance incomplète et utiliser des mesures partielles de la biodiversité en estimant la valeur relative de conservation de différentes zones (Margules et Pressey, 2000). Ainsi, en accord des travaux récents dans l'évaluation de la biodiversité et la planification de la conservation, ESBIO a utilisé les concepts de « points chauds de la biodiversité » et « substituts ». Ceux-ci furent fondées originellement sur la base que les schémas spatiaux de

richesses spécifiques coïncident de groupes taxonomiques à d'autres. Ainsi, en identifiant une zone de haute diversité (point chaud) pour un ou plusieurs taxa indicateurs (les substituts), on pourrait prédire de hauts niveaux de diversité pour tous les autres taxa dans le même secteur.

Le terme de « point chaud de biodiversité » a été utilisé pour la première fois par Myers (1989) pour décrire des zones relativement petites qui contiennent de grands nombres d'espèces endémiques, dont il a suggéré qu'elles pourraient conserver de grands nombres d'espèces si elles étaient protégées, que des zones de taille similaire ailleurs. Depuis lors, le terme a été appliqué à une gamme plus large de critères de la biodiversité comprenant la richesse spécifique, l'endémicité, aussi bien que des espèces rares ou menacées, mais est plus couramment utilisé en se référant à des zones de haute richesse spécifique. Dans le contexte du lac Tanganyika, l'utilité du concept des points chauds a été discuté. Cohen (1994) soutient l'idée que les groupes de populations de certains taxa peuvent fonctionner comme des méta-populations, et qu'ainsi ils peuvent être sujet à des fluctuations dans la taille et à des extinctions localisées, même dans les conditions naturelles. Il suggère que l'évaluation de la biodiversité à long terme et les études paléo-écologiques devraient confirmer à quel point les « points chauds » actuels sont éphémères, et qu'en conséquence le fait de baser les stratégies de conservation sur elles est discutable. Néanmoins, comme Coulter (1999) l'affirme, le besoin de mesures pour protéger la biodiversité du lac Tanganyika est pressant et la mesure selon laquelle l'action de conservation peut attendre des études de long terme et un débat prolongé est discutable, puisqu'ils conduisent souvent à « des limbes de paralysies ». La conservation est aussi une activité humaine, et doit être réalisée dans des limites de temps compatibles à la société humaine. Une planification sur un horizon de 50 ans peut sembler une période ridiculement courte dans le contexte de l'histoire géologique et de l'évolution du lac Tanganyika, mais est une longue période dans le contexte de la politique économique actuelle de l'Afrique.

Le concept des « substituts » est aussi une question ouverte. Nombre d'études conduites à la fois dans les régions tempérées et tropicales ont montré que, fréquemment, les zones riches en espèces ne coïncident pas pour différents (Prendergast *et al.*, 1993; Van Jaarsveld *et al.* 1998; Howard *et al.* 1998). Van Jaarsveld *et al.* (1998) ont aussi trouvé un manque de coïncidence entre les niveaux hiérarchiques et a senti que ceci sous-estimait la valeur d'espèces importantes dans les données de distribution pour la planification de la conservation, alors que Prendergast *et al.* (1993) a observé que beaucoup d'espèces rares n'apparaissent généralement pas dans les zones les plus riches en espèces. Aucune de ces études a échantillonné en profondeur les taxa d'écosystèmes aquatiques, mais elles suggèrent qu'une précaution doit être prise dans la sélection des aires de conservation prioritaires pour leur biodiversité sur la base d'un ou groupe taxonomiques.

Dans certaines études, comme alternative aux substituts, on a calculé le poids des taxa de divers groupes taxonomiques à des « sites de références » et ensuite appliqué celui-ci à des sites similaires ailleurs (Colwell and Coddington, 1994). Toutefois, ceci n'était pas possible pour ES BIO, étant donné l'insuffisance de données sur les groupes taxonomiques autres que les poissons et les mollusques. De telles analyses peuvent être possibles en utilisant la base de données de littérature dans l'avenir, en collectionnant les données sur la localisation de toutes les espèces connues.

Toutefois, Howard *et al.* (1998) and Prendergast *et al.* (1993) ont aussi démontré que même si des points chauds individuels peuvent ne pas correspondre pour différents taxa, un ensemble de zones dans lesquelles un ou plusieurs taxa sont bien représentés peut aussi représenter la biodiversité dans d'autres groupes taxonomiques. Ainsi, si un réseau de protection est établi pour couvrir tout un taxon ou groupes de taxa, une grande proportion des autres taxa seront tout aussi protégés. L'élément clé de cette approche est l'analyse de « complémentarité », qui évalue les différentes zones non seulement sur la base de leur richesse spécifique, mais sur la manière dont elles sont complémentaires l'une à l'autre biologiquement. Comme le souligne Howard *et al.* (1998), toute approche de sélection de sites qui englobe la plus grande diversité dans un taxon couvre vraisemblablement aussi une diversité d'habitats, prenant ainsi en même temps une large proportion de la diversité des autres taxa.

Afin de répondre à la question de savoir quelles zones conserver pour sauvegarder la plus grande diversité biologique, nous nous sommes basé sur l'analyse des richesses spécifiques et utilisé les analyses de complémentarité, en tant que méthode efficace pour maximiser le nombre d'espèces protégées dans la plus petite étendue (Reid, 1998).

### **5.3 Méthodes**

#### **5.3.1 Analyse de la valeur de conservation basée sur l'habitat**

Les cartes d'habitat ont été examinées pour s'assurer que tous les types d'habitats sont inclus dans le réseau d'aires protégées. Les types d'habitats ont été décrits à l'échelle locale et topographique (Table 5.1). Une combinaison de données d'explorations préliminaires lors des explorations de ESBIO, des informations plus générales et descriptives venant de sources secondaires et de la connaissance du lac par les membres de l'équipe de terrain de ESBIO, a été utilisé pour classer les substrats, et fournir une revue des principaux types d'habitats compris dans chaque zone identifiée par Cohen (1991) et dans les revue de base (Patterson and Makin, 1998) comme étant d'un intérêt potentiel pour la conservation.

#### **5.3.2 Comparaison des zones en utilisant la richesse spécifique et l'endémicité des poissons et des mollusques.**

Des listes totales d'espèces, qui couvrent différentes profondeurs, types d'habitats et méthodes d'échantillonnage ont été produites pour les zones explorées. Les zones ont été ensuite classées par ordre de grandeur depuis la richesse spécifique la plus élevée à la plus basse. Cette approche ne prend pas en compte les erreurs potentielles et l'impact du sous-échantillonnage dû soit à un effort insuffisant soit à l'utilisation de méthodes d'échantillonnage limitées. Ces considérations ont été analysées dans les chapitres antérieurs et sont rappelés ici pour appuyer dans l'interprétation des résultats de comparaisons de richesses d'échantillons regroupés. En plus, la proportion d'espèces endémiques récoltées parmi les espèces de poissons et de mollusques trouvées à chaque sites ont été calculées en pourcentages.

#### **5.3.3 Comparaison des sites en utilisant la complémentarité**

Comme mentionné dans section 5.2, cette méthode utilise la liste totale d'espèces pour chaque zone pour produire la plus petite combinaison de zones qui contient toutes les espèces récoltées dans nos explorations. Exprimé plus simplement, la procédure que nous avons suivi a identifié le contenu en espèces des réserves existantes, et sélectionné des sites supplémentaires étape par étape de manière à ajouter les zones qui apportent le plus grand nombre de nouvelles espèces.

- Etape une: sélectionner la zone qui a le plus grand nombre d'espèces non trouvées dans toute autre zone explorée (Zone 1). Ce ne sera pas nécessairement la zone avec la plus longue liste.
- Etape deux: Ajouter la zone qui a le nombre le plus élevé d'espèces non trouvées dans la zone 1 (Zone 2)
- Etape trois: Ajouter la zone qui a le plus grand nombre d'espèces non trouvées dans les zones 1 et 2.
- Etape quatre: Continuer à ajouter des sites de la même manière jusqu'à ce qu'il n'y ait plus de sites avec des espèces récoltées différentes.

A chaque étape, le nombre cumulé d'espèces représentées dans les sites sélectionnées est aussi calculé comme un total et comme un pourcentage de toutes les espèces récoltées dans le lac Tanganyika.

Une propriété importante de la complémentarité est qu'elle est calculée pour tous les secteurs non sélectionnés, puisque chaque nouveau secteur est ajouté à l'ensemble des autres. Ceci prend en considération le fait que la contribution d'une zone au nombre d'espèces comprises dans le réseau national est dynamique et que certaines espèces ou leur entières devraient pourrais être représentées comme un résultat de la sélection d'autres zones (Margules et Pressey, 2000). Quand on établit un réseau d'aires protégées, il est plus efficace de commencer avec des zones d'exploration contenant le plus grand nombre

d'espèces trouvées nulle part ailleurs (comme souligné plus haut), ajoutant ensuite des zones de manière à fournir le plus grand accroissement avec chaque nouvelle zone. Toutefois, quand on recherche des options pour étendre un réseau existant, comme sur le lac Tanganyika, il peut être plus logique d'utiliser les listes d'espèces combinées de toutes les aires protégées comme un point de départ. Conscient que nous cherchions à améliorer un réseau existant de parcs nationaux et, voulant comprendre comment chaque zone contribuait à la protection des espèces de poissons et de mollusques, nous avons fait des analyses en utilisant les deux méthodes.

## 5.4 Résultats

### 5.4.1 Comparaison des sites en utilisant les cartes d'habitats

La Table 5.1 indique la proportion de chaque type d'habitat observé dans les eaux adjacentes aux aires protégées existantes. Dans trois des parcs (Mahale, Gombe, Nsumbu), tous les types principaux d'habitats (sablonneux, rocheux, mixte sablonneux/rocheux) sont représentés. Mahale et Nsumbu sont clairement dominés par des substrats rocheux et rocheux mixtes, alors qu'à Gombe il y a une nette prépondérance des habitats sablonneux. Dans tous les trois parcs, il a été trouvé que la majorité de ces habitats étaient relativement vierges. Des habitats spéciaux (lits de coquilles, souches de macrophytes émergents, récifs de stromatolites) étaient aussi représentés dans les zones aquatiques adjacentes aux parcs nationaux. De vastes lits de coquilles furent identifiées dans la partie Sud du Parc National de Mahale en Tanzanie, et Nord-Ouest du Parc National de Nsumbu en Zambie. Des récifs stromatolites sont aussi trouvés à la fois près des limites Nord et Sud de Mahale.

Même s'il comporte une gamme d'habitats plus restreinte, le Parc National de la Rusizi est particulièrement important, parce qu'il comprend des habitats qui ne sont pas bien représentés ailleurs dans le réseau d'aires protégées, comprenant: de larges bandes de macrophytes, un delta d'une importante rivière avec des substrats vaseux, avec des eaux troubles et riches en nutriments. Des habitats similaires devraient être trouvés dans l'autre grand delta, là où la rivière Malagarazi entre dans le lac Tanganyika sur la côte tanzanienne. Comme pour la Rusizi, le delta de la Malagarazi fait l'objet d'un effort intensif de pêche. Toutefois, contrairement à Ruzizi, le delta lui-même n'est pas protégé et constitue le siège de beaucoup de villages et de populations. Néanmoins, alors que Rusizi n'a pas une protection contre les menaces provenant de son bassin versant plus large, la probabilité d'impacts négatifs émanant du bassin versant de la Malagarazi pourrait être réduite comme un résultat de la récente désignation de la plaine inondable de la Malagarasi-Muyovozi comme un site Ramsar. Une étude comparative des deux importants systèmes serait utile pour établir toute l'importance de la biodiversité qu'ils supportent et informer les décideurs sur la meilleure façon de la conserver.

**Table 5.1 Observation avec planche Manta: la proportion de chaque type d'habitat enregistrée dans les eaux adjacentes aux parcs nationaux, en kilomètres et en pourcentages de la côte de l'aire protégée**

Zone explorée *	Type de Substrat											
	Roches		Graviers		Sable		Mixte		Roches Mixtes		Sable Mixte	
	(km)	(%)	(km)	(%)	(km)	(%)	(km)	(%)	(km)	(%)	(km)	(%)
<i>Gombe</i>	4.8	24.5	-	-	10.7	54.9	4	20.5	-	-	-	-
<i>Mahale</i>	25.2	42	0.6	1	12	20	12.6	21	6	10	3.6	6
<i>Nsumbu</i>	34	44	1	1	18	23	2	3	13	17	9	12
<i>Toutes les zones</i>	64	40.9	1.6	1	40.7	26	18.6	11.9	19	12.1	12.6	8.1

\*A cause de la faible visibilité et des densités de crocodiles et d'hippopotames, le parc national de la Rusizi n'a pas été échantillonné avec la technique d'observation avec la planche manta. Toutefois, des échantillonnages ultérieurs pour les mollusques avec des dragues ont confirmées que les substrats prédominant (sable, vase, boue)

Les autres zones dans lesquelles des explorations par la technique manta furent effectuées contenaient des types des substrats largement similaires à celles trouvées dans les zones adjacentes aux parcs nationaux. Ainsi, du point de vue des habitats, étendre le réseau des

parcs nationaux pour les inclure ajouterait peu à la gamme des types d'habitats protégés, même si cela pourrait en effet permettre de conserver les espèces dans ces zones.

Les ensembles d'espèces associées avec ces habitats sont représentatifs, en terme de diversité globale et de structure d'écosystème, des communautés dans des habitats similaires ailleurs dans le lac. Et chaque zone supporte quelques espèces uniques, mais dans l'ensemble, la différence dans la composition en espèces entre les zones est limitée. Les bandes de roseaux dans le delta de la Rusizi constituent une importante zone de reproduction et de croissance pour les juvéniles de poissons d'importance économique et jouent un rôle important dans la séquestration d'une certaine quantité de sédiments. C'est une zone de faible endémisme, mais de haute diversité parmi les espèces de poissons non cichlidés, dont un certain nombre d'espèces devant effectuer des migrations entre le lac et la rivière.

#### 5.4.2 Comparaison entre les zones en utilisant la richesse spécifique des poissons et des mollusques

Les Table 5.2 et Table 5.3 donnent le nombre total des espèces, genres et familles enregistrées pour les poissons et les mollusques dans chaque zone d'exploration, comme elles classent ces zones par ordre selon le degré de représentation à chaque niveau taxonomique. Mahale est clairement la zone la plus riche à tous les niveaux, à la fois pour les poissons et les mollusques, avec nettement moins d'espèces enregistrées dans les zones suivantes en terme de richesse, qui pour une large part sont aussi des zones adjacentes à des parcs nationaux existants. En général, une haute diversité spécifique est le reflet d'une haute diversité au niveau des genres et des familles. Les embouchures des rivières Lufubu et Chisala constituent une exception, puisqu'on a récolté 40% moins d'espèces qu'à Mahale mais le même nombre de familles. Les raisons de ceci ne sont encore claires, d'autant que des résultats similaires n'ont pas été obtenus pour d'autres embouchures de rivières comme le delta de la Rusizi et les rivières Kalambo et Lunzua.

Une part de la variation dans la richesse taxonomique peut être attribuée aux différences dans l'effort d'échantillonnage. Certaines zones d'exploration ont été échantillonnées moins intensivement que d'autres, ou avec seulement une méthode d'échantillonnage, souvent pour des raisons de logistique ou de sécurité. Il semble ainsi probable que certaines sections de la côte lacustre, notamment la zone d'exploration dans la partie Nord en R D du Congo, devraient donner plus d'espèces si elles étaient échantillonnées avec une intensité similaire à celle appliquée dans les aires protégées. Ceci devrait être tenu en compte quand on considère la classification dans Table 5.2 et Table 5.3.

**Table 5.2 Zones explorées avec leur classement par ordre selon la richesse en espèces, genres et familles de poissons (non corrigé pour les différences dans l'intensité de l'échantillonnage)**

Pays	Zone explorée	Espèces		Genres		Familles	
		Total	Rang	Total	Rang	Total	Rang
Burundi	P N de Rusizi	80	5=	48	4	9	4=
	Baie de Bujumbura	44	14	34	12=	7	10=
	Gitaza	62	10=	39	10	7	10=
	Sud Burundi	80	5=	43	5=	8	7=
R D Congo	Zone d'Uvira	71	9	42	7=	8	7=
	Pemba/Bangwe/Luhangwa	82	4	40	9	8	7=
Tanzanie	P N de Gombe	94	2	49	3	9	4=
	Zone de Kigoma	38	16	26	15	5	14=
	P N de Mahale	128	1	54	1	11	1=
Zambie	Kalambo/Lunzua	50	13	34	12=	6	13
	Chikonde	43	15	25	16	5	14=
	Mpulungu Area	62	10=	38	11	9	4=
	Lufubu/Chisala	75	7	43	5=	11	1=
	Katoto/Kapembwa/Kasakalawe	74	8	42	7=	7	10=
	P N de Nsumbu	91	3	51	2	11	1=
	Baie Cameron	54	12	28	14	4	16

**Table 5.3 Zones d'exploration classées par ordre selon la richesse en espèces et genres de mollusques**

Pays	Zone explorée	Espèces		Genres	
		Total	Rang	Total	Rang
Burundi	P N de Rusizi	1	9	1	9
	Gitaza	25	2	15	1=
R D Congo	Zone d'Uvira	9	8	7	7
	Pemba/Bangwe/Luhangwa	17	3	10	4=
Tanzanie	P N de Gombe	16	4=	11	3
	P N de Mahale	26	1	15	1=
Zambie	Katoto/Kapembwa/Kasakalawe	10	7	5	9
	P N de Nsumbu	16	4=	10	4=
	Baie Cameron	11	6	9	6

#### 5.4.3 Comparaison des zones en utilisant l'endémisme des poissons et des mollusques

Le nombre total d'espèces de poissons endémiques enregistrées dans chaque zone d'exploration est donné dans la Table 5.4, avec le pourcentage de toutes les espèces dans chaque zone qui étaient endémiques. Comme cela peut être observé, la grande majorité des taxa enregistrés sont endémiques, le pourcentage moyen pour toutes les zones étant de 96.3%. Dans toutes les zones explorées où l'exploration des mollusques a été faite, les niveaux d'endémicité étaient de 100%. A partir de ceci, nous avons conclu que l'endémisme est un critère moins pertinent pour une évaluation comparative que la richesse spécifique et, ainsi, nous n'en avons pas tenu compte outre mesure dans nos analyses.

**Table 5.4 Proportion d'espèces de poissons endémiques enregistrées par zone explorée**

Pays	Zone explorée	Espèces endémiques	
		Total	%
Burundi	P N de Rusizi	75	93.8
	Baie de Bujumbura	38	86.4
	Gitaza	61	98.4
	Sud du Burundi	78	97.5
R D Congo	Zone d'Uvira	68	95.8
	Pemba/Bangwe/Luhangwa	80	98.8
Tanzanie	P N de Gombe	91	96.8
	Zone de Kigoma	38	100
	P N de Mahale	122	96.1
Zambie	Kalambo/Lunzua	48	96
	Chikonde	43	100
	Zone de Mpulungu	59	95.2
	Lufubu/Chisala	70	93.3
	Katoto/Kapembwa/Kasakalawe	73	98.6
	P N de Nsumbu	86	94.5
Baie Cameron	54	100	

#### 5.4.4 Comparaison des sites en utilisant la complémentarité

Des analyses de complémentarité basées sur la richesse spécifique ont été effectuées à la fois pour les données sur les poissons et sur les mollusques comme souligné dans la Section 5.3.3. Dans les analyses sur les données sur les poissons (Table 5.5), le Parc National de Mahale a été sélectionné le premier parce qu'il avait le plus grand nombre d'espèces uniques non trouvées ailleurs dans nos explorations. Même si ce n'est pas la zone suivante en terme de richesse en espèces, Rusizi a le nombre le plus élevé d'espèces qui ne sont pas trouvées à Mahale (la plus grande complémentarité pour Mahale), suivi par les deux autres parcs nationaux riverains du lac, Nsumbu et Gombe. Le résultat indique que les eaux en face des

quatre parcs nationaux existants renferment au moins 73% des espèces de poissons connues du lac, et environ 90% des espèces enregistrées par cette exploration.

Le fait d'ajouter les deux zones aux embouchures de rivières adjacentes à Nsumbu (Lufubu et Chisala) et les zones rocheuses du Nord au Congo (Pemba, Luhanga, Bangwe) apporte seulement 6 espèces au total et, avec chaque zone incluse ensuite, le nombre d'espèces ajoutées diminue encore plus. Il n'y a pas de raison de supposer que cette tendance ne serait pas vraie pour d'autres zones en dehors des limites de notre exploration. Chaque nouvelle zone qui est ajoutée au réseau d'aires protégées contient probablement une ou deux espèces non trouvées ailleurs. Même des ajouts significatifs au réseau d'aires protégées augmentent ainsi peu le nombre d'espèces officiellement protégées, et ne permettra probablement pas d'assurer la survie de petites proportions de taxa parmi les poissons qui ont des distributions spatiales limitées.

**Table 5.5 Analyse de Complémentarité et richesse spécifique des poissons**

Pays	Zone	Nombre total d'espèces cumulé	Cumul des % des espèces observées représentées	% du nombre total des espèces enregistrées dans le lac
Tanzanie	P N de Mahale	128	64.6	52.7
Burundi	Rusizi	157	79.3	64.6
Zambie	P N de Nsumbu	169	85.4	69.5
Tanzanie	Gombe	178	89.9	73.3
Zambie	Lufubu/Chisala	184	92.9	75.7
Congo	Pemba/Luhanga/Bangwe	187	94.4	77
Congo	Uvira	190	96	78.2
Burundi	Baie de Bujumbura	193	97.5	79.4
Zambie	Mpulungu	195	98.5	80.2
Zambi	Kalambo/Lunzua	197	99.5	81.1
Burundi	Sud du Burundi	198	100	81.5
<b>Tous</b>	<b>Toutes</b>	<b>198</b>	<b>100</b>	<b>81.5</b>

Approximativement 243 espèces de poissons sont connues dans le lac (jusqu'à 100 espèces supplémentaires sont trouvées dans le bassin versant, mais pas dans le lac). Parmi celles-ci, 198 (81.5%) ont été enregistrées dans la présente exploration.

Il devrait être noté que ces analyses sont basées sur les données d'échantillonnages de ESBIO seulement, mais qu'elles pourraient être répétées en y ajoutant des données antérieures (CRRHA, Ecotones, etc.), où les tailles d'échantillons étaient plus grandes dans certains cas.

Par contre, l'analyse des données des mollusques a montré que la zone avec le plus grand nombre d'espèces uniques (Gitaza), qui devrait normalement être sélectionné en premier, était en dehors du réseau des arcs nationaux existants. Toutefois, comme nous nous préoccupons de savoir dans quelle mesure les zones ajouteraient de nouvelles espèces au réseau actuel de parcs nationaux, nous avons effectué nos analyses d'abord sur les 4 parcs nationaux avant de déterminer la complémentarité des autres zones explorées (Table 5.6).

**Table 5.6 Analyse de Complémentarité et richesse spécifique des mollusques**

Parc National	Nombre total d'espèces cumulé	Cumul des % des espèces observées représentées	% du nombre total des espèces enregistrées dans le lac **
Parc National de Nsumbu	16	35.6	23.9
Parc National de Mahale	31	68.9	46.3
Parc National de Gombe	34	75.6	50.7
Rusizi	34	75.6	50.7
Gitaza	41	91.1	61.2
Pemba, Luhanga, Bangwe	43	95.6	64.2
Katoto, Kapembwe, Kasakalawe	44	97.8	65.7
Uvira	45	100	67.2

\*\* Actuellement, 52 espèces de gastéropodes et 15 espèces de bivalves ont été décrites dans le lac, même si les travaux taxonomiques continuent.

La proportion du nombre total d'espèces du lac trouvée dans les eaux adjacentes aux aires protégées est nettement inférieure à celle pour les poissons. La découverte d'un grand nombre de coquilles vides d'espèces enregistrées précédemment en face du parc national de la Rusizi suggère qu'un échantillonnage plus poussé devrait accroître le nombre total d'espèces dans cette zone. Un nombre supplémentaire de 11 espèces ont été trouvées dans des sites qui ne sont pas en associations avec des parcs nationaux, apportant la proportion des espèces lacustres enregistrées par ESBIO à 64.1%. La zone de Gitaza (Burundi) supporte la deuxième richesse spécifique la plus élevée (25 espèces) de toutes les zones explorées et, si elle était incorporée dans le réseau d'aires protégées, elle ajouterait 7 espèces supplémentaires, soit plus de 10% de toutes les espèces enregistrées jusqu'ici dans le lac. Elle constitue ainsi un important centre de diversité pour les mollusques dans le lac Tanganyika.

Pour les analyses ci-dessus, nous avons regroupé les mollusques gastéropodes et bivalves. Toutefois, sur les 45 espèces de mollusques enregistrées par nos explorations, 3 étaient des bivalves. Si les deux groupes sont considérés séparément, il ressort ainsi que seulement 20% des espèces de bivalves trouvées dans le lac ont été enregistrées par nos explorations et celles-là sont toutes représentées dans les parcs nationaux existants. Par contre, 80.8% de toutes les espèces de gastéropodes ont été enregistrées par ESBIO. Parmi celles-ci, 59.6% bénéficient d'une mesure de protection par le système actuel de parcs nationaux, qui pourrait s'élever à 73% avec l'inclusion de Gitaza.

## 5.5 Discussion

### 5.5.1 Options de conservation

Comme annoncé dans l'introduction de ce chapitre, nous avons basé nos recommandations pour une stratégie de la conservation sur les critères de la biodiversité: représentation des habitats, richesse spécifique et complémentarité. Nous reconnaissons que d'autres critères de la biodiversité pourraient être considérés dans des explorations futures (voir Section 2.11) et que la rareté, l'endémisme, les distributions limitées, la dynamique des métapopulations, la stabilité temporaire de la richesse spécifique, la diversité fonctionnelle et la diversité des taxa supérieurs pourraient tous augmenter l'efficacité avec laquelle les réseaux d'aires protégées sont sélectionnées. Tout ceci devient plutôt théorique (et franchement pas nécessaire) si d'autres critères qui déterminent les options de conservation sont considérées d'une manière exagérée. Nous avons aussi reconnu que l'importance des autres facteurs dans la formulation des stratégies de conservation comme la nature et l'importance des menaces, la faisabilité et le coût social et économique de la mise en œuvre. Il est d'usage d'inclure ces informations dans toute évaluation d'options de conservation. Toutefois, le volume de nos données dans ces domaines étant très limité, nous sommes seulement en mesure de faire une évaluation préliminaire de ces critères.

L'analyse de complémentarité des données de l'exploration de ESBIO a donné une indication sur le degré selon lequel la biodiversité du lac Tanganyika est représentée dans le réseau



d'aires protégées. Nous savons que 81.5% de toutes les espèces de poissons et plus de 50% de toutes les espèces de mollusques [environ 60% des gastéropodes] connues pour exister dans le lac sont trouvées dans les eaux adjacentes aux parcs nationaux et que la grande majorité de ces espèces sont endémiques au bassin du lac. Ceci suggère qu'une proportion significative de la diversité d'un grand nombre de taxa bénéficie actuellement d'une certaine forme de protection. L'analyse de complémentarité a aussi identifié certaines zones actuellement non protégées qui, si elle étaient gérées pour la conservation, pourraient fournir une protection supplémentaire pour la biodiversité du lac Tanganyika. Que ces zones soient meilleures que les autres zones non explorées à ce jour ne peut évidemment pas être établi avant que tout le lac ne soit exploré. Vue l'étendue des explorations actuelles, la question principale est: quelle est la meilleure stratégie pour conserver la biodiversité dans les zones en dehors des parcs qui a été identifiée comme biodiversité de valeur pour la conservation? Devraient-elles être ajoutées au réseau d'aires protégées ou y a-t-il des options alternatives qui pourraient permettre d'arriver plus efficacement à cet objectif?

### **5.5.2 Les menaces**

Une évaluation détaillée des menaces sur la biodiversité est cruciale pour prendre des décisions efficaces à propos de la programmation et de la localisation de l'action de conservation (Margules and Pressey, 2000), surtout parce que les facteurs qui ont conduit à de hauts degrés de spéciation dans le lac peuvent aussi rendre les espèces plus vulnérables à de tels menaces (Cohen, 1994). Les données sur les principales menaces sur la biodiversité ont maintenant été inventoriées pour le lac Tanganyika, mais n'étaient pas disponibles jusqu'à un stade très tardif du projet et, en conséquence, nous ne sommes pas en mesure de les intégrer pleinement dans ce document. Malheureusement, ainsi, il y a peu d'informations spécifiques dans ce rapport sur où et comment les principales menaces, la sédimentation, la pollution et la pression de la pêche, affectent probablement la biodiversité du lac Tanganyika. Ceci permet de souligner l'importance qu'il y a à intégrer l'objectif et les plans de travail dès le début de la mise en œuvre d'un projet. L'image générale qui ressort est que la plus grande partie du lac Tanganyika supporte des habitats relativement vierges, les principales menaces étant plus ou moins localisées dans et autour de grands centres de populations humaines. Toutefois, avec la pression croissante sur les ressources naturelles consécutive aux taux élevés de la croissance des populations sur le bassin versant du lac, les impacts de ces menaces devraient se répandre beaucoup plus et leur sévérité s'intensifier (Patterson, 2000; Bailey-Watts *et al.*, 2000; Lindley, 2000).

#### *5.5.2.1 La sédimentation*

L'étude spéciale du PBLT sur la sédimentation (ESSed) a conclu que l'érosion est un sérieux problème dans certaines zones du bassin versant du lac Tanganyika, à cause de la déforestation et de pratiques agricoles inappropriées. Celle-ci a résulté dans un accroissement important des matières solides en suspension entrant dans le lac, comparé au taux des apports historiques au lac. Un éventail complexe de facteurs affectent la distribution de la sédimentation et son transport horizontal au sein du lac n'est pas encore compris. Néanmoins, les résultats des données des recherches de ESSed suggèrent que les sites littoraux dans les 10 km de part et d'autre du point de décharge de bassins versants de taille moyenne (approx. 50 km<sup>2</sup> – 4,000 km<sup>2</sup>) sont le plus exposés aux risques (Patterson, 2000). D'une manière significative toutefois, il a été trouvé, dans une étude conduite dans et autour du Parc national de Gombe, que les vitesses de sédimentations sont d'une amplitude moindre sur les environnements plus ou moins vierges, quand le bassin versant était protégé, que dans des zones affectées (Nkotagu et Mwambo, 2000)

La recherche du PBLT sur les impacts directs de la sédimentation sur la biodiversité du lac a été limitée et les résultats sont incomplets. Toutefois, un travail sur la paléolimnologie effectué par ESSed suggère que, quand une perturbation dans une zone est importante et que la sédimentation totale s'accroît, la diversité est invariablement basse et les communautés sont dominées par des espèces tolérantes aux fortes charges de sédiments. De la même manière, des apports expérimentaux de sédiments sur le terrain effectués sur des habitats rocheux ont montré un impact négatif de la sédimentation sur les populations de gastéropodes (l'interprétation des résultats sur les populations de poissons doit encore être faite). Par contre, la recherche sur les effets des sédiments sur la faune des chironomides n'a pas

permis d'identifier d'impacts significatifs sur la diversité ou sur la composition spécifique (Patterson, 2000).

Dans une étude antérieure sur les effets de la sédimentation sur les populations de poissons, de mollusques et d'ostracodes dans le lac Tanganyika, Alin *et al.* (1999) ont trouvé que la diversité était généralement corrélée négativement avec le niveau de perturbation. Une des raisons les plus probables de ceci est la simplification de la structure de l'habitat quand les fentes et les crevasses sont remplis de boue et de sable. Ceci laisse peu de refuges pour plusieurs espèces et leurs juvéniles contre la prédation, et une réduction de la partie de l'habitat recherché par les espèces discrètes et nocturnes. De plus, il souligne que beaucoup d'espèces de poissons du lac Tanganyika sont des pondeurs sur substrat et que, ainsi, un dépôt excessif de sédiments sur le substrat peu influencer négativement le succès de la reproduction des poissons.

Ils expliquent aussi que, comme la productivité sur substrat rocheux dépasse celle sur le sable, une réduction de ce substrat dans une zone pourrait probablement avoir des effets amplificateurs sur la réduction de la diversité et de l'abondance à des niveaux trophiques supérieurs. De plus, une distribution irrégulière de l'habitat, combinée avec une tendance pour une spécificité et une réduction dans l'étendue de l'habitat, peut aussi favoriser la susceptibilité à l'extinction, à mesure que la distance entre des populations successives s'accroît avec la destruction de l'habitat, et la fragmentation et les possibilités de recolonisation sont ainsi limitée.

Comme pour le moment il est difficile de déterminer l'effet exact que le dépôt accru de sédiment va avoir sur différents groupes taxonomiques puisque, à cause de caractéristiques variables, ces groupes auront des niveaux de réponses différents à la perturbation. Avec le temps, toutefois, ceci devrait mener vers une homogénéisation de l'habitat dans la zone littorale et sub-littorale du lac, comme les substrats rocheux sont recouvert par des substrats mous, avec comme résultat une chute correspondante dans la diversité spécifique (Alin *et al.*, 1999)

#### 5.5.2.2 La pollution

Le travail réalisé par l'Etude Spéciale Pollution (ESPol) suggère que le lac Tanganyika est actuellement peu affecté par la pollution, en dépit du fait que des déchets d'origine industrielle et domestique ne sont jamais traités avant d'être déversés dans le lac. En général, les eaux du lac restent oligotrophes, et les inventaires de ESPol sur la pollution industrielle, les analyses de la qualité de l'eau et les études sur le phytoplancton, suggèrent que la pollution n'est pas actuellement en train de dégrader la qualité de l'eau ou d'altérer les chaînes trophiques. Ceci est principalement parce que, comme leur niveau actuel est bas, les polluants sont dilués rapidement à leur entrée dans le lac (Bailey-Watts *et al.*, 2000).

Les exceptions à ce constat global sont les principaux centres urbains au bord du lac. Dans la baie de Kigoma, il y a une tendance visible à l'eutrophisation et, dans la baie de Bujumbura, les quantités de polluants industriels déversés dans le lac sont une cause de préoccupation. De plus, le taux élevé d'accroissement de la population dans le bassin versant devraient vraisemblablement conduire à un accroissement de la pollution, qui devrait avoir de sérieuses conséquences à long-terme sur la santé écologique du lac. Ceci est particulièrement alarmant parce que le lac a un temps de résidence moyen de 440 ans et un temps de vidange de 7000 ans, de telle manière que les processus d'amélioration devraient s'étendre sur des générations (Bailey-Watts *et al.*, 2000).

Peu de travaux ont été menés sur les effets des différents types de pollution sur la biodiversité. Alin *et al.* (1999) pensent que l'eutrophisation, devrait favoriser certaines espèces, mais qu'elle pourrait conduire à une réduction des tailles de populations et à une extinction d'autres. Ils suggèrent que l'entrée de nutriments supplémentaires et une demande biologique en oxygène accrue contribuent à l'accroissement de la production bactérienne et conduit à des conditions anoxiques près de l'interface eau-substrat à une profondeur beaucoup moins élevée que celle de l'oxycline. De plus, la pollution industrielle et domestique peut avoir conduit à une réduction de la richesse spécifique et à des

changements dans la composition des communautés dans des sites comme les ports de Bujumbura et de Mpulungu (comm. pers. Ntakimazi et Mwape).

### 5.5.2.3 *La surpêche*

L'Etude Spéciale Pratiques des Pêches (ESPP) a rapporté que des communautés de poissons littoraux et sub-littoraux diverses adjacentes à des zones d'installation de fortes populations sont sujettes à une pression de la pêche plus forte qu'on ne l'avait pensé antérieurement. Ces pêches littorales sont complexes, puisqu'elles sont multi-spécifiques, multi-engins (plus de 50 engins ont été identifiés par ESPP) et impliquent à la fois la pêche artisanale et la pêche de subsistance, si bien qu'il est difficile d'évaluer leur impact total. Néanmoins, on estime que leurs prises cumulées sont considérables (Lindley, 2000). ESPP a noté l'importance de la pêche pélagique pour beaucoup de pêcheurs artisanaux de petite taille, prédisant que l'effet d'un échec de la pêche pélagique devrait être un accroissement de la pression sur la zone littorale à travers une plus grande dépendance sur les ressources de poissons de la zone littorale et sur les terres pour l'agriculture (Cowan and Lindley, 2000).

L'effet indirect de la surpêche est qu'elle décroît la survie des populations de poissons, les rendant ainsi plus vulnérables aux changements de l'environnement (Lauck *et al.*, 1998). Sanyanga *et al.*, (1995) ont supposé que les Cichlidés dans le lac Kariba étaient particulièrement vulnérables parce que beaucoup d'espèces gardent leurs nids ou incubent leur ponte, investissant ainsi dans une stratégie de taux de survie élevée et de faible fécondité. De la même manière, beaucoup de populations de poissons pourrait manquer de résilience à cause de leur faible fécondité, leurs petites tailles de populations, leur sédentarité et leur espace de distribution limité (Cohen, 1994)

Les Parcs Nationaux (voir section suivante) constituent un moyen potentiel pour limiter les impacts de la surpêche sur la biodiversité. Deux parmi les parcs nationaux ont une zone aquatique – Mahale et Nsumbu. Dans les deux cas, la pêche est interdite, et même si les moyens pour mettre cette mesure en œuvre sont limités, il semble que l'exploitation illégale est limitée (comm. pers. du personnel des Parcs Nationaux de Mahale et Nsumbu). Même si la zone adjacente à Gombe n'est pas officiellement protégée, la seine de plage est interdite et la délivrance de permis pour utiliser les filets maillants est à la discrétion des autorités du parc. Grâce à la petite longueur de la côte, peu de moyens sont requis appliquer ces contrôles et ainsi l'intensité de pêche est faible (comm pers. D. Sellanyika). Les eaux en face du Parc National de la Rusizi ne sont pas protégées et sont pêchées intensément. Plus de détails sur la situation de chacun des parcs nationaux sont données dans la Table 5.7.

## 5.5.3 **Les aires protégées en tant qu'outil de conservation**

### 5.5.3.1 *Les aspects positifs des aires protégées*

Les deux principales fonctions des réserves sont, d'une part de constituer un échantillon ou de représenter la biodiversité des écosystèmes dans lesquels ils pourraient se présenter et, d'autre part qu'ils devraient séparer cette diversité des processus qui la menacent (Margules et Pressey, 2000). A partir des analyses faites jusqu'ici, il est clair que le réseau des aires protégées du lac Tanganyika contribue, et de manière significative, à la réalisation de la première fonction. Le degré selon lequel la deuxième fonction est remplie est moins clair. Le grand volume de littérature existant sur les réserves aquatiques est quasi exclusivement en rapport avec les systèmes marins et les zones où la gestion pour les pêcheries est le facteur directeur. Néanmoins, beaucoup de questions en rapport avec l'efficacité des réserves marines sont pertinentes pour les conditions du lac Tanganyika.

Les réserves aquatiques sont généralement constituées pour servir de tampon contre les menaces potentielles pour augmenter les chances de durabilité des communautés à l'intérieur de leurs limites (Mangel, 2000) principalement à travers la protection directe de l'habitat (Williams, 1998). Le statut actuel des parcs du lac Tanganyika semble en accord avec cette conception. Toutes offrent un degré substantiel de protection au bassin versant adjacent à la côte lacustre. Cela signifie que la végétation n'est généralement pas perturbée et que par conséquent la sédimentation reste à des niveaux naturels (Nkotagu et Mwambo, 2000). De plus, les restrictions imposées aux activités humaines à l'intérieur du parc, combinées avec leur éloignement des centres importants d'habitations humaines (avec

l'exception du parc National de la Rusizi) réduisent leur vulnérabilité à la pollution. Pourtant en réalité les parcs aquatiques demeurent vulnérables aux risques de pollution puisque leurs frontières ne constituent pas une barrière physique aux polluants, ceux-ci pouvant venir de bien loin des limites du parc et contaminer ses eaux à l'intérieur.

Les parcs fournissent aussi potentiellement une protection contre l'exploitation des ressources aquatiques par l'homme qui, dans le cas du lac Tanganyika consiste dans la pêche. Les études sur la réserves marines suggèrent que, quand la pêche est interdite, la biomasse des poissons augmente (Roberts, 1995; Walls, 1998;) et, en conséquence, la production des œufs et des larves s'accroît (Williams, 1998). Il y a aussi des indications que des captures de poissons plus élevées dans les zones de pêches adjacentes, comme les juvéniles et les adultes quittent les réserves pour fuir le surpeuplement et la compétition (Roberts et Polunin, 1991; DeMartini, 1993; Attwood et Bennett, 1994; Williams 1998). Lauck *et al.*, (1998) va jusqu'à affirmer que grâce à la sécurité offerte par un système de réserves efficace, la zone exploitée peut probablement être pêchée quelque peu plus intensivement que cela ne pourrait être désirable en l'absence de la réserve. Le degré selon lequel ceci est applicable au lac Tanganyika est discutable, puisqu'à part les espèces pélagiques de Clupéidés et de Lates, la plupart des espèces de poissons dans le lac sont très sédentaires et ont une distribution restreinte et ne pourraient probablement pas repeupler efficacement des zones surexploitées. Il est dès lors vraisemblable que la principale fonction des zones protégées, pour ce qui est de leur efficacité sur les ressources de poissons, devrait être limitée aux effets associées avec la réduction de la mortalité dans une portion d'une grande population de poissons mise en évidence par Idechong et Graham (1998) dans leurs études sur des petites réserves marines aux îles Ngerukewid de Palau.

Deux seulement parmi les aires protégées, Mahale et Nsumbu, ont leurs eaux adjacentes incluses dans les limites des parcs. Dans les deux cas, la pêche est interdite, et même si les moyens disponibles pour faire appliquer cela ne sont pas très élevés, il semble que l'exploitation illégale est limitée (voir la section 5.5.2.3). Plus de détails sur la situation de chacun des parcs nationaux sont données dans la Table 5.7.

#### 5.5.3.2 Problèmes en rapport avec les aires protégées

Nos résultats indiquent que les parcs existants sur le lac Tanganyika renferment des diversités spécifiques significatives et qu'il procurent une forme de protection à l'intérieur de leurs limites. Mais les aires protégées seuls ne garantissent pas une conservation effective de la biodiversité. Elles ont des caractéristiques propres qui limitent leur efficacité et elles restent vulnérables à un ensemble de menaces environnementaux et anthropiques.

Même si les réserves contiennent un nombre significatif d'espèces, elles ne contiennent pas nécessairement des populations viables de ces espèces. La théorie en matière de biogéographie énonce que les plus grandes réserves sont plus robustes, que de préférence elles devraient être proches et, dans tous les cas, reliées par des couloirs d'habitats. En réalité, beaucoup de contraintes, souvent politiques et socio-économiques, empêchent à ces directives d'être applicables. Au mieux, là où la zone disponible pour une protection est limitée, des choix peuvent devoir être faits entre peu de grandes réserves ou une combinaison de réserves plus petites qui ensemble sont plus représentatives de la biodiversité de la région mais qui, individuellement sont moins efficaces pour le maintien de quelques espèces (Margules et Pressey, 2000). Les petites réserves sont plus susceptibles de perdre leurs espèces si elles deviennent les vestiges d'habitats naturels entourés d'un habitat hostile, résultant d'un accroissement et d'une intensification des activités humaines (Folke *et al.*, 1996).

L'eau est un milieu efficace pour le transport de nutriments dissous, de sédiments, de polluants et d'organismes à la fois juvéniles et adultes. En conséquence, indépendamment de la taille, aucune aire protégée aquatique n'est à l'abri d'effets négatifs venant de l'extérieur et parfois d'habitats associés se trouvant à des distances considérables, soit du milieu terrestre, atmosphérique ou aquatique (Williams, 1998; Horrill *et al.*, 1996). Les eaux adjacentes au parc de la Rusizi illustrent bien ceci. Les principales menaces à leur biodiversité viennent du bassin de la Rusizi et ne sont pas réduites par la petite zone du delta, qui est actuellement protégée. Ainsi l'extension des limites du parc dans le lac lui-même ne pourrait pas améliorer

la protection contre des menaces venant du bassin versant plus large, même si cela pourrait réduire l'impact de l'effort de pêche intensif actuel.

Quand il faut évaluer les avantages et les inconvénients des parcs nationaux, toutefois, il est important de regarder au delà de facteurs exclusivement écologiques ou de conservation. Une gestion efficace des aires protégées requiert un niveau d'affectation de ressources que peu de nations en développement sont en mesure de fournir, étant donné les nombreuses demandes pressantes sur leurs ressources de base parfois limitées. En conséquence, les parcs reçoivent inévitablement peu de personnel et peu de budgets, avec souvent comme résultat un personnel mal formé qui n'a ni équipement ni capacité logistique pour mettre correctement en œuvre les plans de gestion. Ceci est démontré clairement sur le lac Tanganyika par l'effort de réglementation minimal consacré aux zones aquatiques adjacentes aux Parcs nationaux de Mahale et Nsumbu. Dans le cas de Mahale, la pêche illégale est maintenue actuellement à un niveau bas, non par les activités des autorités du parc, mais par le manque de sécurité pour les pêcheurs étant donné la proximité du conflit dans la R D du Congo. De même, les capacités d'action des gardiens de parc à Nsumbu sont négligeables (ils ont deux bateaux) et la réglementation la plus vigoureuse est menée par le personnel des deux auberges pour touristes situés dans la baie Nkamba. L'affectation des moyens est aussi déterminé par la volonté politique et les aires protégées doivent jouir de l'appui politique à un haut niveau si elles doivent réussir (Pearson et Shehata, 1998). Le Parc National de la Rusizi au Burundi est un exemple d'aire protégée qui a souffert d'un manque de volonté politique pour maintenir son intégrité. La pression venant de sources variées, dont le besoin de pâturage pour le bétail et le développement urbain, a conduit à une décision du gouvernement de réduire le statut du parc de Parc National à celui d'une Réserve naturelle, et de réduire radicalement son étendue de 8000 à environ 5000 ha (comm. pers. West).

Parmi les partisans des parcs nationaux, il y a eu une tendance à exalter leur valeur potentielle en matière socio-économique. En réalité toutefois, la conservation de la biodiversité est souvent en désaccord avec les aspirations socio-économiques des partenaires locaux, et ce qui conduit souvent à une politique d'interdiction (Few, 2000). L'établissement d'aires protégées génère, cela se comprend, de profonds ressentiments dans les communautés qui se trouvent elles même exclues de ressources naturelles auxquelles elles avaient traditionnellement accès, ce qui à son tour sape la viabilité de ces aires protégées (Horrill *et al.*, 1996).

Il y a ainsi un besoin urgent pour une estimation réaliste de la valeur des parcs nationaux pour la population locale et le développement à travers l'éco-tourisme. Coulter et Mubamba (1993), Cohen (1994) et Coulter (1999) supposent tous que les parcs seront bénéfiques pour la population locale aussi bien que pour la conservation. Dans le monde entier, les preuves suggèrent le contraire; les bénéfices des aires protégées sont de nature internationale, alors que les coûts sont supportés localement (Wells, 1992). Un clin d'oeil rapide au nombre des visiteurs dans les parcs terrestres existants, de même que sur les budgets et les registres du personnel de ces parcs, est suffisant pour montrer qu'un essor de l'éco-tourisme n'est probablement pas sans changement radical dans l'économie politique et régionale actuelle.

“[La] majorité des aires protégées ont un potentiel touristique limité, à cause du manque d'infrastructure, difficultés d'accès, instabilité politique, marketing inefficace, ou simplement l'absence de caractéristiques naturelles spectaculaires ou facilement visibles”.

Wells, 1992, p240.

Même les plus enthousiastes des partisans du lac Tanganyika pour le développement par l'éco-tourisme doivent reconnaître certaines des caractéristiques des aires protégées du lac Tanganyika dans la description ci-dessus! Voir Table 5.7, Table 5.7, Table 5.8, Table 5.9, Table 5.10 et Table 5.11. Ils reconnaîtront aussi que ces problèmes ne sont pas facilement solubles. Les implications sont claires: les principaux bénéficiaires de la gestion des aires protégées sont internationaux, et les coûts pour le développement des parcs qui attireront les visiteurs seront considérables. Si la réglementation des parcs interdit toute exploitation par la pêche, alors la mise en place effective d'une telle mesure produira un bénéfice zéro au niveau local. Un exemple parmi ceux du lac Tanganyika est le Parc National de Nsumbu, en Zambie, où les pêcheurs sont exclus de l'exploitation des ressources du parc en vue de la

sauvegarde dans l'industrie de l'éco-tourisme basé sous la pêche sportive, et qui cependant profite peu des bénéfices du tourisme. Nous ne pouvons pas ainsi, en toute conscience, recommander le détournement de fonds des budgets nationaux combien nécessaires pour le développement vers une stratégie de développement économique basée sur l'appui à l'éco-tourisme. Si la communauté internationale veut appuyer la protection, des modèles similaires à celui de Gombe où les fonds pour la recherche appuient la conservation d'une enclave forestière, doivent être recherchés au niveau international.

#### **5.5.4 Analyse préliminaire des « AFOM » des parcs nationaux existants et proposés**

Une analyse préliminaire des « Atouts, Faiblesses, Opportunités, et Menaces » des aires protégées et existants sur le lac Tanganyika a été entreprise par une équipe de scientifiques burundais, congolais, zambiens et tanzaniens, à Kigoma en février 2000. L'analyse était orientée sur base du modèle "AFOM" appliqué couramment à l'analyse institutionnelle dans la science de gestion (Armstrong, 1986). Nous avons adapté le schéma « AFOM » au informations clés sur:

- les attributs de la biodiversité et de la conservation des parcs (basés en gros sur les « Atouts » );
- l'évaluation de la faisabilité des actions de conservation (une combinaison des « Atouts » et des « Faiblesses »);
- les menaces actuelles sur biodiversité ( Menaces );
- potentialité pour le développement de l'éco-tourisme ou autre bénéfice direct ou indirect de la conservation de la biodiversité (Opportunités).

Les résultats sont synthétisés dans les Table 5.7 à Table 5.11. Nous reconnaissons qu'une telle analyse aurait dû être conduite de préférence avec un éventail de partenaires participants au processus. Elle sert à souligner le besoin d'une plus forte base d'information, sur base de laquelle faire des recommandations pour la planification et la gestion des parcs.

L'analyse montre que tous les parcs riverains possèdent une biodiversité significative et des attributs de conservation en apport à la fois avec les zones terrestres et les eaux littorales adjacentes. Mahale et Gombe sont d'importants refuges pour des populations sédentaires de primates et en particulier de chimpanzés, qui ont été le centre d'intérêt d'un effort considérable de recherche. En effet, on peut dire que le Parc National de Gombe doit son maintien grâce aux activités de recherche continues de l'Institut Jane Goodall. Le Parc National de la Rusizi abrite des populations d'oiseaux résidents et migrateurs reconnues internationalement. Le programme d'exploration de ESBIO a montré que le réseau de parcs existants offre un cadre de protection à un large éventail d'habitats aquatiques et à une proportion substantielle d'espèces de poissons et de mollusques du lac, parmi lesquelles beaucoup d'espèces portes-flambeau comme les Tropheini, Lamprologeni et les espèces *Petrochromis*. Le Parc National de la Rusizi et ses eaux adjacentes est particulièrement important par le fait qu'il contient des habitats et des espèces qui ne sont pas bien représentées dans les autres parcs nationaux.

Avec l'exception du Parc de la Rusizi dont le statut est actuellement en train d'être rétrogradé, tous les parcs jouissent d'une longue stabilité et d'un statut légal bien établi. Néanmoins, ils sont tous sujets à des menaces causées par la pression d'une population croissante sur leurs frontières, à la fois en terme de destruction de l'habitat (coupe d'arbres) et de braconnage sur la faune terrestre et aquatique. Actuellement, ils sont tous mal armé pour affronter de telles menaces, à la fois en terme d'équipement, du personnel et des fonds pour appuyer les activités de conservation et de mise en vigueur. Le fait que les niveaux d'impacts sur leurs ressources ne sont pas plus importants est dû à des facteurs extérieurs comme l'instabilité en R D Congo et l'éloignement des parcs des populations humaines et, dans le cas de Nsumbu, des activités de réglementation du personnel de l'auberge pour touristes.

Pour le moment, le coût des parcs nationaux est supporté quasi entièrement par les communautés frontalières, à qui est refusé l'accès aux ressources qu'ils contiennent – notamment le poisson – dont ils profitaient traditionnellement. Les bénéfices venant de l'existence des parcs sont habituellement sentis au niveau international ou tout au plus en dehors de parcs eux-mêmes. Les bénéfices pour les populations locales sont minimaux et se limitent à un nombre très limité de possibilités d'emploi comme personnel des auberges et

des camps, ou de guides pour les safaris et la pêche. Il n'y a pas non plus de potentiel perceptible pour la croissance de l'industrie touristique. Le lac Tanganyika et sa côte peut être fier d'attractions considérables en terme de paysages et de vies sauvage au dessus et dans l'eau. Néanmoins, l'état actuel des infrastructures et des autres facilités indique qu'ils ne vont probablement pas à attirer des touristes venant d'autres sites touristiques bien établis dans la région. De plus, l'instabilité actuelle dans la région et les incidents dont est faite une large publicité ont probablement ont été une dissuasion pour les touristes potentiels. Jusqu'à ce que ces problèmes sont résolus, il sera difficile d'envisager une extension de l'industrie touristique autour du lac. Même s'il devait se mettre en place, il n'y a pas de raison de penser que les communautés locales vont bénéficier de telles activités plus qu'elles ne le font dans la vaste majorité des opérations de tourisme en milieu sauvage en l'Afrique subsaharienne.

**Table 5.7 Situation actuelle et viabilité des zones aquatiques du Parc National de Mahale**

<b>Parc National de MAHALE Mountains, Tanzanie</b>	
<b>Critères de la biodiversité</b>	
<i>Espèces aquatiques</i>	Espèces portes-flambeau: Poissons – Tribus de Tropheini et de Lamprologini, <i>Petrochromis spp.</i> Richesse spécifique: élevée
<i>Habitats aquatiques</i>	Habitats sablonneux, rocheux et mixte (sable et roches) bien représentés tout au long du parc. Lits de coquilles dans les baies de Sitolo, Mabilibili et Busisi. Stromatolites à Nsele.
<i>Autres</i>	Faune terrestre: Mahale héberge 9 espèces de Simiens(y compris les Chimpanzés), plus que dans tout autre parc en Tanzanie.
<b>Raison pour la conservation</b>	Héberge la diversité la plus haute par rapport à tout autre aire protégée au bord du lac.
<b>Type et niveau des menaces</b>	La pêche est une menace seulement potentielle. Les pêcheurs des villages de Kalilani et de Sibwesa pêchent illégalement respectivement dans les limites Nord et Sud du parc. Zones centrales du parc trop éloignées des pêcheurs locaux. Antérieurement, la pêche illégale par des Congolais était importante, elle actuellement interrompue par le conflit en RDC.
<b>Faisabilité</b>	
<i>Statuts légal</i>	Bien établi ; le parc s'étend jusqu'à 1.6 km dans le lac.
<i>Coûts/Bénéfices pour les communautés locales</i>	Coûts : refus en cours de l'accès aux ressources en poisson. Bénéfices : des opportunités actuellement limitées d'emploi comme guides pour safari et personnel de camp, étendu potentiellement par l'introduction e la pêche sportive
<i>Mise en œuvre</i>	Personnel et équipement insuffisant de la TANAPA pour réglementer la zone aquatique du parc. Pas de possibilité d'organiser des patrouilles régulière par bateau. Si la protection active était confinée à la bande de 200 – 300 m, la tâche deviendrait plus facile.
<b>Potentiel touristique</b>	
<i>Infrastructure</i>	Transport: avion; de Arusha à Mahale bateau ; de Kigoma à Mahale (temps de voyage 6-10 heures) pas de voie carrossable dans le parc – la marche seulement. Facilités: logement et restauration très simple
<i>Attractions</i>	Paysages et plages côtiers. Abondance d'espèces recherchées pour la pêche sportive. Visibilité de l'eau idéale pour l'observation de la faune aquatique en plongée.
<i>Marché</i>	Actuellement randonnées et observation de chimpanzés. Possibilités d'attirer des amateurs de pêche sportive, non encore explorés. Potentialités de plongé avec tuba et avec scuba, mais risque permanent à cause des hippos et des crocodiles. La haute diversité des poissons pourrait attirer des scientifiques chercheurs et des collectionneurs de poissons d'aquarium.
<i>Sécurité</i>	Pour le moment incertaine ;une activité occasionnelle de bandit le long de la côte, et le parc a été utilisé comme refuge pour les combattants congolais

**Table 5.8 Situation actuelle et viabilité des zones aquatiques adjacentes au Parc National de la Rusizi**

<b>Parc National de la RUSIZI, Burundi</b>	
<b>Critères de la biodiversité</b>	
<i>Espèces aquatiques</i>	Espèces portes-flambeau: Poissons - <i>Polypterus spp</i> et <i>Protopterus aethiopicus</i> Richesse spécifique: élevée. Particulièrement riche parmi les espèces non cichlidés. Comprend des migrateurs de la rivière au lac et inversement comme <i>Alestes macrophthalmus</i> et <i>Raiamas spp.</i>
<i>Habitats aquatiques</i>	Delta and rivière; roselières, lagunes, importante rivière, plaine inondable Littoral; sable et quelques roches. Pélagique; bassin peu profond, 2 km pour atteindre les eaux profondes
<i>Autres</i>	Oiseaux; migrateurs et résidents Végétation; plaine inondable
<b>Raison pour la conservation</b>	Protection d'habitat typiques qui constituent des zones de reproduction et de croissance pour les juvéniles de beaucoup d'espèces de poissons, y compris des espèces pélagiques d'importances commerciale – <i>Lates sp</i> , <i>Boulengerochromis microlepis</i> , <i>Limnothrissa miodon</i> .
<b>Type et niveau des menaces</b>	Pression de la population du village de Gatumba (100 000 habitants), devenu actuellement une banlieue de Bujumbura. La pêche; intensive dans le lac et dans les lagunes, pas dans la rivière à cause des hippos, des crocodiles et du courant qui est fort. Agriculture et industrie; spéculation foncière et extension des entreprises et l'accès pour le pâturage. Des réductions de surfaces sont intervenus avec le support du Ministère de l'Agriculture. Menaces environnementales potentielles à partir du lac Kivu 150 km en amont.
<b>Faisabilité</b>	
<i>Statuts légal</i>	La limite actuelle est l'interface terre/eau ; ainsi pas de protection pour la zone aquatique adjacente. Recommandé; la création « zone de gestion aquatique » avec une exclusion saisonnière ( mars à mai et novembre à décembre) de la pêche jusqu'à un km, pour couvrir les périodes de ponde des poissons. La partie du delta de la Rusizi en RDC devrait désignée comme une zone où es activités agricoles ou industrielles ont interdites ou contrôlées.
<i>Coûts /Bénéfices pour les communautés locales</i>	Coûts; toute restriction de l'accès aux stocks de poissons dans le delta et la zone littorale impliquerait des coûts considérables pour les communautés locales. Bénéfices; l'expansion potentielle de la pêche pélagique à travers la protection des sites de reproduction et de croissance des juvéniles.
<i>Mise en œuvre</i>	La protection du Parc par l'INECN n'est pas effective. Une délimitation claire de frontières du parc pourrait aider. Dans les conditions de sécurité actuelles, l'application de la réglementation sur les pêches est très difficile. La gestion participative par les communautés de fermiers/pêcheurs locaux sera essentielle dans les stratégies futures.
<b>Potentiel touristique</b>	
<i>Infrastructure</i>	Transport: route; accès facile depuis Bujumbura bateau; pas de tours spéciaux par bateau de la ville au delta et la rivière. Facilités: limitées, pas ce centre pour visiteur ou de brochures d'information; une tour en bois servant d'observatoire.
<i>Attractions</i>	Pour le moment la vie des oiseaux, les crocodiles et les hippos. Insécurité dans l'eau pour les sports aquatiques et visibilité trop faible pour la plongée et la nage pour observation avec tuba. Une alternative à un parc conventionnel serait la création d'un jardin zoologique, aménagé intensivement et peuplé avec une variété d'espèces de mammifères.
<i>Marché</i>	Essentiellement des expatriés travaillant à Bujumbura. Quelques visites d'ornithologistes étrangers dans le cadre de tours Est Africain
<i>Sécurité</i>	Pour le moment une dissuasion majeure pour des visiteurs du Burundi et de l'étranger.



**Table 5.9 Situation actuelle et viabilité des zones aquatiques du Parc National de Nsumbu**

<b>Parc National de NSUMBU, Zambie</b>	
<b>Critères de la biodiversité</b>	
<i>Espèces aquatiques</i>	Espèces portes-flambeau: poissons – <i>Lates spp</i> , <i>Boulengerochromis microlepis</i> , <i>Citharinus gibbosus</i> . Diversité spécifique: élevée
<i>Habitats aquatiques</i>	Essentiellement sablonneux, mais des habitats rocheux et mixtes (sable et roche) sont aussi bien représentés.. Des lits de coquilles de <i>Neothauma</i> entre le village de Nsumbu et le Point Nundo.
<i>Autres</i>	Terrestre: quatre sur les “cinq grands” mammifères sont présents dans le parc mais avec de faibles densités.. La vallée de Lyendwe, une zone inondable de valeur internationale à la frontière du parc.
<b>Raison pour la conservation</b>	La protection de hauts niveaux de biodiversité aquatique et le maintien de stocks de poissons pour un tourisme basé sur la pêche sportive.
<b>Type et niveau des menaces</b>	Pression sur les ressources du parc croissante à cause de l'accroissement de la population sur le côté Nord Ouest du parc dû à l'entrée de réfugiés de la guerre du Congo. La pêche; pêche saisonnière à la seine de page limitée, et pêche avec des filets maillants autorisée près du village de Nsumbu; du braconnage dans la baie de Nkaba.
<b>Faisabilité</b>	
<i>Statuts légal</i>	La zone aquatique du parc s'étend jusqu'à 1,6 km dans le lac. Quelques discussions de frontières particulièrement dans la baie Nkamba. Pourraient être résolues si les frontières passaient à travers la baie depuis le point Nundo jusqu'à la péninsule de Nangu.
<i>Coûts /Bénéfices pour les communautés locales</i>	Coût; en cours pour les communautés locales à travers la perte de zones potentielles pour la pêche. Bénéfices; les auberges pour touristes emploient les villageois locaux comme personnel domestique et comme guide à la fois pour la pêche et la chasse.
<i>Mise en œuvre</i>	Les services du Parc et de la vie sauvage ont peu de personnel et sont mal équipés. Ils dépendent des bateaux locaux ou du DoF pour le transport. La réglementation sur les zones aquatiques est guidée et exécutée largement par la direction de l'auberge touristique, qui sont souvent des gardes chasses bénévoles, avec l'appui du personnel du parc. La gestion du Parc peut s'améliorer avec la création de l'Autorité Zambienne de la vie sauvage.
<b>Potentiel touristique</b>	
<i>Infrastructure</i>	Transport; avion depuis Kasama ou Lusaka pour l'auberge de la baie de Kasaba et delà vers les autres auberges par bateaux ; route de Kasama à la baie de Nkamba pendant la saison sèche seulement. Facilités; logement de luxe et facilités disponibles aux auberges touristiques. Il est aussi possible de séjourner dans des chalets simples fournis par les autorités du parc.
<i>Attractions</i>	Observation d'animaux. Espèces recherchées pour la pêche sportive. Compétitions de pêche organisées par les auberges touristiques.
<i>Marché</i>	Amateurs de la pêche sportive, amateurs de la vie sauvage. Le lac Tanganyika entre en compétition avec le lac Kariba, qui est beaucoup plus proche d'autres attractions populaires avec de meilleures infrastructures comme les chutes de Victoria et le Parc National du Bas Zambèze. Le potentiel du tourisme pour la plongée ou la nage avec tuba est minimal à cause des très nombreuses populations de crocodiles. Chercheurs scientifiques et collectionneurs pour poissons d'aquarium payants.
<i>Sécurité</i>	Bonne, mais est vulnérable aux répercussions de la guerre en RDC.

**Table 5.10 Situation actuelle et viabilité des zones aquatiques adjacentes au Parc National de Gombe**

<b>Parc National de GOMBE, Tanzanie</b>	
<b>Critères de la biodiversité</b>	
<i>Espèces aquatiques</i>	Espèce porte-flambeau; poisson – <i>Cyphotilapia frontosa</i> Richesse spécifique : élevée
<i>Habitats aquatiques</i>	Roches , moellons et sable dans la zone littorale peu profonde. Roche à environ 40 m de profondeur.
<i>Autres</i>	Faune terrestre : chimpanzés
<b>Raison pour la conservation</b>	Parc créé pour préserver l'habitat d'une population sédentaire de chimpanzés. Le support principal pour une protection continue est fourni par les activités de recherche de l'Institut Jane Goodal. Une protection de la zone littorale pourrait assurer le maintien de sites de reproduction des poissons dans la vaste zone côtière sablonneuse.
<b>Type et niveau des menaces</b>	La pêche ; une certaine pêche à la ligne et aux filets maillants est observé près des côtes. Pour le moment, les pêcheurs ont accès au bord mais en petit nombre à cause de l'interdiction de l'usage de la seine de plage. Sédimentation; une menace potentiel consécutive à la déforestation sur les frontières Est causé à une pression croissante de la population.
<b>Faisabilité</b>	
<i>Statuts légal</i>	Les limites du parc se trouvent à 100 m sur terre à partir de la côte lacustre. Il est recommandé que la pêche avec les engins de fond soit interdite dans les 200-300 m à partir du bord. La pêche à la ligne devrait continuer à être utilisée dans cette zone.
<i>Coûts /Bénéfices pour les communautés locales</i>	Coûts ; les effets de l'interdiction de la seine de plage continuent à avoir un impact sur les communautés locales de pêcheurs. Des restrictions supplémentaires sur la pêche de fond devraient peser d'une manière significative, parce que TANAPA délivre pour le moment très peu de permis. Bénéfices; à présent, ils se réduisent aux emplois limités générés par la recherche sur les chimpanzés et le tourisme. Le degré selon lequel les restrictions actuelles et futures sur la pêche dans la zone littorale produiront une amélioration des pêches en zone pélagique n'est pas encore connu.
<i>Mise en œuvre</i>	Puisque la côte le long du parc est courte (16 km) et linéaire, une augmentation modeste des moyens de la TANAPA pourrait probablement permettre une protection adéquate pour la zone littorale. TANAPA a la volonté d'établir une zone aquatique tampon pour réduire les perturbations pour les primates ou l'introduction possible de maladie d'origine humaine.
<b>Potentiel touristique</b>	
<i>Infrastructure</i>	Transport; bateau à partir d'hôtels à Kigoma. Facilités ;le logement est simple mais adéquat.
<i>Attractions</i>	L'observation des chimpanzés est la raison qui fait venir des visiteurs au parc. Les attractions supplémentaires sont les plages agréables et l'eau claire sans crocodiles ni hippopotames. Le nombre de touristes autorisé à la fois dans la forêt est limité, ainsi la nage pour observation avec tuba pourrait fournir une activité alternative pour des groupes qui attendent leur tour
<i>Marché</i>	Amateurs des primates. Comme la recherche est l'objectif principal pour le parc, il y a eu une politique délibérée pour limiter les nombres de visiteurs.
<i>Sécurité</i>	Bonne

**Table 5.11 Situation actuelle et viabilité des zones aquatiques adjacentes à Pemba, Luhanga et Bangwe**

<b>PEMBA, LUHANGA, BANGWE, République Démocratique du Congo</b>	
<b>Critères de la biodiversité</b>	
<i>Espèces aquatiques</i>	Espèces porte-flambeau: poissons - Pemba; <i>Tropheus duboisi</i> (race de couleur Rouge). Luhanga; <i>Neolamprologus leleupi</i> Richesse spécifique: élevée
<i>Habitats aquatiques</i>	Rocheux, flanqués de plages sablonneuses.
<i>Autres</i>	
<b>Raison pour la conservation</b>	Le besoin de conserver des sites de diversité aquatique dans la partie Nord de la côte en RDC et comme un important site de recherche scientifique du CRH. Ces sites pourraient servir de véhicule pour la promotion de la conscience environnementale de la population locale.
<b>Type et niveau des menaces</b>	Pêche; minimale – filets maillants non utilisables à cause du substrat rocheux sur une pente raide. Pêche intense avec seines sur les plages adjacentes. Pêche pour la récolte de poissons d'aquarium. Sédimentation; déforestation à Luhanga et Pemba Pression croissante de la population particulièrement au village de Bangwe.
<b>Faisabilité</b>	
<i>Statuts légal</i>	Actuellement, il n'y a pas de protection officielle de la zone aquatique ou de la zone terrestre adjacente. La protection sous la forme d'un parc conventionnel n'est pas nécessaire. Tous les trois sites pourraient être déclarés « Sites d'Intérêt Scientifique Spécial » (SISS) en vue de souligner l'importance de leur conservation. Une intervention est nécessaire pour inverser la tendance à l'accroissement de la charge en sédiments. Un programme de reforestation conduit par une ONG locale est recommandé.
<i>Coûts /Bénéfices pour les communautés locales</i>	Coût; il serait minimal. Bénéfices ; le SISS servirait de point de départ pour la reforestation.
<i>Mise en œuvre</i>	Pas de mise en œuvre formelle requise. Le but serait la protection, à travers une prise de conscience accrue de l'importance de la conservation.
<b>Potentiel touristique</b>	
<i>Infrastructure</i>	Transport; la liaison par route depuis Uvira est bonne Facilités; logement disponible pour 9 personnes au CRH à Uvira.
<i>Attractions</i>	La plongée ; la visibilité est bonne, pas de croco ni d'hippos. Recherche scientifique ; les sites sont idéales pour l'étude des communautés aquatiques d'habitats rocheux, et sont proches des facilités du CRH nouvellement restaurés.
<i>Marché</i>	Chercheurs scientifiques, expéditions conduites par des organisations comme Earthwatch ou Frontier, expatriés du club de plongée de Bujumbura.
<i>Sécurité</i>	Sécurité ; à présent, ce problème limite sérieusement les activités qui peuvent être menées sur ces sites.

### 5.5.5 Alternatives aux aires protégées

Les aires protégées peuvent jouer un rôle important dans la préservation de la biodiversité, mais ne sont pas seules suffisantes pour résoudre le problème de la baisse de la biodiversité (Folke *et al.*, 1996). De plus, l'analyse des résultats des explorations de ESBIO nous dit que si chaque zone explorée contient des espèces uniques, ces espèces uniques constituent une très faible proportion de la richesse spécifique totale dans chaque zone, et il serait impossible de garantir la protection de toutes les espèces sans protéger un très grand pourcentage de l'ensemble de la zone côtière. En d'autres termes, une extension significative du réseau d'aires protégées augmentera peu le nombre d'espèces officiellement protégées. Ceci, avec les difficultés associées avec l'établissement et le maintien d'un réseau efficace d'aires protégées, suggère qu'un niveau de protection plus bas, orienté vers une plus grande partie de la côte, sera plus approprié pour assurer la survie de la petites proportions de ces taxa qui ont une distribution spatiale limitée. L'argument pour une stratégie de conservation qui opère au delà des limites des parcs nationaux, est appuyé par le fait que le rôle de la biodiversité dans le fonctionnement de la performance de l'écosystème n'est pas limité aux aires protégées. La conservation devrait chercher à maintenir des niveaux de la diversité qui garantissent la survie des écosystèmes partout c'est possible (Folke *et al.*, 1996).

Ceci pourrait être réalisé à travers l'adoption d'une stratégie de Gestion de la Zone Côtière (GZC), qui a comme noyau un système d'aires protégées bien établi qui contient une grande proportion de types d'habitats et d'espèces représentatifs (Horrill *et al.*, 1996). La GZC a toutefois une utilisation plus multiple et une approche de gestion intégrée, et reconnaît que l'utilisation des ressources naturelles à la fois pour la consommation et pour d'autres usages peut être compatible avec la conservation (Williams, 1998). Des utilisations acceptables et des niveaux durables doivent être déterminés, sur base d'une meilleure connaissance, et mis en œuvre avec la coopération des différents secteurs économiques en accord avec les intérêts de la conservation à long terme. Ceci demande une approche flexible de la gestion.

Un élément clé de la GZC est la subdivision de la zone en secteurs selon leur importance pour la conservation, le degré des menaces sur eux, et les besoins pour le développement humain. Ce système de subdivision met en place le type de développement côtier autorisé dans des zones spécifiques, en vue de les prévenir des menaces sur la biodiversité. La GZC devrait viser à minimiser les conflits entre différents utilisateurs de la zone côtière, et d'installer les sites de développement en fonction d'un plan prédéterminé par opposition au développement anarchique qui est caractéristique de beaucoup des régions, y compris le lac Tanganyika pour le moment. Ce processus peut aussi fournir un moyen de minimiser les effets négatifs sur la biodiversité générés par un développement antérieur non planifié.

L'approche de la GZC procure des niveaux de protection appropriés à des habitats spécifiques dans des rapports de coûts efficacité plus intéressants qu'une gestion qui se base sur un réseau étendu d'aires protégées. Il reconnaît le besoin de combiner la gestion des eaux côtiers et de la zone terrestre adjacente, en même temps que la prise en compte des besoins du développement humain dans l'ensemble de ces zones. Clark (1998) donne une introduction de base sur les outils de la GZC.

Une composante de la GZC pourrait être la responsabilisation des communautés riveraines dans la gestion de certaines zones du lac. Une des raisons principales du peu de réussite des initiatives gouvernementales dans la conservation de la biodiversité est le manque d'une implication des communautés, encore que beaucoup de pêcheurs de subsistance dans les régions tropicales vivent dans des petites communautés qui ont un certain degré de contrôle, légal ou traditionnel, sur les eaux qui leur sont proches. Ceci donne une bonne base sur laquelle les communautés peuvent être encouragées et responsabilisées pour gérer leurs propres ressources aquatiques, avec beaucoup moins de besoins en moyens que pour des réserves nationales (King and Faasili, 1998).

La gestion communautaire des pêches a été initiée au lac Malawi et Chiura au Malawi au début des années 1990– un processus qui impliqués des changements dans les droits d'accès, l'hypothèse d'une autorité légale limitée pour les communautés et l'introduction d'un système d'encouragement positif pour la conservation (Sholtz *et al.*, 1998). L'apport

scientifique, sous la forme de recherche et de suivi, a été une part entière de tels schémas et vitale pour le succès. Le partenariat de ce type, entre le gouvernement, la science, la capacité de suivi et de prise de décision, et la gestion locale et le renforcement des capacités, sont connus sous le terme de systèmes de co-gestion, et sont largement encouragés dans la gestion des pêches et des ressources de part le monde (p. ex. Jentoft and McCay, 1995).

Il peut aussi être dit que, plutôt que de centrer l'attention sur les zones avec la plus haute biodiversité, l'objectif d'une stratégie de conservation devrait être d'identifier les principales forces sociales et économiques qui déterminent actuellement la diminution de la diversité biologique et de créer les motivations pour rediriger ces forces. Ces processus devraient inclure la réduction des différences entre la valeur de la diversité biologique pour les individus privés et pour la société en tant qu'ensemble, et serait facilités par le développement d'institutions, de politiques et de modèles de consommation humaine et de production, qui fonctionnent en harmonie avec les processus et les fonctions écologiques (Folke *et al.*, 1996).

### **5.5.6 Conclusion**

Comme la pression sur les ressources du lac Tanganyika augmente avec l'accroissement de la population, les menaces sur la biodiversité du lac devraient augmenter en intensité et des mesures efficaces de conservation seront essentielles si l'intégrité des écosystèmes aquatiques doit être maintenue. Le système existant de parcs nationaux contribue de manière significative à la protection de la diversité dans le lac Tanganyika, avec une représentation de tous les principaux types d'habitats aquatiques et une forte proportion d'espèces de poissons et de mollusques. Mais les parcs sont isolés, constituent seulement une fraction de la côte, et il n'y a pas de garantie que les populations qu'elles supportent seraient viables si elles étaient entourées d'environnements hostiles. La possibilité d'arriver à un niveau de protection plus efficace à travers une extension du réseau actuel de parcs est discutable pour les raisons soulignées plus haut. Pour cela, nous avons souligné l'alternative que constitue une stratégie de Gestion de la Zone Côtière, qui combine les objectifs de la conservation de la biodiversité avec le développement et la participation des partenaires. Few (2000) va même plus loin quand il appelle pour un changement fondamental vers une approche qui commence avec l'hypothèse d'un accès continu de l'homme et l'exploration des moyens de conserver la biodiversité dans ces conditions.



## 6 SYNTHÈSE ET RECOMMANDATION POUR LE SUIVI FUTUR, LA RECHERCHE ET LES ACTIONS DE GESTION

### 6.1 Introduction

Le projet sur la Biodiversité du lac Tanganyika était conçu globalement comme un projet de protection environnementale, mais a répondu, dans sa conception et son exécution, à une évolution vers l'adoption de programmes intégrés de conservation et de développement (ICAD). Les Grands Lacs Est Africains fournissent un cadre déterminant pour la réalité de la mise en œuvre des nouveaux programmes ICAD en cours d'adoption par les gouvernements nationaux, les agences internationales, les ONGs et les communautés utilisatrices en réponse à la Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement (Rio de Janeiro 1992). L'Agenda de conservation post Rio est guidé par les accords internationaux sur l'environnement, essentiellement la Convention sur la Diversité Biologique (CDB). La CDB s'occupe de la promotion d'une approche utilitaire de la conservation à travers une utilisation durable et un partage équitable des bénéfices découlant de l'exploitation de cette biodiversité. Ainsi, notre synthèse et nos recommandations entrent dans le cadre de cette conception. Nous reconnaissons qu'il y a un impératif moral de s'assurer que la conservation de la biodiversité ne se met pas en place au dépend des droits à un développement social et économique dans la région.

En même temps que l'adoption des approches ICAD pour la gestion de l'environnement, le programme international de développement a évolué de l'appui à la croissance économique nationale vers une orientation sur la pauvreté ou croissance « pour les pauvres » (Allen et Thomas, 2000). Dans les projets de gestion des ressources naturelles, cette stratégie de développement est poursuivie à travers l'adoption d'une approche « par moyens de subsistance durables » (Scoones 1998, Carney 1998). Cette approche, en même temps qu'elle cherche à comprendre l'ampleur et la cause de la pauvreté, la dépendance et de la vulnérabilité, se concentre d'abord sur les stratégies utilisées par le pauvre et le vulnérable pour survivre et se développer dans des circonstances difficiles. En d'autres termes, l'approche utilise une analyse des atouts, des aptitudes et des forces de la population, pour identifier les voies possibles pour sortir de la pauvreté (Ellis 2000). Une des composantes clés du « pentagone des atouts » disponibles pour le pauvre est le « capital nature » ou la « dotation naturelle » - les ressources naturelles renouvelables disponibles à/et gérées par les individus, les membres de familles, les communautés et les nations. Ceci peut comprendre la fertilité des sols, l'eau, l'agro-biodiversité, le bois énergie, les pêcheries et d'autres biens et services fournis par l'environnement. L'utilisation durable du capital naturel, y compris la biodiversité, est ainsi une composante clé des approches actuelles pour l'éradication de la pauvreté (p. ex. Tisdell 1999). Ceci est particulièrement approprié pour les habitants des pays riverains du lac Tanganyika.

La base théorique pour des programmes environnementaux et de développement intégrés est qu'il ne doit pas y avoir de conflit entre la conservation et le développement (dans le cas de l'éradication de la pauvreté). En effet, pour que le développement soit durable, les deux doivent être conciliés: le maintien du capital nature s'intègre au développement durable, et c'est seulement à travers le développement que le pauvre aura les moyens et la capacité de choisir de ne pas avoir à dégrader l'environnement pour survivre. Alors que la notion selon laquelle c'est le pauvre qui est l'ennemi de l'environnement est contestée (Broad 1994; Chambers, 1994), ces idées soutiennent les perspectives utilitaristes de la conservation de la biodiversité et les approches actuelles de l'éradication de la pauvreté à travers l'appui à des moyens de subsistances durables. Peut-être que le défi pour les approches intégrées de conservation et de développement ne se pose nulle ailleurs au monde d'une manière aussi claire qu'autour des rives des Grands Lacs Est Africains, où certains parmi les populations les plus pauvres du monde survivent en exploitant certains parmi les environnements les plus riches en biodiversité. Les hypothèses qui sous-tendent les approches ICAD sont que les populations autour du lac Tanganyika peuvent bénéficier de la conservation de la biodiversité. Cette hypothèse de base n'a pas encore été soumise à une critique minutieuse par le projet et, plus loin dans ce chapitre, nous essayons de redresser cette importante omission.

A présent, les discussions sur l'intégration de la conservation et du développement au lac Tanganyika prennent place dans le cadre d'importantes incertitudes dans la base de l'information pour la gestion. Les projets FAO/FINNIDA et le projet GEF/FEM actuel ont permis de progrès substantiels pour résoudre des questions globales de base pour la gestion: le développement institutionnel, les cadres légaux, les objectifs de gestion et les priorités pour les pêcheries et la conservation de la biodiversité. Ils ont aussi, à travers de recherches originales et la synthèse de l'information existante, contribué grandement à cette connaissance de base. Les Programmes d'Action Stratégiques qui ont résulté de ces projets ont proposé des priorités pour une action future, comprenant l'intervention et le financement par des agences extérieures. En dépit de ce progrès, plusieurs vides dans l'information essentielle subsistent, la plupart d'entre elles étant à l'interface entre les études techniques spéciales et les analyses socio-économiques. Alors que nous reconnaissons que l'action de gestion ne devrait pas avoir à attendre pour une information parfaite, notre point de vue est que plusieurs domaines clés des connaissances actuelles (comme le lien entre la conservation et le développement) n'ont pas été traités par le projet PBLT, et que ces questions clés pourraient être déterminants pour l'approche globale de la gestion future dans le bassin versant du lac.

Dans ce regard vers le futur, nous nous basons partiellement sur notre apport et celui des autres au PAS, pour souligner l'information et les besoins de gestion. Comme ceci est un document technique, nous nous concentrons sur les domaines d'intérêt pour ceux dont le travail a une part technique. Ainsi, nous nous concentrons sur la recherche et les besoins de suivi pour appuyer les recommandations de gestion que nous faisons. Nous espérons que ceci va servir avec la base technique pour les propositions qui cherchent à mettre le PAS en œuvre. Nous subdivisons notre revue en trois domaines représentant globalement les besoins de suivi, les priorités pour la recherche future et les approches de gestion, mais reconnaissons que ces trois contiennent beaucoup de points communs, le choix de la direction de la gestion déterminant les priorités de recherche et ainsi de suite.

## 6.2 Le suivi

Deux types de suivi de l'environnement ont été reconnus: de performance et (voir Abbot et Gujit, 1998). Le *suivi de performance* est utilisé pour évaluer l'efficacité des interventions de gestion, comme les initiatives communautaires, les lois et les politiques gouvernementales, et les projets des donateurs, etc. Par contre, le *suivi écologique* évalue les changements dans l'environnement biophysique comme la qualité et l'extension des lits de couverts végétaux, la richesse spécifique des poissons ou la structure des communautés. L'accent est souvent mis sur le dernier, mais, tous sont essentiels pour évaluer le succès de la conservation et les programmes de gestion.

En fournissant l'information sur les changements et les tendances, sur ce qui marche et comment les activités pourraient être améliorées, le suivi étaye les activités des décideurs et des planificateurs. Pour être efficace, les programmes de suivi doivent fournir une information pertinente à bon moment dans la forme appropriée pour l'utilisateur final. Noter que cet utilisateur final est rarement impliqué dans la collecte des données et qu'il peut même ne pas avoir eu un rôle dans l'analyse de l'information ou participé à la conception du programme. La prise en compte de ces contraintes et, compte tenue des attributions techniques limitées de ESBIO, les recommandations pour le suivi de la biodiversité furent nécessairement de nature très technique. Nous avons développé des critères appropriés pour la sélection du site, agréé les stations en consultation avec les autres études spéciales et fourni une méthodologie standardisée pour la récolte de collections de données biologiques (voir le SOP pour les détails).

Les programmes de suivi devaient avoir l'objectif d'évaluer à la fois les symptômes et les causes des changements. Ainsi, un programme de suivi qui détecte une dégradation dans, disons, la qualité de l'habitat n'est pas utile à moins que la cause de ce changement peut être élucidée. Les programmes de suivi scientifique tendent à se concentrer sur les causes immédiates du changement (p. ex. la turbidité, l'impact de la pêche, la qualité de l'eau). Pour que les programmes de suivi évoqués dans le SOP réussissent même dans cette fonction, les institutions riveraines auront à réaliser un niveau d'intégration du travail sur la pollution, les sédiments et la biodiversité que les études spéciales n'ont pas réussi à accomplir au



cours du projet PBLT. Des équipes formées sont en place et des méthodologies techniques ont été établies et, dans certains cas, ont récolté dans des protocoles d'échantillonnage dont le but était de standardiser les techniques de suivi au niveau de tout le lac (p. ex. le SOP de ESBIO). Ainsi, les pronostics pour un suivi durable sont bons, mais le rythme généré par le projet a besoin d'être récupéré rapidement s'il ne doit pas être perdu.

Les programmes de suivi technique tel que ceux type conçu par ESBIO peuvent avoir une importante fonction « d'alarme ». Une alarme est seulement utile, toutefois si quelqu'un peut y répondre. Les programmes de suivi doivent s'adresser aux causes profondes du changement – dont les changements dans la population et la migration, le système foncier et l'utilisation des terres, de même que la localisation et l'impact du développement à la fois sur la côte lacustre et le bassin versant dans l'ensemble – et penser en terme de solution ou d'atténuation des pressions sur la biodiversité.

Un programme de suivi est aussi seulement utile s'il se prolonge au delà de sa conception! De nombreuses études de suivi sont conçues pour être complète et rigoureuses, mais leur rigueur n'est jamais testée parce que les programmes ne durent pas, ou que trop de frais sont engagés pour la récolte des données et que peu subsistent pour une bonne conservation des données à long terme et l'analyse et, plus important, pour maintenir la capacité d'action sur l'information (Darwall et Allison, sous presse). Une citation de Roberts (1991) synthétise le fonctionnement de beaucoup de programmes de suivi:

*...beaucoup de récoltes de terrain "nous disent seulement que beaucoup de personnes gardent de nombreuses collections: souvent sans bonne raison, utilisant des méthodes douteuses, produisant de grosses quantités de données non analysées et souvent non utilisables"*

De tels programmes sont un gouffre pour des ressources institutionnelles et n'ont pas d'utilité pratique. Une ambition plus modeste, liée avec une évaluation plus réaliste des capacités institutionnelles sont un pré-requis pour la conception de programmes de suivi environnemental durables. Beaucoup de projets de développement continuent à ne pas allouer des moyens suffisants pour une analyse post projet, la durabilité et les questions de processus, dans leur préoccupation des satisfaire à des indicateurs de réussite pour des projets de court terme spécifiés dans des cadres logiques.

Evaluer si les interventions de gestion pour conserver la biodiversité peut se révéler problématique. La plupart des mesures se basent sur des indicateurs biologiques des succès comme des accroissements dans les indices de diversité ou la richesse spécifique, l'abondance des taxa "indicateurs" sélectionnés (Noss, 1990; Spellerberg, 1991). Ceci peut ne pas être évident pour quelques années, même si le projet a résolu de manière satisfaisante le problème qui menaçait la diversité. Cela demande aussi des moyens techniques et financiers considérables pour les mettre en œuvre. Les outils de suivi et d'évaluation développés récemment pour des projets de conservation et de développement intégrés, basés sur l'analyse du degré selon lequel un projet a réduit des menaces identifiées pour la biodiversité, sont aussi d'un intérêt potentiel (Margoluis et Salafsky, 1998; Salafsky et Margoluis, 1999). Ceci appuie notre idée selon laquelle l'évaluation des causes profondes de la diminution de la biodiversité est aussi importante que la tentative d'évaluer l'importance de la perte.

## **6.3 La recherche**

### **6.3.1 Prolonger les activités d'exploration**

Il subsiste un travail considérable pour rendre compte de la diversité du lac Tanganyika. La plus grande partie de la côte du lac Tanganyika n'a pas été explorée de manière satisfaisante. Certains parmi les vides les plus importants dans la connaissance concernent la côte congolaise au Sud de Baraka jusqu'à la frontière zambienne, la côte tanzanienne entre Ujiji et le Parc National de Mahale, et depuis le Sud de Mahale jusqu'à la frontière zambienne. Ces zones ensemble représentent bien plus de 50% du périmètre du lac. Les études montrent que quand des nouvelles zones sont étudiées, de nouvelles espèces sont trouvées, même parmi les groupes relativement bien connus (West *et al.* 1999; L. DeVos, pers. comm.; J. Snoeks; pers. Comm., K. Martens, pers. comm.).

En même temps que ses explorations sont entreprises, il est important que la base de l'expertise dans la taxonomie soit accrue, spécialement dans la région. Certains groupes comme les éponges, les décapodes, les insectes, les nombreux groupes de vers et assimilés, n'ont pas été récemment, et dans certains cas jamais, correctement décrites et étudiées en minutieusement en utilisant les techniques et conceptions de classification modernes. Même pour des groupes relativement bien connus (poissons, mollusques et ostracodes), l'expertise dans la taxonomie est concentrée dans l'hémisphère Nord. La production d'un matériel d'identification de base pour tous les groupes pour la réalisation d'une formation dans le domaine de la taxonomie pour les scientifiques de la région est une phase déterminante pour rendre compte de la biodiversité du lac Tanganyika et qui engage les scientifiques de la région à prendre l'initiative pour sa compréhension et sa gestion. Quelques institutions et agences de financement au déjà reconnus ce besoin urgent pour la formation en taxonomie, spécialement dans les pays en développement (p. ex. le programme pour l'amélioration de l'expertise en taxonomie de la Fondation Nationale des USA pour la Science).

### **6.3.2 Développement de méthodes pour l'évaluation de la santé de l'écosystème aquatique**

Les indices biotiques ont été utilisés comme une méthode relativement rapide et facile pour évaluer la santé d'écosystèmes aquatiques. Ce sont surtout les invertébrés qui sont étudiés et les proportions de certains taxa pour lesquels les exigences en oxygène et les tolérances environnementales sont bien connues, sont converties en indices, qui reflète la santé relative de l'écosystème. La technique requiert des apports considérables de la recherche avant son application (p. ex. voir Kerans and Karr, 1994). Cette technique a été largement utilisée dans les cours d'eaux européens et nord américains, où la taxonomie des invertébrés aquatique est bien comprise (revues par Fore et al. 1996 et Wright et al. 1998)). La plus grande partie du travail sur la taxonomie et sur l'écologie doit encore être réalisé avant que cette technique soit fiable pour l'évaluation de la situation dans les eaux en Afrique orientale, même s'il y a un très grand intérêt à avoir une telle méthode d'évaluation de la santé d'un écosystème à la disposition des gestionnaires de ressources naturelles. De telles techniques ne sont développées que depuis peu de temps ailleurs en Afrique (Roux et al 1993; Crosa et al, 1998).

### **6.3.3 Evaluation des estimations de la biodiversité**

La définition de la biodiversité comme une variation (génétique, taxonomique, écologique) implique que plus il y a de variations (p. ex. la richesse spécifique), plus un système a de valeur en matière de conservation. Ceci serait seulement le cas si toutes les espèces (ou autres unités de biodiversité) avaient la même valeur. En pratique, ceci n'est pas le cas. L'homme donne des valeurs différentes à la biodiversité, selon qu'elle a une « valeur d'utilisation » aussi bien qu'une « valeur intrinsèque ».

Il y a trois types de valeurs économiques qui peuvent être associés avec la biodiversité: **l'utilisation directe**, **l'utilisation indirecte**, et les valeurs **sans utilisation** (p. ex. Barbier et al, 1994). Dans ces catégories, il y a plusieurs subdivisions.

Les valeurs d'**utilisation directe** se réfèrent au bénéfice économique qui vient directement comme le résultat de l'existence continue d'un génotype, d'une espèce, d'une communauté ou d'un écosystème. Les utilisations directes peuvent être avec *consommation* (l'organisme est récolté et extrait de son environnement, comme les pêcherie et la commerce de poissons d'aquarium) ou *sans consommation* (bénéfices économiques générés sans la récolte, comme les revenus de l'éco-tourisme).

Les valeurs d'**utilisation indirecte** sont les bénéfices économiques qui viennent indirectement de l'existence continue de la biodiversité dans le lac Tanganyika. La diversité des organismes peut avoir un impact sur le maintien des fonctions cruciales de l'écosystème, comme un environnement relativement stable et productif pour la production des poissons (mais voir plus loin la remarque sur cette affirmation). Les interactions entre la production primaire et la consommation par les niveaux trophiques de plus haut niveau peuvent aussi jouer un rôle dans le maintien de la qualité de l'eau. L'interruption du rôle de diverses communautés de poissons dans le cycle des nutriments dans le lac Victoria aurait été un effet

secondaire de l'introduction de la Perche du Nil, qui a causé un déclin rapide des populations de poissons du groupe de *Haplochromis* (voir Kaufman, 1992 pour la revue). Un autre exemple de valeurs d'utilisation indirecte, et de leur perte, est l'augmentation de la bilharziose dans le lac Malawi, dont on a supposé qu'il est lié à la réduction des populations de poissons mangeurs de mollusques dont on pensait qu'ils contrôlaient les mollusques hôtes intermédiaires du vecteur de la maladie (Turner et al., 1995). Ceci a coûté pour la santé humaine et même pour l'industrie touristique. La valeur d'utilisation indirecte des poissons mangeurs de mollusques peut être estimée à travers le coût pour les communautés humaines en mauvaise santé et les besoins accrus en services de santé dans les pays riverains, et tout déclin dans le tourisme au bord du lac

La biodiversité a une valeur au delà de la simple utilité, et les économistes de l'environnement ont essayé d'estimer aussi les valeurs de non utilisation. Les **valeurs d'existence** sont calculées par les économistes sur la base de ce que les personnes voudraient bien payer pour assurer que, par exemple, une espèce particulière de cichlidé continue à survivre. Les **valeurs intrinsèques** reconnaissent le droit pour tous les êtres vivants de partager la planète. Les **valeurs d'héritage** reconnaissent que notre environnement a une valeur pour les générations futures, et que les espèces et les écosystèmes qui ont peu ou pas d'utilité actuelle pourraient en avoir pour les générations futures. En calculant de telles valeurs, on doit garder à l'esprit qu'elles sont hautement subjectives et déterminées culturellement.

Traditionnellement, la valeur des ressources a été calculée sur la seule base d'utilisation directe. Les économistes de l'environnement expliquent que c'est pourquoi les sociétés modernes sous-évaluent l'environnement, et le dégradent pour convertir le « capital nature » en « capital financier » (Costanza et al., 1997). Ils expliquent que les valeurs de l'environnement/biodiversité peuvent être capturées ou estimées, et que ainsi le vrai coût de l'utilisation alternative d'un terrain, des eaux ou des ressources peut être calculé. Ceci fournit la base pour une analyse des compromis entre la préservation et l'utilisation par la consommation, ou pour évaluer la valeur réelle d'extinctions, en terme de perte, non seulement des valeurs d'utilisation directe (l'approche ancienne), mais aussi des valeurs d'utilisation indirecte et de non utilisation. Avec ces techniques d'évaluation environnementale, est venue la réalisation que, quand nous perdons une espèce, nous pouvons perdre beaucoup plus que nous avons pensé. Mettre une valeur d'héritage, d'existence et d'autres concepts similaires est plutôt difficile, mais cela aider à porter ces valeurs à l'attention des décideurs politiques..

Cette approche utilitariste de l'environnement est de plus en plus adoptée dans la gestion de l'environnement mondial – l'utilisation des permis pour le charbon fossile pour réguler les émissions du dioxyde de carbone et ainsi combattre le réchauffement planétaire, et le principe du « pollueur payeur » sont deux exemples.

Dans le cas du lac Tanganyika, les valeurs d'utilisation sont surtout une préoccupation régionale, alors que les valeurs de non utilisation sont plus perçues au niveau international (Table 6.1). Une compréhension des valeurs différentielles pour une biodiversité différente aidera à déterminer les approches prioritaires. Ceci est déjà reconnu implicitement dans le processus du PAS, mais a besoin d'être explicite pour justifier des décisions. Par exemple, l'ensemble des espèces de sangsues endémiques du lac Tanganyika a une certaine valeur intrinsèque, une valeur d'héritage possible, mais une valeur d'utilisation et d'existence faible ou nulle, alors que *Lates stapersii* a une haute valeur d'utilisation directe, mais en tant qu'espèce unique et courante, elle a une valeur d'existence et intrinsèque modeste.

La reconnaissance de ces différences devrait aider à choisir entre le financement d'une étude taxonomique et écologique sur les sangsues, ou une initiative pour la gestion des pêches. Le fait la valeur de *Lates* est perçue localement alors que la valeurs des sangsues est perçue au niveau international donnera au PAS des orientations sur les sources d'appui financier probables.

Les points clés à renforcer sont les suivants:

- La richesse spécifique seule n'est pas un guide fiable pour la valeur et la biodiversité. Les zones de faible biodiversité (p. ex. la zone pélagique du lac Tanganyika) peuvent avoir des valeurs d'utilisation très élevées.
- Les coûts et les bénéfices de la conservation de la biodiversité sont perçus différemment pour différents groupes de personnes (p. ex. les utilisateurs locaux des ressources et les scientifiques internationaux). Une compréhension de la répartition des coûts et des valeurs aidera à définir et à orienter l'action de conservation, et à identifier le rôle de chacun des partenaires potentiels dans l'activité de conservation pour la sauvegarde de leurs propres intérêts.

La Table 6.1 donne une revue des valeurs économiques de la biodiversité, et illustre ces concepts en se référant à la biodiversité du lac Tanganyika. Une considération des valeurs économiques de la biodiversité, des hypothèses sur les relations entre la biodiversité et les fonctions de l'écosystème, et des objectifs de CDB, amène ESBIO à suggérer les raisons directrices pour la conservation de la biodiversité dans le lac Tanganyika suivantes:

1. L'objectif de la conservation de la biodiversité dans le lac Tanganyika est de maintenir les écosystèmes uniques et diversifiés, et leur diversité taxonomique et génétique constitutifs. Ceci sera réalisé à travers des efforts pour préserver la qualité de l'habitat et l'intégrité de l'écosystème, et à travers la réglementation de l'exploitation des espèces de poissons.
2. La conservation de la biodiversité dans le lac Tanganyika devrait surtout viser la préservation du fonctionnement de l'écosystème. La fonction la plus importante de l'écosystème est, au niveau régional, la production de poissons. Au niveau international, la fonction qui a le plus grand intérêt est l'ensemble des conditions qui ont permis une rapide évolution radiative dans plusieurs lignées taxonomiques, faisant du lac une ressource scientifique importante, et de richesse spécifique exceptionnelle.
3. La conservation de la biodiversité dans le lac Tanganyika devrait aussi avoir pour objectif de promouvoir l'utilisation durable de la biodiversité, principalement à travers la gestion des pêcheries, mais aussi à travers le tourisme et d'autres utilisations sans consommation.
4. Tout bénéfice économique dérivé de la conservation de la biodiversité du lac Tanganyika doit être partagé équitablement à l'intérieur de la région.

Nous avons omis délibérément l'objectif de la conservation de « chacune et toutes les espèces ». C'est à la fois très difficile à réaliser, et serait pratiquement impossible à contrôler et à évaluer. Pour le long terme, c'est aussi un objectif moins significatif par rapport à la conservation des conditions dans lesquelles les remarquables radiations évolutives qui ont fait du lac un « point chaud » de la biodiversité d'importance internationale ont pris place.

**Table 6.1 Les valeurs de la biodiversité et les partenaires: quelques exemples du lac Tanganyika**

Valeurs	Ressource de la biodiversité	Utilisations et les utilisateurs
<p><b>Utilisation directe</b></p> <p>Consommation</p>	<p>Poisson aliment</p> <p>Poisson pour la pêche sportive</p> <p>Poisson ornemental</p>	<p>Pêcheurs, traiteurs, vendeurs sur le marché, compagnies de transports, consommateurs dans le milieu rural et urbain dans toute la région.</p> <p>Pêcheurs d'agrément, développement du tourisme</p> <p>Exportateurs de poissons d'aquarium, personnel local, gouvernements riverains (revenu d'exportation), vendeurs d'aquarium, aquariophiles en européens et nord américains .</p>
<p>Non consommation</p>	<p>Diversité génétique des poissons</p> <p>Eco-tourisme: habitats côtiers, espèces vedettes: cichlidés, autres poissons et invertébrés, mollusques, crabes.</p>	<p>Développement de l'aquaculture en général</p> <p>Eco-touristes, tourisme pour la plongée et développement associé, et revenu du change de monnaies étrangères.</p>
<p><b>Usages indirects</b></p> <p>Services de l'écosystème</p>	<p>Toutes les espèces – particulièrement le phytoplancton, les espèces clés comme les crevettes, les clupéidés et les prédateurs terminaux</p>	<p>Modulation de l'environnement – rôle dans le maintien des fonctions du lac, p. ex. la position de la thermocline: les effets sur les niveaux trophiques</p> <p>Productivité et stabilité de l'écosystème, au bénéfice de tous ceux qui en dépendent pour l'utilisation directe (ci-dessus).</p>
<p>Connaissance</p>	<p>Toutes les espèces – spécialement les lignées endémiques et diversifiées (cichlidés, mollusques et ostracodes).</p>	<p>Recherche scientifique sur les processus de l'évolution qui en définitive profitent à toute la société humaine.</p>
<p>Esthétique</p>	<p>Habitats, espèces vedettes ou portes drapeau.</p>	<p>Toute personne qui tire une satisfaction dans l'observation de la biodiversité et es habitats du lac Tanganyika.</p>
<p><b>Valeurs de non utilisation</b></p> <p>Existence</p>	<p>Habituellement les espèces vedettes</p>	<p>Personnes sensibles à la conservation</p>
<p>Intrinsèque</p>	<p>Toute la biodiversité</p>	<p>Toute l'humanité</p>
<p>Héritage</p>	<p>Toute la biodiversité</p>	<p>Les générations futures</p>

Il n'y a actuellement pas d'études sur les valeurs de la biodiversité sur le lac Tanganyika, ou tout autre Grand Lac africain. Un tel travail devrait avoir une priorité pour informer plus largement le développement des parcs dans la zone côtière et les autres mesures de conservation, et est déterminant pour éclairer les débats en cours sur la pertinence et la valeur des parcs pour la conservation et le développement dans les pays à faibles revenus (Wells, 1992; McClanahan, 1999; Salafsky et Wollenberg, 2000).

Une telle évaluation devrait comprendre:

- Une évaluation des bénéfices directs et indirects de la pêche et des parcs aquatiques pour l'économie locale.
- Une étude d'estimation des éventualités afin d'évaluer la volonté de payer pour la préservation les niveaux actuels d'utilisation des ressources.
- Les intérêts des groupes de partenaires pour examiner les opinions des différents groupes sociaux sur la pêche et les parcs aquatiques.

Les valeurs d'utilisation directe et indirecte ont toutes besoin d'être analysées. La biodiversité du lac Tanganyika constitue une valeur d'utilisation directe pour les denrées comme le poisson, qui est consommé ou extrait du lac pour le commerce de poissons d'aquarium. A travers le tourisme et la recherche scientifique, la biodiversité appuie des industries non extractives. Ces utilisations directes ont une valeur économique, qui est révélée dans une certaine mesure à travers la consommation familiale, les dépenses sur le marché et les ventes. Les ressources aquatiques du lac Tanganyika et la biodiversité appuient une gamme de services écologiques. Même si ces services n'ont pas un prix sur le marché, les bénéfices économiques peuvent être quantifiés à travers une analyse des coûts liés à leur perte.

#### **6.3.4 Identifier les liens entre la conservation et le développement**

Si la conservation de la biodiversité et le développement doivent être conciliés, comme cela est recommandé dans une proposition antérieure pour le lac Tanganyika (Cohen, 1991; Coulter, 1999), les gens bénéficieront de la conservation de la biodiversité, il est dès lors impératif d'explorer soigneusement les liens entre la biodiversité et les bénéfices dérivés de la biodiversité. Il y a eu une tendance à supposer ses liens plus qu'à les analyser de manière critique.

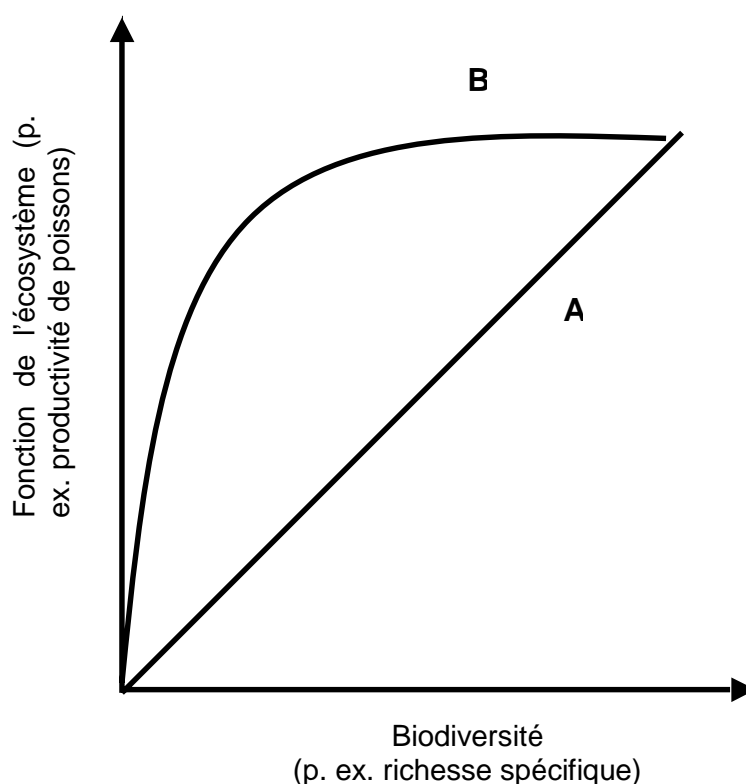
Les techniques pour analyser les moyens d'existence, qui se basent sur l'expérience gagnées dans l'application de techniques d'approches participative rurale et d'études classiques avec des questionnaires, sont seulement mis en œuvre récemment (Scoones 1998; Ellis 2000). Les premières études sur l'application systématique de l'analyse de moyens d'existence en milieu rural à la gestion des pêcheries de petites dimensions commencent seulement à émerger (Sarch et Allison 2000; Allison et Ellis, *sous presse*). Nous n'avons pas connaissance d'application de telle analyses sur l'utilisation et la conservation de la biodiversité aquatique. L'analyse des moyens d'existence permet d'identifier d'une manière beaucoup plus précise que cela ne l'a été possible jusqu'ici (Meadows et Zwick, 2000). L'analyse de moyens d'existence et l'identification des concernées peuvent être liée à l'évaluation de la biodiversité en vue de prendre des décisions rationnelles à propos de la promotion de stratégies intégrées de conservation et de développement. Une analyses récente es liens entre la conservation de la biodiversité et des moyens d'existence (Salafsky et Wollenberg, 2000) donne un cadre méthodologique possible pour l'évaluation de la faisabilité d'une approche intégrée de conservation et de développement sur la lac Tanganyika.

Les liens entre les moyens d'existences et la biodiversité peuvent être directs ou indirects, comme cela est illustré dans la Table 6.1. La supposition clé dans le cas du lien indirect proposé entre la conservation de la biodiversité et le maintien des services de l'écosystème est que la biodiversité est indispensable pour le maintien optimal de tels services. Cette supposition se base sur la littérature relatant des fonctions d'écosystème améliorées (p. ex. la productivité, la résilience, la stabilité, l'effcience des cycles nutritifs, etc.) pour la maintien d'une haute diversité (revue par McCann, 2000). Les liens supposés entre la diversité et le fonctionnement de l'écosystème sont illustrés dans la Figure 6.1.

La plus grandes parties de ces preuves viennent de modèles d'écosystèmes et d'environnements contrôlés, dont la plupart ont été critiqués pour des problèmes de conception expérimental. La revue la plus récente sur le sujet affirme que les hypothèses présentées dans la Figure 6.1 pour s'appliquer dans toute discussion sur le lien entre la conservation de la biodiversité et le maintien des services critiques de l'écosystème, persistent malgré « l'enthousiasme débordant qui appui des évidences scientifiques » (Schwartz et al 2000). Une faiblesse critique dans toute discussion du lien entre les moyen de subsistances et la biodiversité est ainsi que le lien entre la biodiversité et le maintien de la

biodiversité n'est pas justifié. Ce point ne semble pas avoir été traité dans la littérature évoquant la conservation et le développement intégrés.

Même si les valeurs indirectes comme les services de l'écosystème sont souvent invoqués comme une raison selon laquelle on devait conserver la biodiversité, il est même plus courant de proposer aux gens de générer plus de bénéfices directs de la conservation de la biodiversité que de permettre une sur-utilisation de celle-ci. La notion que le bien-être de l'homme est maintenu et amélioré par la conservation de la biodiversité est la prémisse fondamentale pour l'intérêt nouveau dans les réserves extractives et la promotion qui permet aux gens d'accéder aux ressources biologiques comme un moyen de les protéger. C'est une prémisse qui se fonde sur le degré selon lequel les gens dépendent de la biodiversité pour leurs moyens d'existence. Les modèles généraux de conservation et de développement soulignés par Salafsky et Wollenberg (2000) fournissent un point de départ utile pour l'analyse du potentiel pour la conservation et le développement intégrés.



**Figure 6.1 Modèles conceptuels des liens entre la biodiversité et les fonctions de l'écosystème proposés dans la littérature (d'après Schwartz et al, 2000)**

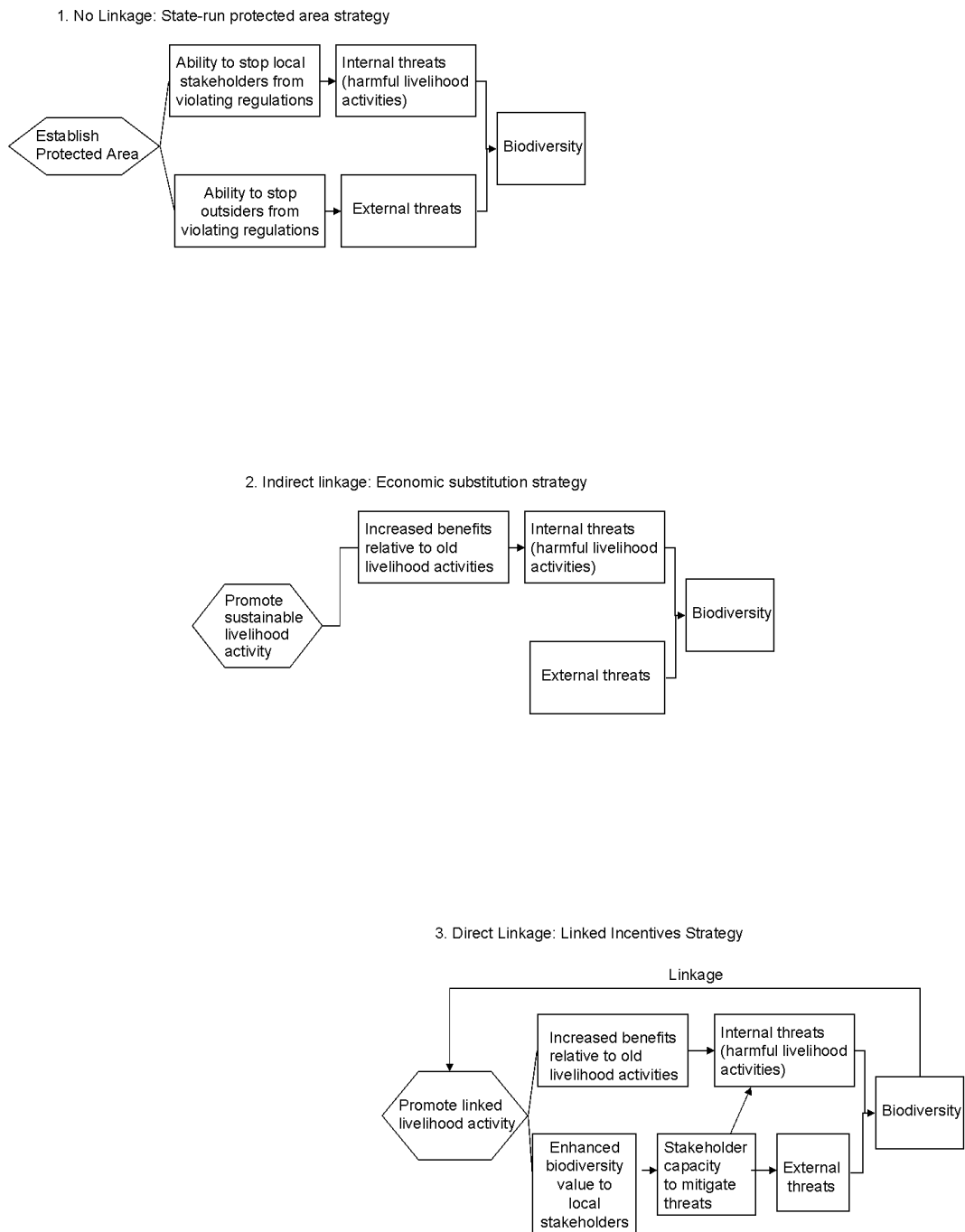
Sur la figure, le Modèle A représente l'idée selon laquelle chaque espèce a un rôle dans le fonctionnement de l'écosystème et que la perte d'une seule espèce a des effets sur la fonction de l'écosystème. Le modèle B accepte que certaines espèces interviennent peu ou pas dans la régulation du fonctionnement de l'écosystème (le modèle de redondance) et certaines espèces peuvent être perdues sans qu'il y ait une perte de la fonction de l'écosystème.

Dans l'analyse suivante, nous prenons ce qui est connu à propos des liens entre la biodiversité et les moyens de subsistance dans la bassin du lac Tanganyika, et analysons les approches potentielles de conservation et de développement avec un lien direct, un lien

indirect et sans lien du tout. Nous reconnaissons que cette analyse est limitée par le type de données disponibles pour le moment. Nous avons déjà souligné le manque de données sur la valeur économique de la biodiversité, et avons fait allusion au volume limité de l'information sur quels éléments de la biodiversité sont réellement utilisés par la population (pas d'études sur l'analyse des moyens de subsistance). Néanmoins, l'information des études spéciales socio-économiques sur la sédimentation, la biodiversité et les pratiques de pêche permettent d'identifier les principaux liens au point de vue conceptuel, ce qui devrait nous permettre de fournir un certain avis sur la voie la plus réaliste pour conserver la biodiversité dans le lac Tanganyika.

La Figure 6.2 illustre trois modèles représentant les approches générales pour des projets et des programmes de conservation. Tous les trois modèles visent à utiliser certaines formes d'interventions par projet (l'hexagone à gauche du modèle pour maintenir l'état de la biodiversité (la boîte à droite).





**Figure 6.2 Trois modèles de stratégies de conservation. Les hexagones indiquent les stratégies possibles d'intervention, alors que les rectangles indiquent les conditions au site d'intervention (de Salafsky et Wollenberg, 2000)**

On peut prendre que la biodiversité a trois attributs principaux: les espèces ou autres unités taxonomiques) présentes, l'espace d'habitat présent et le degré selon lequel l'habitat est en mesure de maintenir ses fonctions écologiques. Cette condition cible est affectée par une ou plusieurs menaces directes causées par l'homme, subdivisées en menaces internes causées par les partenaires vivants dans la zone du projet, et des menaces externes venant de l'extérieur. Les exemples de menaces directes dans le lac Tanganyika comprennent la surexploitation des poissons ou la pollution de l'eau par les industries de Bujumbura. Derrière ces menaces directes sont les facteurs occasionnels qui sont souvent moins visibles mais peuvent être des inducteurs significatifs de menaces. Ceux-ci peuvent comprendre les besoins locaux pour la subsistance, les politiques gouvernementales de développement ou le développement routier local et le transport (Salafsky et Wollenberg, 2000). Dans le cas du lac Tanganyika, la situation de la sécurité au Nord et l'Ouest du lac fait probablement que les gens ne veulent pas faire des investissements de long terme dans la terre et la maintenance de la fertilité des sols, parce que l'occupation n'est pas sûre. Il peut vraisemblablement en résulter un manque de mesures pour préserver les sols, et ainsi une sédimentation accrue et la dégradation des terres.

Les projets de conservation<sup>16</sup> peuvent utiliser une association de stratégies ou d'interventions différentes pour lutter contre les menaces à un site donné. Les trois paradigmes de la conservation illustrés dans la Figure 6.2 correspondent à trois de ces stratégies: la protection directe, la substitution économique et les mesures d'encouragement associées.

Modèle 1: La protection directe est le modèle actuel de conservation dans le lac Tanganyika.. La population est exclue de zones isolées pour la conservation de la biodiversité, et elle bénéficie peu des activités de conservation (Meadows et Zwick, 2000). L'approche par « amendes et clôtures » utilisée par les parcs nationaux, et aussi la notion que la population doit être tenue à l'écart de la nature en vue de conserver celle-ci a été bien respectée au cours des dernières décennies (voir le Chapitre 5 pour la discussion). Alors que de telles approches peuvent être efficaces pour atteindre des objectifs de conservation, si les moyens sont suffisants pour les mettre en œuvre (Margules et Pressey, 2000), elles ne tiennent pas compte des besoins de la population vivant autour ou déplacée par ces enclaves de conservation. Dans le modèle d'aires protégées, les activités de subsistance apparaissent comme une menace interne à la conservation, et la réponse à ces menaces est de mettre en place une aire protégée. L'idée maîtresse derrière la première conceptualisation du projet PBLT est guidée par ce modèle, et elle reste la meilleure approche établie pour la conservation dans la région, en dépit de son échec récent à Rusizi et la pression sur les parcs ailleurs. Etant donné les niveaux de pauvreté et l'incertitude pour la subsistance connue par beaucoup dans le bassin versant, il y a aussi un impératif moral d'établir une priorité pour le développement et de chercher une compatibilité entre le développement et la conservation. La stratégie des aires protégées reste un anachronisme compte tenu de cet impératif, et il y a un besoin urgent pour une recherche sérieuse d'alternatives.

Modèle 2: Dans le modèle de substitution économique, la stratégie du projet est d'essayer de permettre les activités de subsistance comme le développement d'industries rurales qui fournissent une alternative aux options de subsistance trouvées comme constituant une menace à la biodiversité, comme l'exploitation de terres sur les pentes abruptes le long de la côte, ou la pêche avec des siennes de plage. Cette approche est en train d'être essayée par un programme financé par DANIDA pour la gestion environnementale de la zone côtière au Malawi. L'identification et la promotion de telles activités alternatives de subsistances est compris parmi les principaux objectifs de la composante socio-économique du PBLT (Meadows et Zwick, 2000) mais il s'est révélé difficile d'identifier les alternatives. Ces auteurs ont toutefois été en mesure de suggérer une gamme d'interventions de développement pour aider à modifier les activités de subsistance pour ajouter de la valeur aux ressources naturelles récoltées et diminuer les activités qui endommagent l'environnement (Boite 2 dans Meadows et Zwick, 2000). Les modèles de substitution économique ont souffert des liens qui ne sont clairs entre la conservation et les mesures économiques d'incitation, et de l'effet « pot de miel », où le développement d'activités près des parcs attire les gens dans la zone et

<sup>16</sup> Un projet est définie ici globalement comme "toutes les actions entreprises par un groupe de personnes intéressées par la réalisation de certains buts et objectifs définis (Aalafsky et Wollenberg, 2000).

place ainsi plus de pression sur la ressource naturelle de base (Salafsky et Wollenberg, 2000). Le fait de fournir des alternatives génératrices de revenus à une population locale qui n'est pas liée avec les incitations pour la conservation de la biodiversité ne réduit le problème des menaces extérieures. N'importe lequel qui ne bénéficie pas des activités alternatives de subsistance constitue une menace potentielle pour l'environnement. Dans le bassin versant du lac Tanganyika, ceci pourrait concerner les nombreuses populations déplacées par les conflits civils.

Modèle 3: Le modèle associé avec des encouragements essaye de boucler la boucle en associant la biodiversité avec l'intervention pour les moyens de subsistance. Cette association est la force motrice qui est derrière la séquence d'activités conduisant à la conservation. Les activités de subsistance qui vont à l'encontre des menaces internes à la biodiversité devraient augmenter la valeur de la biodiversité pour la population locale, et ainsi les inviter à agir pour atténuer à la fois les menaces internes et les menaces externes sur la biodiversité. En d'autres mots, elles sont toutes avantageuses financièrement ou en terme de sécurité pour la subsistance, et sont facilitées par le projet de conservation. Dans le lac Tanganyika, le développement de l'éco-tourisme, de la pêche sportive et du commerce de poissons d'aquarium est souvent cité comme un exemple de voies selon lesquelles la conservation de la biodiversité peut être associée pour améliorer les conditions de subsistance. Nous pensons que cette conception n'est pas réaliste (voir le Chapitre 5 pour discussion et analyse), mais aussi il faut remarquer qu'aucune analyse de coûts et bénéfices de la conservation n'a jamais été entreprise (voir la section précédente).

Nous avons déjà fait remarquer que les associations entre la biodiversité et les bénéfices indirects pour la subsistance locale dans la forme de services de l'écosystème de sont pas évidents (voir la Figure 6.1 et le texte associé). Nous soutiendrons aussi que les liens entre les zones les plus riches en biodiversité et les activités de subsistance dans le lac Tanganyika sont limités. Lindley (2000) a fait remarquer que les liens entre les menaces sur les poissons en zone littorale et la pêche sont indirects. La plus grande activité de pêche vise l'écosystème pélagique pauvre en espèces, et il existe une menace théorique selon laquelle si une chute de la pêche pélagique survenait à la suite d'une surexploitation pourrait conduire à un accroissement de l'exploitation dans les zones littorales par la population désespérée de trouver à manger et des revenus. A présent, une grande partie de la faune de poissons littoraux est pêchée seulement d'une manière relativement légère avec une large variété d'engins de petites dimensions. Ainsi, le degré de dépendance de la population sur la biodiversité est faible, et le lien entre la biodiversité et la subsistance est faible. Des liens faibles entre la biodiversité et la subsistance ne sont pas un bon pré-requis pour des programmes intégrés de conservation et de développement qui cherchent à soutenir à la fois la subsistance et la diversité en renforçant la valeur de tels liens (Salafsky et Wollenberg, 2000). Il n'y a pas non plus de lien entre la durabilité des moyens de subsistance des populations engagés dans l'agriculture et la biodiversité du lac Tanganyika. La perte de la diversité en zone littorale consécutive à une sédimentation accrue aura peu d'impact sur les moyens de subsistance des fermiers dans le bassin versant. Ainsi, il n'y a pas moyen d'associer des primes pour la conservation de la biodiversité avec une amélioration des moyens de subsistance. Ceci suggère que des programmes intégrés de conservation et de développement (Modèle 3) ne sont pas faisables.

Nos principales conclusions sont ainsi les suivantes:

- Les liens entre la biodiversité et les moyens de subsistance sont faibles ou tout au plus indirects.
- Les liens entre la biodiversité et la fonction de l'écosystème ( et ainsi la fourniture des services de l'écosystème) ne sont pas prouvés mais devraient aussi être faibles.
- Les bénéfices financiers et moyens de subsistance alternatifs associés avec les activités de conservation sont aussi vraisemblablement limités.

Et ainsi:

- Des programmes intégrés de conservation et de développement auto-soutenus ne sont pas actuellement faisables dans le bassin du lac Tanganyika. Le financement d'activités de conservation devront donc venir de sources extérieures si la conservation ne veut pas imposer des coûts sur celles se trouvant autour du lac.

Des financements extérieurs pourraient venir soit de gouvernements soit d'organismes internationaux. L'analyse de leçons apprises de projets de conservation de la biodiversité en Afrique (Hart et al, 1998) suggère que l'engagement des beaucoup de gouvernements nationaux africains dans des programmes de conservation de la biodiversité est faible. De tels programmes sont vus comme une imposition externe d'un programme environnemental international, et des gouvernements peuvent même être hostiles à des programmes promus et gérés par des agences extérieures qui sont perçues comme favorisant « plus les animaux que les gens ». Hart et al (1998) concluent que les programmes de conservation de la biodiversité ne sont vraisemblablement pas viables, à moins qu'ils soient intégrés dans les stratégies de développement des pays, ou financés indéfiniment par la communauté internationale.

Nous laissons à d'autres le soin d'évaluer si l'appropriation du PAS, de la Convention et de l'Autorité pour la Gestion du Bassin du Lac est suffisant (et a un poids politique suffisant) pour entrer en compétition pour des ressources dans le cadre des stratégies nationales pour le développement, ou si un financement international continu sera requis pour soutenir l'intérêt international pour la biodiversité dans le lac Tanganyika.

La principale conclusion de l'étude spéciale socio-économique est que:

« la biodiversité du lac sera seulement gérée de manière durable et conservée à travers des programmes d'atténuation de la pauvreté, de diversification des moyens de subsistance, de développement économique et social dans des communautés riveraines, dans un contexte de sécurité et de réforme institutionnelle »

(Zwick and Meadows, 2000, p40).

Ces auteurs reconnaissent, toutefois, les difficultés pour réaliser ceci. Nous sommes d'accord avec leur interprétation et voudrions réitérer notre suggestion que le financement de telles activités ne devrait pas venir des populations locales qui ont besoin de ressources mais pas pour la biodiversité. Il devrait venir des ceux qui attachent de la valeur à la biodiversité et qui ont moins besoin de ressources, p. ex. la « communauté mondiale ». Ceci implique un financement international continu de programmes de conservation, et une attention minutieuse sur les moyens de transférer des ressources financières pour la conservation vers l'appui à des programmes du type de ceux qui visent l'allègement de la pauvreté identifiés par Zwick et Meadows (2000). Une telle conclusion n'est la seule, et il y a eu récemment d'autres voix qui se sont levées pour s'interroger sur l'orthodoxie prévalante du développement à travers la conservation. Godoy et al (2000) soutiennent que les autochtones résidents dans la forêt en Amérique Centrale devraient être payés pour les valeurs non locales de la forêt humide en guise d'encouragement pour résister contre la déforestation. Nous soutenons que les populations résidents de la zone de lac d'Afrique Centrale ont besoin de la même considération en vue de préserver les valeurs non locales du lac Tanganyika.

### **6.3.5 Les liens entre chaînes trophiques littorales et pélagiques et les pêcheries**

L'importance des liens trophiques littoraux et pélagiques a longtemps été considéré, en particulier, dans le contexte particulier de l'interdépendance des pêcheries du lac Tanganyika (Coulter, 1991; Lindley, 2000). L'interdépendance n'a toutefois jamais été étudiée de manière formelle, même qualitativement. L'identification des principaux liens entre le littoral et le large pourrait donner une base plus rigoureuse sur laquelle se baser à la fois les décideurs actuels pour la gestion et la recherche future dans ce domaine d'étude négligé dans les Grands Lacs Africains.

L'identification du rôle des écosystèmes côtiers, en tant que zone de reproduction et de croissance des juvéniles pour les espèces commerciales, est d'une pertinence particulière. Il est bien connu (voir Coulter, 1991 pour la revue) que trois parmi les espèces de perches commercialisées (à savoir *Lates mariae*, *L. microlepis* and *L. aungustifrons*) ont une phase juvénile qui séjourne en en zone littorale jusqu'à un an<sup>17</sup>. Les habitats clés pour ces espèces sont les bandes de végétaux immergés constituées de *Ceratophyllum*, *Vallisneria* et de

<sup>17</sup> Au contraire, les juvéniles de *L. stappersi* restent dans la zone pélagique

*Patamogeton* et, dans une moindre mesure, de racines de végétaux émergents (*Phragmites*) et même entre les rochers (Thompson et al, 1977). *L. microlepis* semble utiliser les bandes de macrophytes comme zone pour les juvéniles, et pourrait rester jusqu'à un an (25-180 mm LT) dans ces habitats, les jeunes *L. microlepis* vivent dans le littoral après avoir quitté la couverture végétale, et se déplace dans la zone pélagique quand il atteint la maturité à environ 500 mm de LT (âge 3-4 ans).

Des études de terrain et de laboratoire dans l'habitat de préférence des juvéniles des deux espèces de Lates sont rapportées dans Kondo et Abe (1985). Les deux espèces semblent s'installer sur des lits herbeux, *L. angustifrons* préférant les herbiers courts composés de *Vallisneria* sp.; alors que *L. mariae* préfère des zones d'herbiers plus hauts composés de *Potamogeton schweinfurthii*. Actives de nuit, les deux espèces se nourrissent essentiellement de crevettes, évoluant vers les poissons en grandissant. Les crevettes sont abondantes en eaux peu profondes (<6m), où 12 sur les 13 espèces endémiques enregistrées sont trouvées dans les habitats (Kimbadi, 1989). Ces 12 espèces appartiennent aux *Atyidae*, alors que la 13<sup>ème</sup> espèce est de la famille des *Palaemonidae* (Kimbadi, 1993).

Ces résultats biologiques sont une base importante pour la compréhension des liens entre les habitats littoraux et pélagiques. En même temps que des études plus détaillées sont requises, nous soulignons le besoin de localiser ces sites et la zone littorale, évaluer la pression sur eux et identifier les actions appropriées de gestion.

Les interactions biologiques au sein des pêcheries multi-spécifiques sont reconnues formellement dans l'Article II de la Convention sur la Conservation des Ressources Marines Vivantes de l'Antarctique (CCAMLR), signée en 1980. Cette convention a été vue comme la première sur la voie de ce qui est largement connu comme une « approche par écosystème » pour la gestion des ressources naturelles. L'interprétation de CCAMLR de l'écosystème est enracinée fortement dans une compréhension biologique des pêcheries, p. ex. les implications trophiques de la concentration sur différentes espèces dans l'Océan du Sud entourant l'Antarctique. Une adoption plus récente de l'approche par écosystème par la CDB (comme cadre d'action primaire) et des autres comme la Banque Mondiale et l'IUCN, reconnaît de manière explicite les composantes environnementales, socio-économiques et culturelles de l'écosystème et ainsi reconnaît le contexte plus large de la gestion des ressources naturelles, particulièrement celles qui ont une biodiversité significative. Une initiative significative dans la recherche et la gestion marine est l'idée d'un « grand écosystème marin » – dont 50 ont été identifiés dans le monde (voir [www.edc.uri.edu/lme/default.htm](http://www.edc.uri.edu/lme/default.htm)). Le GEF/FEM (dans ses programmes sur les eaux internationales et la diversité) appuie le Projet de Grand Ecosystème Marin dans le Golf de Guinée<sup>18</sup>.

Indépendamment, mais selon la tendance sur la gestion des ressources riches en biodiversité, les approches de la gestion des pêcheries sont en train d'évoluer du contrôle sectoriel de haut en bas des captures et de l'effort vers une forme de gestion basée plus la subsistance qui est intégrée, adaptative, environnementale et appropriée localement. La plupart de ces principes de l'approche par écosystèmes, comme définis dans la documentation de la CDB (voir [www.biodiv.org](http://www.biodiv.org), particulièrement dans les documents de travail de SBSTTA<sup>19</sup>) reproduisent ou sont complémentaires aux concepts qui gouvernent la gestion de la zone côtière (Clarke, 1992). Ainsi, la GZC pourrait fournir un cadre de mise en œuvre plus rigoureux pour certains des concepts plus théoriques définis dans l'approche par écosystème. Voir la réponse de gestion recommandée par ESBIO (Section 6.4.2) pour la gestion de la zone littorale riche en biodiversité et l'importance de la durabilité de la pêche pélagique.

#### 6.4 La gestion

Dans notre réflexion sur la gestion de la biodiversité, les résultats de ESBIO ont maintenant besoin d'être intégrés aux résultats des autres études spéciales du projet basées portant sur les menaces. Dans ce but, nous donnons un petit résumé des résultats clés pour les

<sup>18</sup> Voir: [www.africaonline.co.ci/AfricaOnline/societes/goglme/goglme.html](http://www.africaonline.co.ci/AfricaOnline/societes/goglme/goglme.html)

<sup>19</sup> Subsidiary body on Scientific, Technical and Technological Advice (SBSTTA)

sédiments, les pratiques des pêches et la pollution, mais les lecteurs sont invités à se référer aux documents techniques appropriés de ces études.

#### **6.4.1 Les menaces**

Le développement côtier, plus particulièrement la perte de la végétation terrestre qui conduit à une accentuation de l'envasement, constitue une menace importante pour la biodiversité littorale. Actuellement, sur la plus grande partie de la côte lacustre, cet effet est relativement localisé autour des villages de pêche et des villes importantes. Son étendue est plus large dans les zones plus densément peuplées autour du bassin Nord et le long de la côte tanzanienne. Seule une déforestation de grande ampleur sur des zones sensibles à l'érosion pourrait constituer une menace plus importante pour la biodiversité. L'étude spéciale sur les sédiments a analysé le degré selon lequel une déforestation sur l'ensemble du bassin versant représente une menace immédiate pour la biodiversité. Une sédimentation accrue et d'autres impacts de l'homme le long de la côte lacustre peuvent avoir altérés la structure de la communauté et réduit la biodiversité dans les zones littorales adjacentes. On n'a pas d'information à propos d'extinctions d'espèces qui auraient eu lieu comme résultat de ces activités. Il est plus probable que des variétés locales peuvent avoir été perdues, et que la distribution de certaines espèces peut avoir été réduite ou fragmentée (Patterson, 2000).

Les activités de pêche constituent une menace potentielle pour la conservation de la biodiversité. Il y a des questions en rapport la durabilité de l'exploitation des stocks de poissons pélagiques et particulièrement des grands Centropomidés (*Lates* sp). Les questions de durabilité de l'exploitation sont dans le domaine du Projet de Recherche sur le lac Tanganyika (RLT) et sont présentées comme un Plan de Gestion des Pêcheries du lac Tanganyika. Il est probable que ces espèces soient menacées d'extinction, ou qu'une perte significative de la diversité génétique intra-spécifique. Reconnaisant la diversité de la zone littorale et pour apporter un complément à l'importante attention de recherche sur les pêcheries pélagiques, ESPP s'est concentrée sur les pratiques de pêches incroyablement diversifiées utilisées dans la zone littorale. Plus de 50 pratiques différentes de pêche ont été décrites, reflétant la diversité des poissons et types d'habitat (Lindley, 2000).

Les engins de pêche destructeurs de l'habitat (ex. p. chaluts de fond, explosifs) sont peut utilisés. Ainsi, les activités de pêche ont seulement un impact direct sur les communautés de poissons. Il est possible, en effet, que les impacts sur les associations de poissons ont des effets en chaîne sur le reste de l'écosystème, mais il n'y a pas assez d'information sur la dynamique de l'écosystème pour évaluer ceci pour le moment.

Les sennes de plage ont déjà été bannis en Tanzanie, pour leurs effets perçus comme négatifs sur la biodiversité et la durabilité de l'exploitation. Il y a peut d'évidences de l'impact, mais de telles preuves sont difficiles à obtenir; ainsi l'interdiction a été mis en place selon une interprétation environnementaliste du principe de précaution. L'expérience de l'interdiction de sennes de plages sur les rives kenyanes du lac Victoria illustre le rôle que ces engins jouent sur une communauté riveraine (Wilson et al, 1999). Même si les sennes de plages sont des engins chers et tendent à être la propriété de personnes influentes, elles requièrent la coopération d'autres personnes pour tirer le filet. Ceci fournit une occasion importante pour les chefs de famille qui ne possèdent pas d'engins de pêche de prendre part aux pêcheries et accéder aux protéines de haute qualité. En plus, l'opération avec les sennes de plage est une des rares possibilités pour les femmes de participer activement à la pêche: la valeur qui consiste à apporter du poisson frais à la maison pour leurs enfants ne devrait pas être sous-estimée.

Dans le lac Tanganyika, il apparaît que l'interdiction n'est totalement appliquée, ce qui reflète les réelles contraintes logistiques et pratiques du suivi et de la mise en œuvre d'une telle législation des pêches sur le lac. Les communautés de poissons des plages sablonneuses sont aussi affectées par d'autres engins, telles les filets maillants, qui visent les plus grandes espèces. Il y a aussi toute une gamme d'engins de moindre importance utilisés pour la subsistance, dont l'impact collectif sur la diversité des communautés littorales peut être significatif.

Les espèces de berges rocheuses seront relativement moins touchées par l'activité de pêche. La pêche aux filets, sauf avec des filets maillants relativement petits, n'est pas possible là où la topographie sous lacustre est rocheuse et complexe. La pêche à la ligne et à la nasse est pratiquée, visant un petit nombre de grandes espèces (poissons chats, mormyres, *Lates sp. Boulengerochromis*). Toutes ces espèces ont une large distribution, et ces activités ne sont vraisemblablement de nature à affecter la biodiversité de manière significative (toutefois, encore une fois, les effets de la réduction de l'abondance des grands poissons prédateurs sur l'écosystème ne sont pas connus. Les questions d'utilisation durable optimale sont une autre matière, mieux analysées par les agences de gestion des pêcheries, comme celles impliquées dans le projet RLT.

Une recommandation clé de ESPP a trait à au rôle important que joue la pêche pélagique pour la subsistance des communautés riveraines du lac. La plupart des petits pêcheurs s'orientent vers les poissons pélagiques, mais sont passé largement inaperçus pour la recherche qui se concentre sur les méthodes de pêche plus intensives. Toutefois, ce lien avec la subsistance est d'une importance capitale pour la biodiversité du lac Tanganyika – si les pêches pélagiques ne sont pas gérées d'une manière appropriée et ne parviennent pas à supporter ces flottes de petits pêcheurs, ils vont se retirer vers la côte et soumettre la pression sur la zone littorale riche en biodiversité.

La pollution organique et les autres contaminations venant de l'industrie, les mines et les sources domestiques ont toutes es conséquences sérieuses pour la biodiversité, particulièrement encore dans les zones littorales. Les baies abritées avec une faible circulation sont plus immédiatement menacées d'eutrophication même si elle est plutôt faible et des sources de pollution localisées. Le port de Kigoma et la baie voisine constituent des exemples d'eaux côtières affectées. Au large des zones adjacentes aux aires protégées terrestres, seules les eaux au large de la Rusizi sont potentiellement menacées par une pollution venant des rivières. Les eaux en face de Gombe, Mahale et Nsumbu sont très éloignées des sources actuelles de polluants majeurs, et devraient être probablement vierges (Bailey Watts et al, 2000).

#### **6.4.2 Réponse de gestion recommandée**

La prise en compte de ces aperçus dans les autres études spéciales en rapport avec la nature des menaces à la biodiversité, ensemble avec les résultats de ESPIO présentés dans les chapitres précédents, nous conduit à la conclusion que le PAS avoir une stratégie régionale intégrée pour traiter les menaces localisées dans la zone littorale. Le fait de se concentrer uniquement sur les problèmes trans-frontaliers (p. ex. l'élan initial de ce projet) manquerait des menaces importantes, et ne donne pas d'orientation pour le développement dans la zone côtière – uniquement pour l'atténuation des risques. Nous pensons qu'avec l'adoption des principes de gestion de la zone côtière (GZC<sup>20</sup>), les pays riverains peuvent arriver à l'atténuation des menaces dans le contexte d'un développement durable.

Un plan GZC pour le lac Tanganyika établirait des zones en fonction de leur importance pour la conservation, le degré des menaces, et les besoins pour le développement humain. Ce système d'établissement de zones devrait mettre en place le type de développement côtier autorisé dans les différentes zones, concentrant ainsi les efforts et les moyens pour assurer qu'un tel développement ne menace pas la biodiversité littorale. Le processus de planification devrait viser à minimiser les conflits entre les utilisations identifiées dans la zone côtière, et installer les différents développements suivant un plan consensuel, plutôt que l'approche actuelle pour le développement au bord du lac (p. ex. la construction de routes, les ports, des installations humaines, etc. ). Ceci devrait aussi fournir un mécanisme pour atténuer les effets d'un développement antérieur non planifié qui a un impact négatif sur la qualité de l'eau, la biodiversité et les réserves pour la pêches.

Noter que cette recommandation de ESPIO n'ignore pas l'existence de menaces trans-frontalières – une gestion appropriée des pêches pélagiques, que ESPP considère comme une priorité, est un bon exemple d'une menace qui demande la coopération internationale. Il

<sup>20</sup> Noter que la contribution de ESPIO au PAS donne une introduction à la GZC, à laquelle il est demandé au lecteur de se référer. Voir aussi Scialabba (1998)

n'ignore pas non plus la probabilité que des menaces trans-frontalières se développent dans l'avenir. Au contraire, ESBIO voit la GZC comme une amélioration, non contradictoire, pour une gestion efficace des questions trans-frontalières. Nous ne sommes pas les seuls à nous prononcer pour une approche par GZC pour la gestion de grands lacs. Une telle approche est recommandée par le Code de Conduite de la FAO pour un Gestion Responsable des Pêches (Article 10: FAO, 1995), et une approche de gestion par zone côtière guide un projet DANIDA en cours sur la gestion environnementale dans les districts riverains du lac Malawi. Les cadres légaux pour la GZC sont déjà en place, avec l'importance récente dans la région souligné dans la Résolution d'Arusha de 1993 sur la Gestion Intégrée de la Zone Côtière en Afrique Orientale (Shah et al., 1997).

La GZC fournit un cadre qui permettrait de réaliser des une approche coordonnée pour traiter les questions entre régions, prévenir en définitive des menaces localisées de devenir trans-frontalières de fait, faciliter le partage des leçons/expériences parmi les quatre pays riverains et ainsi promouvoir la coopération régionale nécessaire pour les questions trans-frontalières. TANGIS, le système d'information géographique développé dans le cadre du PBLT, devrait être un outil d'information déterminant pour le développement et la mise en œuvre de cette stratégie.

Le principe de base du développement durable demande que la stratégie de conservation de la zone littorale la plus large prend en compte les besoins du développement humain. En adoptant la stratégie de gestion de la zone côtière, l'organisme régional mis en place par le PAS et la Convention, peut cibler les ressources là où on en a le plus besoin ; évitant ainsi les stratégies potentiellement inefficaces qui éparpillent largement les moyens pour maintenir une approche pour tout le bassin ou tout le lac.

Une approche de gestion de la zone côtière donnera des niveaux de protection appropriés pour des habitats spécifiques. Le document de projet original spécifiait seulement deux options – des parcs nationaux, ou des zones non protégées. Dans la pratique, une stratégie intégrée qui spécifiait un développement autorisé par zones pourrait être une stratégie plus pertinente et plus rentable pour la conservation de la biodiversité, l'atténuation des menaces et la prévention dans le lac Tanganyika.

Une implication clé pour l'adoption de la GZC est le besoin d'un appui institutionnel approprié. Comme cela est courant dans la plupart des pays du monde, la responsabilité des gouvernements des pays riverains est actuellement affectée sur une base sectorielle. La GZC demande qu'une sorte d'organe de coordination qui intègre les pêcheries, l'agriculture, la planification, le développement communautaire, les infrastructures, le gouvernement local, etc., de telle manière que le développement futur soit bien planifié et géré. L'atténuation des effets d'un mauvais développement antérieur est un autre rôle clé pour un tel organisme.

Dans une situation idéale, la GZC devrait être une politique gouvernementale et des mécanismes appropriés établies pour faciliter des actions localisées de planification et de gestion. Toutefois, la coopération existe à plusieurs niveaux: par exemple les parcs, les pêcheries, l'agriculture, le tourisme, le développement communautaire pourrait se mettre ensemble et traiter des questions en rapport la limite aquatique des parcs nationaux; ou les différents départements dans une administration le long du lac (village, sous conté ou district) pourraient planifier conjointement les futurs développements. Les tendances actuelles dans la gestion de ressources de réservoirs communes<sup>21</sup>, comme l'est le lac Tanganyika pour les approches partant de la base. Toute mise en œuvre d'une GZC sur la lac Tanganyika devrait se baser sur ses expériences. En fait, ESPP a noté dans son avis pour la PAS que les initiatives des communautés le long de la côte zambienne ont offert une bonne base sur laquelle développer des plans de gestion appropriés pour les pêcheries (Cowan et Lindley, 2000): la GZC pourrait fournir aux parties prenantes un cadre approprié pour commencer ce travail. L'expérience de la mise en œuvre de la GZC en Irlande s'est révélée être plus durable si elle introduite à petite échelle, et basée sur les initiatives locales (Power et al, 2000). Cette approche en Irlande a aussi aidée à gérer certaines des incertitudes à propos des

---

<sup>21</sup> Les ressources de réservoirs communs indiquent des ressources qui ne sont ni publiques ni privées.



processus côtiers et un manque de données de base: circonstances bien connues des parties prenantes sur le lac Tanganyika.

Comme pour la plupart des questions de gestion des ressources, le rôle du gouvernement central est important mais complexe. Les ministères au niveau national peuvent fournir le cadre nécessaire et l'appui pour une gestion coordonnée sur le lac. Toutefois, les grandes distances entre les capitales et le lac sont une contrainte réelle sur le degré selon lequel le gouvernement central peut adopter une approche pratique de la gestion du lac. Nous pensons que la flexibilité de la GZC présente aux gouvernements riverains et aux communautés un mécanisme pour commencer à adopter des choix de gestion avisés pour leurs côtes lacustres, avant qu'il ait un plan de gestion au niveau régional.

## **6.5 Conclusion sommaire**

La plus haute biodiversité, en terme e nombres d'espèces, est située dans la zone sublittorale (jusqu'à 40 m de profondeur). Nous trouvons qu'un grand pourcentage de cette biodiversité est ubiquiste dans sa distribution, mais qu'il y a un nombre limité de taxa avec des distributions limitées au point de vue spatial. 73% des espèces de poissons lacustres (90% des espèces enregistrées dans les explorations de ESBIO) furent trouvées dans les eaux adjacentes aux parcs nationaux existants. Une stratégie de conservation basée essentiellement sur le maintien et l'extension des fonctions des parcs terrestres existants est ainsi recommandée.

Ce rapport fourni la première analyse détaillée des explorations pour l'évaluation de la biodiversité dans de larges zones du lac, basées sur des schémas d'exploration avec répétitions. L'analyse est limité surtout aux poissons, à cause des difficultés pour étudier les autres groupes. Des protocoles pour l'exploration des mollusques ont été développés et pourraient maintenant être utilisés pour compléter les explorations comparatives basées sur les poissons. Les explorations sur les êtres vivants ont été guidées et stratifiées suivant les explorations des habitats qui ont mis en évidence le besoin de considérer les habitats comme des unités fondamentales de conservation. Ce vaste ensemble des données a été analysé rigoureusement pour faciliter la conception des explorations futures.

Les menaces actuelles pour la biodiversité dans la zone littorale sont plus immédiatement dérivées de dégradation environnementale localisée (déforestation sur des sous-bassins versants de tailles petites et moyennes, effluents venant des villes côtières et de villages), situé quasi exclusivement dans la zone côtière. Ainsi, le lac Tanganyika a besoin d'une approche de gestion qui coordonne la planification et la gestion de toutes les activités basées sur terre et sur l'eau. En reconnaissant explicitement les liens écologiques, physiques et sociaux entre les deux ressources, ainsi que le besoin d'équilibrer le développement et la conservation, la GZC fourni aux gestionnaires une structure formelle et un ensemble de principes de gestion bien établis à suivre.

Le PBLT a une orientation technique solide, fournissant une information de base essentielle pour le premier plan de gestion du lac. La base pour un suivi scientifique et pour étayer la gestion a été établie sous le PBLT, mais les capacités plus larges dans la communication, la planification conjointe, la coopération entre différents ministères et différentes disciplines sont toujours requises. Tout au long de notre rapport, nous avons insisté sur le besoin de considérer la question des processus aussi bien que la production de résultats techniques. Si la communauté internationale continue à attacher de la valeur à ce lac unique, nous recommanderons un appui continu qui se concentre plus sur la construction de la capacité institutionnelle requise pour assurer un développement durable de ces ressources biologiques diversifiées. Nous recommanderons aussi une analyse critique des coûts et bénéfices d'une telle conservation et explicite, et le développement d'approches de gestion qui permettront d'assurer que les bénéfices de la conservation aillent vers ceux qui vivent autour du lac, tandis que les coûts sont supportés par tous ceux qui y attachent de la valeur.



## 7 BIBLIOGRAPHY

- Agrawal, A., 1995. Dismantling the divide between indigenous and scientific knowledge. *Development and Change* 26: 413-439.
- Allen, T. and A. Thomas, 2000. *Poverty and Development into the 21<sup>st</sup> Century*. Oxford University Press.
- Alin, S.R., Cohen, A.S., Bills, R., Gashgaza, M.M., Michel, E., Tiercelin, J., Martens, K., Coveliers, P., Mboko, S.K., West, W., Soreghan, M., Kimbadi, S. and G. Ntakimazi. 1999. Effects of Landscape Disturbance on Animal Communities in Lake Tanganyika, East Africa. *Conservation Biology* 13 (5): 1017 – 1034.
- Allison, E.H., 1998. The Convention on Biological Diversity and the Global Environment Facility – An Aide Memoire. Pollution Control And Other Measures to Conserve Biodiversity in Lake Tanganyika. UNDP/GEF (RAF/92/G32).
- Allison, E.H., K. Goudswaard and A.I. Payne, 1996. Baseline review: Biodiversity. Pollution Control And Other Measures to Conserve Biodiversity in Lake Tanganyika. UNDP/GEF (RAF/92/G32).
- Allison, E.H., V. Cowan and R. Paley (Eds), 2000. Standard Operating Procedures, Biodiversity Special Study. Pollution Control And Other Measures to Conserve Biodiversity in Lake Tanganyika. UNDP/GEF (RAF/92/G32).
- Allison, E.H. and F. Ellis (submitted). The sustainable livelihoods approach and the management of small-scale fisheries. *Marine Policy*
- Anderson, A.N. 1995. Measuring more of biodiversity: genus richness as a surrogate for species richness in Australian ant faunas. *Biological Conservation* 73: 39-43.
- Armstrong, M. 1986. *A Handbook of Management Techniques*. Kogan Page Ltd, London
- Attwood, C.A. and Bennett, B.A. 1994. Variation in the dispersal of galjoen from a marine reserve. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51: 1247-1257
- Bailey-Watts, A., Foxall, C. and K. West. 2000. *Pollution Special Study (PSS): overall findings of study*. Pollution Control And Other Measures to Conserve Biodiversity in Lake Tanganyika. UNDP/GEF (RAF/92/G32).
- Balmford, A., A.H.M. Jayasuriya and M.J.B. Green, 1996. Using higher-taxon richness as a surrogate for species richness: II. Local applications. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B*: 1571-1575.
- Barbier, E.B., J.C. Burgess and C. Folke, 1994. Paradise Lost? The Ecological Economics of Biodiversity. Earthscan, London.
- Bengtsson, J. 1998. Which species? What kind of diversity? Which ecosystem function? Some problems in studies of relations between biodiversity and ecosystem function. *Applied Soil Ecology* 10: 191-199.
- Brichard, P., 1989. *Pierre Brichard's Book of Cichlids and All The Other Fishes of Lake Tanganyika*. TFH Pul. Inc. Neptune City, USA, 544 pp.
- Broad, R., 1994. The poor and the environment: friends or foes? *World Development* 22: 811-822.
- Brokenshaw, D., D. Warren and O. Werner (eds) 1980. *Indigenous Knowledge Systems and Development*. University Press of America, Lanham, MD.

Boulenger, G.A. (1920). Poissons de la mission Stappers, 1911-1913, pour l'exploration hydrographique et biologique des lacs Tanganyika e Moéro. *Revue Zool. afr.* 8 (1): 1-57.

Chambers, R., 1994. The poor and the environment: Whose reality counts? Institute of Development Studies, Sussex. *Working Paper 3*, 17 pp.

Chao, A. and S-M. Lee (1992). Estimating the number of classes via sample coverage. *Journal of the American Statistical Association* **87**: 210-217.

Chessman, B.C., 1995. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: A procedure based on habitat-specific sampling, family level identification and a biotic index. *Australian Journal of Ecology* 20: 122-129.

Clark, J.R., 1998. *Coastal Seas – The Conservation Challenge*. Blackwell Science, Oxford. 134 pp

Cohen, A. (ed), 1991. *Report on the First International Conference on the Conservation and Biodiversity of Lake Tanganyika*. Biodiversity Support Programme, USAID/WWF,NC and WRI.

Cohen, A. 1994. Extinction in ancient lakes: Biodiversity crises and conservation 40 years after J.L. Brooks. *Archiv fur Hydrobiologie. Beiheft. Ergebnisse der Limnologie* 44: 407-423.

Cohen, A.S. 2000. Linking spatial and temporal change in the diversity structure of ancient lakes: examples from the ecology and palaeoecology of the Tanganyikan ostracodes. *Advances in Ecological Research* 31: 521-537.

Cohen, A. and M. Johnston. 1987. Speciation in brooding and poorly dispersing lacustrine organisms. *Palaios* 2: 426-435.

Cohen, A.S., R. Bills, C.Z. Cocquyt and A.G. Caljon, 1993. The impact of sediment pollution on biodiversity in Lake Tanganyika. *Conservation Biology* 7: 667-677.

Cohen, A.S., L.S. Kaufman and R. Ogutu-Ohwayo, 1996. Anthropogenic impacts and conservation efforts on the African Great Lakes: a review. In: Johnson, T.C. and E.O. Odada (eds), *The Limnology, Climatology and Paleoclimatology of the East African Lakes*. Gordon and Breach, Newark, New Jersey, USA.

Cohen, A.S., M.J. Soreghan, and C.A. Scholz. 1993. Estimating the age of formation of lakes: an example from Lake Tanganyika, East Africa Rift system. *Geology* 21:511-514.

Colwell, R.K., 1997. EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. User Guide and Application, Version 5. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>

Colwell, R.K. and J.A. Coddington. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of The Royal Society Of London Series B* 345: 101-118

Cornwall, A., I. Guijt and A. Welbourn, 1993. Acknowledging process: challenges for agricultural research and extension methodology. *IDS Discussion Paper 33*, Institute of Development Studies, Brighton, U.K.

Costanza, R. *et al.* 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.

Coulter, G.W. (ed). 1991. *Lake Tanganyika and its Life*. Natural History Museum/Oxford University Press, London.

- Coulter, G.W. 1994. Lake Tanganyika. in *Speciation in Ancient Lakes*, edited by K. Martens, B. Goddeeris and G. Coulter. *Advances in Limnology* series 44: 13-18.
- Coulter, G.W. 1999. Sustaining both biodiversity and fisheries in Ancient Lakes – the cases of Lakes Tanganyika, Malawi/Nyasa, and Victoria: 177-187. In Kanawabe, H., Coulter, G.W. and A.C. Roosevelt (eds.), *Ancient Lakes: Their Cultural and Biological Diversity*. Kenobi Productions, Belgium.
- Coulter, G.W. and R. Mubamba, 1993. Conservation in Lake Tanganyika, with special reference to underwater parks. *Conservation Biology* 7: 678-685.
- Cowan, V.J. and R.H. Lindley. 2000. *Fishing Practices Special Study advice to the Strategic Action Programme*. Pollution Control And Other Measures to Conserve Biodiversity in Lake Tanganyika. UNDP/GEF (RAF/92/G32).
- Cranston, P.S. and T. Hillman, 1992. Rapid assessment of biodiversity using “biological diversity technicians”. *Australian Biologist* 5: 144-154.
- Crosa, G., L. Yameogo, D. Calamari and J.M. Hougard 1998. Long term quantitative ecological assessment of insecticides treatments in four African rivers: A methodological approach. *Chemosphere* 37: 2847-2858
- Darwall, W. and E.H. Allison (in press) Monitoring, assessing and managing fish stocks in Lake Malawi: Current approaches and future possibilities. *Journal of Aquatic Ecosystem Health and Management*.
- DeMartini, E.E. 1993. Modelling the potential of fishery reserves for managing Pacific coral reef fishes. *Fishery Bulletin* 91(3): 414-423
- DeVos, L., L. Segers, L. Taverne and T. van den Audenaerde, 1994. Composition et distributions de l'ichthyofaune dans les affluents du Nord du Lac Tanganyika. Rapport sur les 2<sup>e</sup> Journées Scientifiques du Centre Régional de Recherche en Hydrobiologie Appliquée, 30-31 mars 1994, Bujumbura, Burundi.
- Ellis, F., 2000. *Livelihoods and Diversity in Developing Countries*. Oxford University Press.
- FAO, 1995. *The Code of Conduct for Responsible Fisheries*, FAO, Rome (available from <http://www.fao.org>)
- Fausch, K.D., J. Lyons, J.R. Karr and P.L. Angermeier, 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium* 8: 123-144.
- Few, R. 2000. Participation or containment? Community Involvement in Protected Area Planning. (Paper from the conference on Environmental Resources: Conflict, Co-operation and Governance).
- Folke, C., Holling, C.S. and C. Perrings. 1996. Biological diversity, ecosystems, and the human scale. *Ecological Applications* 6 (4): 1018-1024.
- Fore, L.S., J.R. Karr and R.W. Wisseman, 1996. Assessing invertebrate responses to human activities: Evaluating alternative approaches. *Journal of the North American Benthological Society* 15: 212-231.
- Fryer, G., 1999. Local knowledge of the fishes of the Ancient Lakes of Africa, and an example of comprehensive understanding. In: H. Kawanabe, G.W. Coulter and A.C. Roosevelt (eds) *Ancient Lakes: Their Biological and Cultural Diversity*. Kenobi Productions, Japan, pp 263-270.
- Gaston, K.J. and P.H. Williams, 1993. Mapping the world's species – the higher taxon approach. *Biodiversity Letters* 1: 2-8.

- Glowka, L. *et al*, 1994. *A Guide to the Convention on Biological Diversity*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Godoy, R., Wilkie, D., H. Overman, A. Cubas, G. Cubas, J. Demner, K. McSweeney and N. Brokaw, 2000. Valuation of consumption and sale of forest goods from a Central American rain forest. *Nature* 406: 62-63.
- Greig-Smith, P., 1961. Data on pattern within plant communities. I. The analysis of pattern. *Journal of Ecology* 49: 695-702.
- Groombridge, B. and M.D. Jenkins, 1996. *Assessing Biodiversity Status and Sustainability*. WCMC Biodiversity Series No. 5, World Conservation Press, Cambridge, U.K.
- Hanek, G., E. J. Coenen and P. Kotilainen. 1993. Aerial Frame Survey of Lake Tanganyika Fisheries. FAO/FINNIDA Research for the Management of the Fisheries on Lake Tanganyika. GCP/RAF/271/FIN-TD/09 (En): 34 p.
- Harper, J.L. and D.L. Hawksworth (Eds), 1994. Biodiversity: Measurement and Estimation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 345 (1311).
- Hart, T., C. Imboden, D. Ritchie and F. Swartzendruber, 1998. Biodiversity conservation projects in Africa: Lessons learnt from the first generation. *Environment Department Dissemination Notes No. 62*, World Bank, Washington D.C.
- Hellier, A., A.C. Newton, S. Ochoa Gaona, 1999. Use of indigenous knowledge for rapidly assessing trends in biodiversity: a case study from Chiapas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 8: 868-889.
- Hilsenhoff, W.L., 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 65-68.
- Hodgeson, N., 1997. The Lake Tanganyika Programme and Evolving GEF Operational Strategies. UNDP/GEF (RAF/92/G32).
- Horrill, J.C., Darwall, W.R.T. and M. Ngoile. 1996. Development of a Marine Protected Area: Mafia Island, Tanzania. *Ambio* 25: 50-57.
- Howard, P.C., Viskanic, P., Davenport, T.R.B., Kigenyi, F.W., Baltzer, M., Dickinson, C.J., Lwanga, J.S., Matthews, R.A. and A. Balmford. 1998. Complementarity and the use of indicator groups reserve selection in Uganda. *Nature* 394: 472-475.
- Hughes, R.M. and T. Oberdorff, 1998. Applications of IBI concepts and methods to waters outside the United States. In: Simon, T.P (Ed). *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press, Boca Raton, FLA.
- Idechong, N.T. and T. Graham. 1998. The Ngerukewid Islands of Palau: 40 years of managing a marine protected area. *Parks (IUCN journal for protected area managers)* 8(2): 17-22.
- Irvine, K. and I. Donohue. 1999. Review of taxonomic knowledge of the benthic invertebrates of Lake Tanganyika. Report to LTBP, Sedimentation Special Study. Pollution Control And Other Measures to Conserve Biodiversity in Lake Tanganyika. UNDP/GEF (RAF/92/G32), 38p.
- Irvine, K., I. Donahue, E. Verheyen, R. Sinyinza, and M. Taylor, 2000. Impact of sedimentation on biota. Report to LTBP, Sedimentation Special Study. Pollution Control And Other Measures to Conserve Biodiversity in Lake Tanganyika. UNDP/GEF (RAF/92/G32), 80p.

- Jentoft, S. and B. McCay, 1995. User participation in fisheries management: Lessons drawn from international experience. *Marine Policy* 19: 227-246.
- Jermy, Long, Sands, Stork and Winsor (eds) 1995. *Biodiversity Assessment: A Guide to Good Practice*. Department of the Environment/HMSO, London.
- JICA, 1980. Mahale: Study for the proposed Mahale Mountains National Park. Japanese International Co-operation Agency/Tanzania National Parks Authority.
- Kaiser, J., 1997. Unique, All-taxa survey in Costa Rica "Self-Destructs". *Science* 276: 893.
- Karr, J.R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21-27.
- Kaufman, L., 1992. Catastrophic change in species-rich freshwater ecosystems: The lessons of Lake Victoria. *BioScience* 42: 856-858.
- Kerans, B.L. and J.R. Karr 1994. A benthic index of Biotic Integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecological Applications* 4: 768-785.
- Kershaw, K.A., 1957. The use of cover and frequency in the detection of pattern in plant communities. *Ecology* 38: 291-299.
- Kimbadi, S 1989. Preliminary report on relation among body size, clutch size and egg size of shrimps in the northwestern part of Lake Tanganyika. In, Ecological and Limnological Study on Lake Tanganyika and its adjacent regions: VI. Kawanabe, H. (ed).
- Kimbadi, S. 1993. A preliminary study of shrimps at Cape Ganza, Ubwari Peninsula in the northwestern part of Lake Tanganyika, In, Ecological and Limnological Study on Lake Tanganyika and its adjacent regions: VIII. Nagoshi, M., Y. Yanagisawa and H. Kawanabe (eds). pp 35-36.
- King, M and U. Faasili, 1998. A network of small, community owned village fish reserves in Samoa. *Parks (IUCN journal for protected area managers)* 8(2): 11-16.
- Kondo, T. and N. Abe (1995). Habitat Preference, Food-Habits and Growth of Juveniles of Lates-Angustifrons and Lates-Mariae (Pisces, Centropomidae) in Lake Tanganyika. *Ecological Research* 10(3): 275-280.
- Lauck, T., Clark, C.W., Mangel, M. and G.R. Munro.1998. Implementing the precautionary principle in fisheries management through marine reserves. *Ecological Applications* 8 (1) Supplement: S72-S78.
- Lindley, R.H. 2000. *Fishing Gears of Lake Tanganyika*. Pollution Control And Other Measures to Conserve Biodiversity in Lake Tanganyika. UNDP/GEF (RAF/92/G32).
- LTBP, 1995. Project Memorandum. Pollution Control and Other Measures to Protect Biodiversity in Lake Tanganyika: UNDP/GEF (RAF/92/G32).
- LTBP, 1996. Project Inception Report. Pollution Control and Other Measures to Protect Biodiversity in Lake Tanganyika: UNDP/GEF (RAF/92/G32).
- LTBP, 1997. Annual Project Performance Evaluation Report. Pollution Control and Other Measures to Protect Biodiversity in Lake Tanganyika: Annual Project Performance Evaluation Report. UNDP/GEF (RAF/92/G32)
- LTBP, 1998. Transboundary Diagnostic Analysis: Documentation and Report. Pollution Control and Other Measures to Protect Biodiversity in Lake Tanganyika. UNDP/GEF (RAF/92/G32).

- LTBP, 2000. Transboundary Diagnostic Analysis: Documentation and Report. Pollution Control and Other Measures to Protect Biodiversity in Lake Tanganyika UNDP/GEF (RAF/92/G32).
- MacArthur, R.H., 1972. *Geographical Ecology*. Harper and Row, New York.
- Magurran, A.E., 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press, Princeton, USA.
- Mangel, M. 2000. On the fraction of habitat allocated to marine reserves. *Ecological Letters* 3 (1): 15-22.
- Margoluis, R. and N. Salafsky, 1998. *Measures of success: designing, managing and monitoring conservation and development projects*. Island Press, Washington, D.C.
- Margules, C.R. and R.L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.
- Martens, K. 1997. Speciation in ancient lakes. *TREE* 12:178-182.
- Martin, G., 1995. *Ethnobotany: A Methods Manual*. WWF International, UNESCO and Royal Botanic Gardens, Kew/ Chapman and Hall, London.
- McCann, K.S., 2000. The diversity-stability debate. *Nature* 405: 228-233.
- McNeely J.A. (ed) 1995. *Expanding partnerships in Conservation* Island Press, Washington DC., pp270-279.
- McClanahan, T.R., 1999. Is there a future for coral reef parks in poor tropical countries? *Coral Reefs*, 18:321-325.
- Meadows, K. and K. Zwick, 2000. Socio-economic Special Study – Final Report. Pollution Control and Other Measures to Conserve Biodiversity in Lake Tanganyika (RAF/92/G32). GEF/NRI, 55 p.
- Minns, C.K. and D.A. Hurley, 1988. Effects of net length and set time on fish catches in gill nets. *North American Journal of Fisheries Management* 8: 216-223.
- Mishler, B.D. and M.J. Donoghue, 1982. Species concepts: A case for pluralism. *Systematic Zoology* 31: 491-503.
- Molsa, H., E. Reynolds, E. Coenen and O.V. Lindqvist, 1999. Fisheries research towards resource management on Lake Tanganyika. *Hydrobiologia* 407: 1-24.
- Moran, P.J., D.B. Johnson, B.A. Miller-Smith, C.N. Mundy, D.K. Bass, J. Davidson, I.R. Miller and A.A. Thompson, 1989. A guide to the AIMS manta tow technique. The Crown-of-thorns Study. Australian Institute of Marine Science, Townsville. 20 pp.
- Moreno, C.E. and G. Halffter. 2000. Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves. *Journal of Applied Ecology* 37: 149-158.
- Mosse, D., J. Farrington and A. Rew, (editors) 1998. *Development as Process: Concepts and methods for working with complexity*. ODI Development Policy Studies 2/Routledge, London.
- Mouillot, D. and A. Lepretre, 1999. A comparison of species diversity estimators. *Research in Population Ecology* 41: 203-215.
- Mununga, K.M., 1997. Park Biography – Nsumbu National Park. Unpublished letter to LTBP, Wildlife Ranger In Charge, National Parks and Wildlife Service, Nsumbu National Park, Box 410005, Nsumbu/Kasama, Zambia.



Murray, J., 1992. A Survey Report Detailing Conservation and Development Issues around Gombe National Park, Tanzania. Unpublished MS.

Myers, N. 1989. Threatened biotas: 'Hotspots' in tropical forests. *Environmentalist* 8: 1-20

Nkotagu, H. and K. Mwambo. 2000. *The Hydrology of selected watersheds along the Lake Tanganyika shoreline*. Pollution Control And Other Measures to Conserve Biodiversity in Lake Tanganyika. UNDP/GEF (RAF/92/G32).

Noss, R.F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4: 355-364.

Ntakimazi, G., 1995. Le rôle des Ecotones terre/eau dans la diversité biologique et les ressources du lac Tanganyika. Projet UNESCO/MAB/DANNIDA 510/BDI/40, 1991-1994. Rapport final, 84 p.

Ntakimazi, G., B. Nzigidahera, F. Nicayenzi, et K. West. 2000. L'Etat de la diversité biologique dans les milieux aquatiques et terrestres du delta de la Rusizi. BIODIVERSITY report, LTBP. 68p.

Oliver, I. and A.J. Beattie, 1993. A possible method for the rapid assessment of biodiversity. *Conservation Biology* 7: 562-568.

Oliver, I. and A.J. Beattie, 1996a. Invertebrate morphospecies as surrogates for species: a case study. *Conservation Biology* 10: 99-109.

Oliver, I. and A.J. Beattie, 1996b. Designing a cost-effective invertebrate survey: a test of methods for rapid assessment of biodiversity. *Ecological Applications* 6: 594-607.

Ostrom, E., 1990. *Governing the commons – the evolution of institutions for collective action*. Cambridge University Press.

Patterson, G. 2000. *Special study on sediment discharge and its consequences (SedSS): summary of findings*. Pollution Control And Other Measures to Conserve Biodiversity in Lake Tanganyika. UNDP/GEF (RAF/92/G32).

Patterson, G. and J. Makin, (Eds) 1998. *The State of the Biodiversity in Lake Tanganyika: A Literature Review*. Pollution Control And Other Measures to Conserve Biodiversity in Lake Tanganyika. UNDP/GEF (RAF/92/G32).

Pearson, M.P. and A.I. Shehata. 1998. Protectorates management for conservation and development in the Arab Republic of Egypt. *Parks (IUCN journal for protected area managers)* 8 (2): 29-35.

Perrow, M.R., I.M. Cote and M.Evans, 1996. Fish. In: Sutherland, W.J. (ed), *Ecological Census Techniques – A Handbook*. Cambridge University Press.

Pickett, S.T.A., R.S. Ostfeld, M. Shachak and G.E. Likens, 1997. *The Ecological Basis of Conservation: Heterogeneity, Ecosystems, and Biodiversity*. Chapman and Hall, New York.

Pinkerton, E. and M. Weinstein, 1995. *Fisheries that work: sustainability through community-based management*. The David Suzuki Foundation, Vancouver, Canada.

Poll, M. (1956). *Resultats, Scientifique Explorations Hyrobiologique de Lac Tanganyika (1946-1947), Poissons Cichlidae*. 3 (5b), 1-619 pp. 'Buxelles: Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique.

- Power, J., J. McKenna, M. J. MacLeod, A. J. G. Cooper and G. Convie. 2000. Developing integrated participatory management strategies for Atlantic dune systems in county Donegal, Northwest Ireland. *Ambio* 29(3): 143-149.
- Prance, G.T. 1994. A comparison of the efficacy of higher taxa and species numbers in the assessment of biodiversity in the tropics. *Philosophical Transactions of the Royal Society, London B* 345: 89-99.
- Prendergast, J.R., Quinn, R.M., Lawton, J.H., Eversham, B.C. and D.W. Gibbons. 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies, *Nature* 365: 335-337.
- Purvis, A. and A. Hector, 2000. Getting the measure of biodiversity. *Nature* 405: 212-219.
- Reid, W.V., McNeely, J.A., Tunstall, D.B., Bryant, D.A. and M. Winograd. 1993. *Biodiversity indicators for policy-makers*. World Resources Institute, Washington, D.C.
- Reid, W. V., 1998, Biodiversity Hotspots, *Trends in Ecology and Evolution* 13(7): 275-280.
- Resh, V.H., 1994. Variability, accuracy and taxonomic costs of rapid assessment approaches in benthic macroinvertebrate biomonitoring. *Bolletino di Zoologia* 61: 375-383.
- Reynolds, J. E. 1999. Lake Tanganyika Framework Fisheries Management Plan. FAO/Norway Programme of Assistance to Developing Countries for the Implementation of the Code of Conduct for Responsible Fisheries (GCP/int/648/NOR). FAO, Rome.
- Roberts, C.M. 1995. Rapid build-up of fish biomass in a Caribbean marine reserve. *Conservation Biology* 9(4): 815-826.
- Roberts, C.M. and N.V.C. Polunin. 1991. Are marine reserves effective in management of reef fisheries? *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 1: 65-91.
- Rogers, C.S. et al., 1994. *Coral Reef Monitoring Manual for the Caribbean and Western Atlantic*. National Parks Service, Virgin Islands National Park.
- Roland, R. and M. Trudel, 1998. A Training Strategy for the Lake Tanganyika Biodiversity Project. Pollution Control and Other Measures to Conserve Biodiversity in Lake Tanganyika. UNDP/GEF RAF/92/G32.
- Roux, D.J., H.R. Van Vleit and M. Van Veelen, 1993. Towards integrated water-quality monitoring – Assessment of ecosystem health. *Water SA* 19: 275-280.
- Salafsky, N. and R. Margoluis, 1999. Threat Reduction Assessment: A practical and cost-effective approach to evaluating conservation and development projects. *Conservation Biology* 13: 830-841.
- Salafsky, N. and E. Wollenberg, 2000. Linking livelihoods and conservation: A conceptual framework and scale for assessing the integration of human needs and biodiversity. *World Development* 28: 1421-1438.
- Sanyanga, R.A., Machena, C. and N. Kautsky. 1995. Abundance and distribution of inshore fish in fished and protected areas in Lake Kariba, Zimbabwe. *Hydrobiologia* 306: 67-78.
- Sarch, M-T. and E.H. Allison (2000) Fluctuating fisheries in Africa's inland waters: Well-adapted livelihoods, maladapted management. *Proceedings of the 10<sup>th</sup> Conference of the International Institute of Fisheries Economics and Trade*, Oregon, USA, July 2000 (also submitted to 'World Development').
- Scoones, I., 1998. Sustainable rural livelihoods: a framework for analysis. *IDS Working Papers No. 72*. Institute of Development Studies, Sussex.

Schwartz, M.W., C.A. Brigham, J.D. Hoeksema, K.G. Lyons, M.H. Mills and P.J. van Mantgem, 2000. Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology. *Oecologia* 122: 297-305.

Shah, N.J., O. Linden, C.G. Lundin and R. Johnstone, 1997. Coastal Management in Eastern Africa: Status and Future. *Ambio* 26: 227-234.

Sholtz, U., Njaya, F.J., Chimatiro, S, Hummel, M., Donda, S. and Mkoko, B.J. 1998. Status and Prospects of Participatory Fisheries Management Programs in Malawi. Pp 407 – 425 in T. Petr (editor), *Inland Fishery Enhancements*. Fisheries Technical Paper 374, FAO, Rome.

Shumway, C.A., 1999. *Forgotten Waters: Freshwater and Marine Ecosystems in Africa. Strategies for Biodiversity Conservation and Sustainable Development*. Boston University/Biodiversity Support Program, USAID, USA.

Sillitoe, P., 1998. The development of indigenous knowledge – A new applied anthropology. *Current Anthropology* 39: 223-252.

Smith, E.P. and G. van Belle (1984). Nonparametric estimation of species richness. *Biometrics* 40: 119-129.

Soberón, J. and J. Llorente, 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology* 7: 480-488.

Solbrig, O., 1991. Biodiversity: Scientific Issues and Collaborative Research Proposals. *Man and the Biosphere, Digest 9*, UNESCO, Paris.

Southwood, T.R.E and P.A. Henderson, 2000. Species Richness, Diversity and Packing. Chapter 13 in *Ecological Methods* Third Edition. Blackwell Scientific, Oxford.

Spellerberg, I.F., 1991. *Monitoring Ecological Change*. Cambridge University Press, U.K.

Sutherland, W.J., (Ed), 1996. *Ecological Census Techniques: A Handbook*. Cambridge University Press.

Sullivan, K.M. and M. Chiappone, 1993. Hierarchical methods and sampling design for conservation monitoring of tropical marine hard bottom communities. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 3: 169-187.

Takamura, K. 1983. Fish fauna on Mahale Mountains Coast and a discussion of its characteristics. In, *Ecological and Limnological Study on Lake Tanganyika and its adjacent regions: II*. Kawanabe, H. (ed).

Takahashi, T. M.M. Gashagaza and K Nakaya 1995. Fishes of Lake Tanganyika in Burundi. In, *Ecological and Limnological Study on Lake Tanganyika and its adjacent regions: VIII*. Nagoshi, M. Y. Yanagisawa and H. Kawanabe (eds).

Tangley, L. 1990. Cataloging Costa Rica's diversity. *BioScience* 40: 633-636.

Thompson, K.W., C. Hubbs and B.W. Lyons 1977. Analysis of potential environmental factors, especially thermal, which would influence the survivorship of exotic Nile Perch if introduced into artificially heated reservoirs in Texas. Texas Parks and Wildlife Department, Technical Series, 22: 1-37.

Tisdell, C.A., 1999. *Biodiversity, Conservation and Sustainable Development: Principles and Practices with Asian examples*. Edward Elgar, Cheltenham, U.K.

- Toham, A.K. and G.G. Teugels, 1999. First data on an index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages for the assessment of the impact of deforestation in a tropical West African river system. *Hydrobiologia* 397: 29-38.
- Turner, G.F., Tweddle, D. and R.D. MaKwinja, 1995. Changes in demersal cichlid communities as a result of trawling in southern Lake Malawi. In *The impact of Species Changes in African Lakes* (Eds T.J. Pitcher and P.J.B. Hart) pp 397-412. Chapman and Hall, London.
- Turner, G.F., 1999. What is a fish species? *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 9: 281-297.
- UNEP, 1994. The Convention on Biological Diversity. UNEP, Nairobi.
- UNEP/AIMS, 1993. Monitoring Coral Reefs for Global Change. Reference Methods for Marine Pollution Studies No 61, UNEP 1993, 72 pp.
- Van Jaarsveld, A.S., Freitag, S., Chown, S.L., Muller, C., Koch, S., Hull, H., Bellamy, C., Kruger, M., Endrody-Younga, S., Mansell, M.W. and C.H. Scholtz. 1998. Biodiversity Assessment and Conservation Strategies. *Science* 279: 2106-2108.
- Verheyen E and L. Ruber. 2000. Conservation of the endemic cichlid fishes of Lake Tanganyika: Implications from population-level studies based on mitochondrial DNA. *Advances In Ecological Research*, VOL 31: 539-551.
- Walls, K., 1998. Leigh Marine Reserve, New Zealand. *Parks (IUCN journal for protected area managers)* 8 (2): 5-10.
- Wetzel, R.G. 1983. Limnology. 2<sup>nd</sup> edition. CBS College Publishing, New York.
- Wells, M. 1992. Biodiversity conservation, affluence and poverty: Mismatched costs and benefits and efforts to remedy them. *Ambio* 21: 237-243.
- West, K. 1997. Perspectives on the diversification of species flocks: systematics and evolutionary mechanisms of the gastropods (prosobranchia:thiaridae) of Lake Tanganyika, East Africa. Unpublished PhD dissertation. University of California, Los Angeles. 150p.
- West, K., E. Michel, J.P. Kiza and J. Clabaugh. 1999. The Thiarid Gastropods of Lake Tanganyika: Diagnostic Key and Taxonomic Classification with Notes on the Fauna. Pollution Control and Other Measures to Protect Biodiversity in Lake Tanganyika (UNDP/GEF/RAF/92/G32). 74p
- Western, D. and R.M.Wright (eds), 1994. *Natural Connections: Perspectives in Community Based Conservation* Island Press, Washington DC.
- Wheeler, Q.D. and R. Meier (eds), 2000. *Species concepts and phylogenetic theory: A debate*. Columbia University Press, New York.
- Williams, M.J. 1998. Fisheries in the Great Barrier Reef Marine Park – seeking the balance. *Parks (IUCN journal for protected area managers)* 8 (2): 47 - 53.
- Williams, P.H. and K.J. Gaston, 1994. Measuring more of biodiversity: can higher-taxon richness predict wholesale species richness? *Biological Conservation* 67: 211-217.
- Wilson, D. C., M. Medard, et al. (1999). The implications for participatory fisheries management of intensified commercialization on Lake Victoria. *Rural Sociology* 64(4): 554-572.
- Worthington, E.B. (1996) Early Research on East African Lakes: An Historical Sketch. In: Johnson, T.C. and E.O. Odada (eds), *The Limnology, Climatology and Paleoclimatology of the East African Lakes*. Gordon and Breach, Newark, New Jersey, USA.

Wright, J.F., M.T. Furse and D Moss, 1998. River classification using invertebrates: RIVPACS applications. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 8: 617-631.

Zar, J.H., 1996. *Biostatistical Analysis*. 4th Edition. Prentice-Hall.

Zeide, B., 1997. Assessing biodiversity. *Environmental Monitoring and Assessment* 48: 249-260.



## 8 APPENDICES

### 8.1 La list des documents ESBIO

Allison, E., 1998. An Aide-Memoire: The Convention on Biological Diversity and the Global Environmental Facility. 25p.

Allison, E., R. G. T. Paley, and V. Cowan (eds.) 2000. Standard operating procedures for BLOSS field sampling, data handling and analysis. 80p.  
English and French

Allison, E., V.J. Cowan and R.G.T. Paley 2000. BLOSS advice to the Strategic Action Programme. 30p.  
English and French

Bills, R. 1997. Lake Tanganyika cichlid genera key. (internal BLOSS report)  
English

Cowan, V. and R. G. T. Paley. 2000. An overview of achievements and outputs of the Biodiversity Special Study. 17p. –  
English and French

Darwall, W. and P. Tierney. 1998. Survey of aquatic habitats and associated biodiversity adjacent to the Gombe Stream National Park, Tanzania. 51p.  
English

Darwall, W. and P. Tierney. 1998. Aquatic habitats and associated biodiversity of the Kigoma area, Tanzania. 33p.  
English

Martens, K. 1997. Key to Recent Invertebrata of Lake Tanganyika. 34p. (internal BLOSS report)

Ntakimazi, G., B. Nzigidahera, F. Nicayenzi, et K. West. 2000. L'Etat de la diversité biologique dans les milieux aquatiques et terrestres du delta de la Rusizi. 68p.  
French

Ntakimazi, G. 1999. Practical key to families of Lake Tanganyika fishes (modified from Levegue et. al., 1990) French

Paley, R. G. T., G. Ntakimazi, N. Muderhwa, R. Kayanda, B. Mnaya, M. Risasi, R. Sinyinza. 2000. Mahale Mountains National Park: March/April 1999 Aquatic Survey. 41p.  
English

Paley, R. G. T. and R. Sinyinza. 2000. Nsumbu National Park, Tanzania: July/August 1999 Aquatic Survey.  
English

West, K., D. Brown, E. Michel, J. Todd, J.-M. Kiza, and J. Clabaugh. 2000. Guide to the Gastropods of Lake Tanganyika. 120p. - [to be published externally Fall 2000]

## 8.2 Données supportants Chapitre 2: espèces à chaque combinaison de catégorie de profondeur et substrat, exploration du parc national de Mahale, 1999

Le nombre d'échantillons est donné entre parenthèses. Pour SVC (Table 8.1) le nombre d'individus de chaque espèce est donné. Tandis que pour RVC (Table 8.2) une indication d'abondance relative est indiquée (Chapitre 2).

**Table 8.1 Espèces observées seulement par l'inventaire visuel stationnaire (SVC)**

SVC					
5m R+MR (4)		10 m R+MR (6)		15 m R+MR (5)	
<i>Lamprichthys tanganicanus</i>	33	<i>Cyprichromis leptosoma</i>	11	<i>Lestridea perspicax</i>	30
<i>Ophtalmotilapia ventralis</i>	26	<i>Xenotilapia ochrogenys</i>	2	<i>Grammatothria lemairei</i>	20
<i>Petrochromis fasciolatus</i>	25	<i>Aethiomastacembelus ellipsifer</i>	1	<i>Neolamprologus sp walteri</i>	7
<i>Neolamprologus gracilis</i>	6	<i>Malapterurus electricus</i>	1	<i>Boulengerochromis microlepis</i>	3
<i>Simochromis babaulti</i>	5	<i>Neolamprologus furcifer</i>	1	<i>Synodontis granulatus</i>	1
<i>Eretmodus cyanostictus</i>	3				
<i>Ctenochromis horei</i>	2				
<i>Aulonocranus dewindti</i>	1				
<i>Batybates fasciatus</i>	1				
<i>Petrochromis macrognatus</i>	1				
5m S (3)		10m S (8)		15m S (12)	
<i>Lamprichthys tanganicanus</i>	75	<i>Callochromis melanostigma</i>	3	<i>Tropheus brichardii</i>	36
<i>Ectodus descampsi</i>	20	<i>Neolamprologus sexfasciatus</i>	2	<i>Xenotilapia spilopterus</i>	20
<i>Ctenochromis horei</i>	6	<i>Malapterurus electricus</i>	1	<i>Lamprologus signatus</i>	15
<i>Caecomastacembelus moori</i>	1			<i>Petrochromis orthognatus</i>	7
				<i>Neolamprologus gracilis</i>	3
				<i>Neolam. pleuromaculatus</i>	2
				<i>Ophtalmotilapia ventralis</i>	2
				<i>Altalamprologus calvus</i>	1
				<i>Batybates fasciatus</i>	1



**Table 8.2 Espèces observées seulement par l'inventaire visuel rapide (RVC)**

RVC					
5m R+MR (4)		10 m R+MR (6)		15 m R+MR (5)	
<i>Tropheus polli</i>	2.25	<i>Cyprichromis microlepidotus</i>	1.00	<i>Cyprichromis leptosoma</i>	1.20
<i>Xenotilapia sima</i>	2.00	<i>Malapterurus electricus</i>	0.83	<i>Neolamproogus fasciatus</i>	1.00
<i>Lamprichthys tanganicanus</i>	1.75	<i>Simochromis babaulti</i>	0.83	<i>Julidochromis tanscriptus</i>	0.80
<i>Eretmodus cyanostictus</i>	1.25	<i>Aethiomastacembelus ellipsifer</i>	0.50	<i>Ctenochromis horei</i>	0.40
<i>Gammatotria lemairei</i>	1.25	<i>Neolamprologus furcifer</i>	0.33	<i>Gnathochromis pfefferi</i>	0.40
<i>Lamprologus moorii</i>	1.25				
<i>Xenotilapia ochrogenys</i>	1.25				
<i>Petrochromis macrognathus</i>	1.00				
<i>Spathodus erythron</i>	1.00				
<i>Aethiomastacembelus cunningtoni</i>	0.75				
<i>Julidochromis ornatus</i>	0.75				
<i>Ophtalmotilapia nasutus</i>	0.75				
<i>Acapoeta tanganicae</i>	0.50				
<i>Petrochromis fasciatus</i>	0.50				
<i>Tropheus duboisi</i>	0.25				
5m S (3)		10m S (8)		15m S (12)	
<i>Gnathochromis pfefferi</i>	1.67	<i>Asprotilapia leptura</i>	0.63	<i>Cyphotilapia frontosa</i>	1.33
<i>Xenotilapia sima</i>	1.33	<i>Neolamprologus chrystyi</i>	0.63	<i>Cyprichromis microlepidotus</i>	0.75
<i>Tropheus polli</i>	1.00	<i>Julidochromis marlieri</i>	0.50	<i>Neolamprologus brevis</i>	0.67
<i>Eretmodus cyanostictus</i>	0.67	<i>Lamprologus moorii</i>	0.50	<i>Neolamprologus sexfasciatus</i>	0.58
<i>Ophtalmotilapia nasutus</i>	0.67	<i>Neolamprologus leleupi</i>	0.50	<i>Neolamprologus hecqui</i>	0.42
<i>Petrochromis fasciatus</i>	0.67	<i>Petrochromis orthognathus</i>	0.50	<i>Plecodus multidentatus</i>	0.42
<i>Aulonocranus dewindti</i>	0.33	<i>Ectodus descampsi</i>	0.38	<i>Synodontis multipunctatus</i>	0.42
<i>Lamprichthys tanganicanus</i>	0.33			<i>Lamprologus ornatipinnis</i>	0.33
<i>Telmatochromis vittatus</i>	0.33			<i>Petrochromis trewavasae</i>	0.33
				<i>Neolamprolog. caudopunctatus</i>	0.25
				<i>Neolamprologus moorii</i>	0.25
				<i>Ophtalmotilapia ventralis</i>	0.25
				<i>Simochromis diagramma</i>	0.25
				<i>Julidochromis regani</i>	0.17
				<i>Neolamprologus furcifer</i>	0.17
				<i>Xenotilapia ochrogenys</i>	0.17
				<i>Barbus tropidolepis</i>	0.08

**8.3 Données supportants Chapitre 2: Données supportants Chapitre 2: les paramètres des modèles asymptotiques ajustés (Dépendance linéaire et Clench) utilise pour calculer la dimension de l'échantillon minimum. (Dépendance linéaire et Clench) utilise pour calculer la dimension de l'échantillon minimum.**

**Table 8.3 Les paramètres des modèles asymptotiques ajustés pour calculer la dimension de l'échantillon minimum - l'inventaire visuel stationnaire (SVC) pour les poissons**

Pays	Zone	Substrat	N	Modèle de Dépendance Linéaire							Modèle de Clench						
				a	s.e. (a)	b	s.e. (b)	r <sup>2</sup>	S <sub>max</sub>	n (90%)	a	s.e. (a)	b	s.e. (b)	r <sup>2</sup>	S <sub>max</sub>	n (90%)
Burundi	Burundi Sud	Rocheux	3	15.642	0.799	0.596	0.0558	0.997	26	4	17.359	0.511	0.458	0.2630	0.999	38	20
	Burundi Sud	Sable	4	2.216	0.259	0.223	0.0815	0.984	10	10	2.303	0.293	0.143	0.0580	0.986	16	63
	Gitaza	Rocheux	3	26.767	2.454	0.990	0.1270	0.985	27	2	34.180	2.099	0.989	0.0900	0.997	35	9
DR Congo	Pemba etc	Rocheux	21	15.213	0.782	0.261	0.0159	0.958	58	9	21.812	0.615	0.316	0.0114	0.994	69	28
	Pemba etc	Sable	2	3.164		0.500		1.000	6	5	3.298		0.325		1.000	10	28
	Uvira	Rocheux	4	8.673	0.184	0.278	0.0154	0.999	31	8	9.028	0.223	0.180	0.0123	0.999	50	50
	Uvira	Sable	21	3.716	0.053	0.100	0.0026	0.998	37	23	4.133	0.033	0.078	0.0012	0.999	53	116
Tanzanie	Gombe	Rocheux	13	14.374	0.538	0.267	0.0137	0.989	54	9	17.929	0.298	0.259	0.0064	0.999	69	35
	Gombe	Sable	18	7.331	0.236	0.123	0.0069	0.991	60	19	8.323	0.227	0.100	0.0050	0.996	83	90
	Kigoma	Rocheux	9	6.335	0.237	0.213	0.0148	0.994	30	11	7.019	0.212	0.163	0.0098	0.998	43	55
	Kigoma	Sable	3	4.393	0.311	0.278	0.0634	0.997	16	8	4.521	0.325	0.172	0.0414	0.997	26	52
	Mahale	Rocheux	25	15.812	0.865	0.204	0.0135	0.944	78	11	22.432	0.905	0.242	0.0127	0.987	93	37
	Mahale	Sable	19	10.587	0.286	0.176	0.0067	0.992	60	13	13.027	0.145	0.167	0.0028	0.999	78	54
	Mahale	Shell	2	5.032		1.125		1.000	4	2	6.163		1.041		1.000	6	9
Zambie	Cameron Baie	Rocheux	4	17.839	0.867	0.419	0.0397	0.996	43	5	19.484	0.686	0.310	0.0226	0.999	63	29
	Cameron Baie	Sable	2	5.083		0.818		1.000	6	3	5.670		0.634		1.000	9	14
	Katoto etc	Rocheux	10	16.064	0.610	0.331	0.0175	0.991	49	7	19.835	0.293	0.315	0.0070	0.999	63	29
	Katoto etc	Sable	5	7.651	0.187	0.130	0.0131	0.999	59	18	7.759	0.218	0.075	0.0091	0.999	103	120

**Table 8.4 Les paramètres des modèles asymptotiques ajustés pour calculer la dimension de l'échantillon minimum - l'inventaire visuel rapide (RVC) pour les poissons**

			Modèle de Dépendance Linéaire								Modèle de Clench						
Pays	Zone	Profon.	N	a	s.e. (a)	b	s.e. (b)	r <sup>2</sup>	S <sub>max</sub>	n (90%)	a	s.e. (a)	b	s.e. (b)	r <sup>2</sup>	S <sub>max</sub>	n (90%)
Burundi	Burundi Sud	0 to 3	4	10.415	0.7409	0.253	0.0508	0.994	41	9	10.703	0.9863	0.157	0.0435	0.993	68	57
	Burundi Sud	5 to 15	16	9.058	0.2053	0.170	0.0059	0.996	53	14	10.597	0.1310	0.146	0.0030	0.999	73	62
	Gitaza	0 to 3	2	15.697		0.553		1.000	28	4	16.509		0.369			45	24
	Gitaza	5 to 15	11	14.111	0.2323	0.340	0.0074	0.998	42	7	17.671	0.5526	0.334	0.0151	0.997	53	27
DR Congo	Pemba etc	0 to 3	7	11.605	0.5899	0.284	0.0260	0.991	41	8	12.993	0.5709	0.223	0.0187	0.996	58	40
	Pemba etc	5 to 15	18	18.913	1.2057	0.305	0.0231	0.941	62	8	27.435	1.1808	0.375	0.1206	0.988	73	24
	Uvira	0 to 3	4	7.228	0.1326	0.377	0.0145	0.999	19	6	7.739	0.1641	0.266	0.1260	0.999	29	34
	Uvira	5 to 15	44	3.066	0.0721	0.167	0.0044	0.983	18	14	4.640	0.0434	0.221	0.0025	0.999	21	41
Tanzanie	Kigoma	0 to 3	3	12.874	0.8629	0.718	0.0788	0.994	18	3	14.867	0.6240	0.600	0.0440	0.999	25	15
	Kigoma	5 to 15	9	8.022	0.1805	0.219	0.0090	0.998	37	11	8.871	0.0917	0.167	0.0034	0.999	53	54
	Mahale	0 to 3	20	14.846	0.6212	0.197	0.0108	0.977	75	12	19.346	0.5460	0.205	0.0082	0.995	94	44
	Mahale	5 to 15	69	10.632	0.3749	0.108	0.0043	0.940	98	21	16.450	0.3137	0.146	0.0034	0.992	113	62
Zambie	Katoto etc	0 to 3	8	25.459	1.5720	0.655	0.0481	0.971	39	4	36.312	0.5458	0.786	0.0152	0.999	46	11
	Katoto etc	5 to 15	19	10.903	0.3338	0.206	0.0083	0.989	53	11	13.981	0.1454	0.209	0.0031	0.999	67	43

**Table 8.5 Les paramètres des modèles asymptotiques ajustés pour calculer la dimension de l'échantillon minimum – evaluation des filets maillants pour les poissons.**

				Modèle de Dépendance Linéaire							Modèle de Clench						
Pays	Zone	Temp de pose	N	a	s.e. (a)	b	s.e. (b)	r <sup>2</sup>	S <sub>max</sub>	n (90%)	a	s.e. (a)	b	s.e. (b)	r <sup>2</sup>	S <sub>max</sub>	n (90%)
Burundi	Bujumbura Baie	Jour	18	12.662	0.5580	0.292	0.0154	0.974	43	8	17.746	0.2535	0.342	0.0063	0.999	52	26
	Bujumbura Baie	Nuit	2	25.417		0.543		1.000	47	4	26.686		0.361		1	74	25
	Rusizi	Jour	47	6.931	0.2260	0.124	0.0047	0.966	56	19	9.996	0.1528	0.151	0.0029	0.997	66	60
	Rusizi	Nuit	37	10.293	0.4185	0.150	0.0070	0.957	69	15	14.832	0.3613	0.183	0.0057	0.993	81	49
DR Congo	Pemba etc	Jour	14	8.530	0.3110	0.190	0.0108	0.990	45	12	10.026	0.2672	0.165	0.0073	0.997	61	55
	Uvira	Jour	24	3.666	0.0968	0.094	0.0043	0.992	39	24	4.164	0.0921	0.076	0.0031	0.997	55	118
Tanzanie	Mahale	Jour	4	8.500	0.2040	0.212	0.0166	0.999	40	11	8.726	0.1810	0.130	0.0092	0.999	67	69
	Mahale	Nuit	23	16.590	0.7076	0.169	0.0095	0.973	98	14	21.605	0.6760	0.175	0.0078	0.993	123	51
Zambie	Cameron Baie	Jour	6	11.666	0.1172	0.206	0.0051	0.999	57	11	12.197	0.2303	0.136	0.0067	0.999	90	66
	Chikonde	Nuit	7	21.054	0.6652	0.414	0.0192	0.996	51	6	25.113	0.3682	0.371	0.0086	0.999	68	24
	Kalambo	Nuit	12	10.883	0.3783	0.194	0.0112	0.993	56	12	12.454	0.3119	0.160	0.0071	0.998	78	56
	Katoto etc	Jour	2	14.831		1.099		1.000	13	2	18.000		1.000		1.000	18	9
	Katoto etc	Nuit	9	14.903	0.4522	0.251	0.0128	0.996	59	9	16.911	0.3308	0.203	0.0071	0.999	83	44
	Lufubu	Nuit	16	13.675	0.2295	0.147	0.0041	0.998	93	16	15.508	0.1017	0.119	0.0014	0.999	130	76
	Mpulungu	Jour	3	6.426	0.0856	0.128	0.0108	0.999	50	18	6.46	0.1056	0.07	0.0075	0.999	92	129
	Mpulungu	Nuit	27	7.756	0.3465	0.141	0.0084	0.965	55	16	10.103	0.3733	0.146	0.0077	0.989	69	62
Nsumbu NP	Nuit	44	6.326	0.1366	0.092	0.0026	0.989	69	25	8.185	0.0698	0.095	0.0011	0.999	86	95	

**Table 8.6 Les paramètres des modèles asymptotiques ajustés pour calculer la dimension de l'échantillon minimum - explorations des mollusques gastéropodes en plongée le long de transects.**

					Modèle de Dépendance Linéaire							Modèle de Clench						
Pays	Zone	Prof (m)	Substrat	N	a	s.e. (a)	b	s.e. (b)	r <sup>2</sup>	S <sub>max</sub>	n (90%)	a	s.e. (a)	b	s.e. (b)	r <sup>2</sup>	S <sub>max</sub>	n (90%)
Burundi	Gitaza	5 to 15	Sable	4	3.524	0.1665	0.508	0.0415	0.996	7	5	3.908	0.3704	0.393	0.0696	0.991	10	23
DR Congo	Pemba etc	5 to 15	Sable	3	2.608	0.0881	0.508	0.0349	0.999	5	5	2.802	0.2030	0.362	0.0570	0.997	8	25
	Pemba etc	5 to 15	Rocheux	4	5.224	0.2550	0.498	0.0425	0.996	10	5	5.823	0.4340	0.388	0.0543	0.994	15	23
	Pemba etc	5 to 15	Rocheux Mixte	5	3.418	0.0770	0.350	0.0152	0.999	10	7	3.703	0.1747	0.255	0.0249	0.997	15	35
	Uvira	5 to 15	Sable Mixte	4	4.909	0.1457	0.545	0.0268	0.998	9	4	5.579	0.2083	0.442	0.0294	0.999	13	20
Tanzanie	Mahale	5 to 15	Sable	13	2.823	0.1421	0.214	0.0163	0.981	13	11	3.366	0.1470	0.191	0.0135	0.993	18	47
	Mahale	5 to 15	Rocheux Mixte	8	4.961	0.1032	0.622	0.0156	0.997	8	4	6.846	0.3622	0.714	0.0493	0.992	10	13
	Mahale	5 to 15	Rocheux	9	3.787	0.2296	0.343	0.0298	0.979	11	7	4.651	0.2126	0.323	0.0227	0.994	14	28
	Mahale	> 20 m	Sable Mixte	4	1.554	0.0279	0.111	0.0114	0.999	14	21	1.565	0.0329	0.062	0.0076	0.999	25	145
	Mahale	> 20 m	Sable	12	2.401	0.0328	0.108	0.0036	0.999	22	21	2.505	0.0587	0.071	0.0043	0.998	35	127
	Mahale	> 20 m	Shell	5	2.783	0.2472	0.152	0.0489	0.988	18	15	2.865	0.2737	0.094	0.0330	0.989	30	96

#### 8.4 Données supportants Chapitre 3: listes définitives des espèces des poissons prises de la base de données de littérature

Table 8.7 Listes d'espèces de poissons par pays, de la base de données de littérature (espèces exclusivité à un pays en gras)

Family	Zambie (205)	Burundi (192)	Tanzanie (192)	DR Congo (175)
Anabantidae		<b>Ctenopoma muriei</b>		
Bagridae	<i>Auchenoglanis occidentalis</i>	<i>Auchenoglanis occidentalis</i>	<i>Auchenoglanis occidentalis</i>	<i>Auchenoglanis occidentalis</i>
	<i>Bagrus docmak</i>	<i>Bagrus docmak</i>	<i>Chrysichthys brachynema</i>	<i>Bagrus docmak</i>
	<i>Bathybagrus tetranema</i>	<i>Bathybagrus tetranema</i>	<i>Chrysichthys grandis</i>	<i>Chrysichthys brachynema</i>
	<i>Chrysichthys brachynema</i>	<i>Chrysichthys brachynema</i>	<i>Chrysichthys graueri</i>	<i>Chrysichthys grandis</i>
	<i>Chrysichthys grandis</i>	<i>Chrysichthys grandis</i>	<i>Chrysichthys platycephalus</i>	<i>Chrysichthys graueri</i>
	<i>Chrysichthys graueri</i>	<i>Chrysichthys graueri</i>	<i>Chrysichthys sianenna</i>	<i>Chrysichthys platycephalus</i>
	<i>Chrysichthys platycephalus</i>	<i>Chrysichthys platycephalus</i>	<i>Chrysichthys stappersii</i>	<i>Chrysichthys sianenna</i>
	<i>Chrysichthys sianenna</i>	<i>Chrysichthys sianenna</i>	<i>Lophiobagrus cyclurus</i>	<i>Chrysichthys stappersii</i>
	<i>Chrysichthys stappersii</i>	<i>Chrysichthys stappersii</i>	<i>Phyllonemus filinemus</i>	<i>Lophiobagrus cyclurus</i>
	<i>Lophiobagrus cyclurus</i>	<b>Lophiobagrus aquilus</b>	<i>Phyllonemus typus</i>	<b>Phyllonemus brichardi</b>
	<i>Phyllonemus filinemus</i>	<i>Lophiobagrus cyclurus</i>		<i>Phyllonemus filinemus</i>
	<i>Phyllonemus typus</i>	<i>Phyllonemus filinemus</i>		
		<i>Phyllonemus typus</i>		
Centropomidae	<i>Lates angustifrons</i>	<i>Lates angustifrons</i>	<i>Lates angustifrons</i>	<i>Lates angustifrons</i>
	<i>Lates mariae</i>	<i>Lates mariae</i>	<i>Lates mariae</i>	<i>Lates mariae</i>
	<i>Lates microlepis</i>	<i>Lates microlepis</i>	<i>Lates microlepis</i>	<i>Lates microlepis</i>
	<i>Lates stappersi</i>	<i>Lates stappersi</i>	<i>Lates stappersi</i>	<i>Lates stappersi</i>
Characidae	<i>Alestes imberi</i>	<i>Alestes imberi</i>	<i>Alestes imberi</i>	<i>Alestes rhodopleura</i>
	<i>Alestes macrophthalmus</i>	<i>Alestes macrophthalmus</i>	<i>Alestes macrophthalmus</i>	
	<i>Alestes rhodopleura</i>	<i>Alestes rhodopleura</i>	<i>Alestes rhodopleura</i>	
	<b>Bryconaethiops boulengeri</b>	<b>Brycinus rhodopleura</b>	<i>Hydrocynus vittatus</i>	
	<i>Hydrocynus vittatus</i>	<i>Hydrocynus vittatus</i>		
	<b>Micralestes stormsi</b>			

Family	Zambie (205)	Burundi (192)	Tanzanie (192)	DR Congo (175)
Cichlidae	<i>Altolamprologus calvus</i>	<i>Altolamprologus compressiceps</i>	<i>Altolamprologus calvus</i>	<i>Altolamprologus compressiceps</i>
	<i>Altolamprologus compressiceps</i>	<b><i>Astatoreochromis straeleni</i></b>	<i>Altolamprologus compressiceps</i>	<i>Asprotilapia leptura</i>
	<i>Asprotilapia leptura</i>	<b><i>Astatoreochromis vanderhorsti</i></b>	<i>Asprotilapia leptura</i>	<i>Astatotilapia burtoni</i>
	<i>Astatotilapia burtoni</i>	<i>Astatotilapia burtoni</i>	<i>Astatotilapia burtoni</i>	<i>Aulonocranus dewindti</i>
	<b><i>Astatotilapia stappersii</i></b>	<i>Aulonocranus dewindti</i>	<i>Aulonocranus dewindti</i>	<i>Bathybates fasciatus</i>
	<i>Aulonocranus dewindti</i>	<i>Bathybates fasciatus</i>	<i>Bathybates fasciatus</i>	<i>Bathybates graueri</i>
	<b><i>Baileychromis centropomoides</i></b>	<i>Bathybates ferox</i>	<i>Bathybates ferox</i>	<i>Bathybates horni</i>
	<i>Bathybates fasciatus</i>	<i>Bathybates graueri</i>	<i>Bathybates graueri</i>	<i>Bathybates leo</i>
	<i>Bathybates ferox</i>	<i>Bathybates horni</i>	<i>Bathybates horni</i>	<i>Bathybates minor</i>
	<i>Bathybates graueri</i>	<i>Bathybates leo</i>	<i>Bathybates leo</i>	<i>Bathybates vittatus</i>
	<i>Bathybates horni</i>	<i>Bathybates minor</i>	<i>Bathybates minor</i>	<i>Benthochromis melanoides</i>
	<i>Bathybates leo</i>	<i>Bathybates vittatus</i>	<i>Bathybates vittatus</i>	<i>Benthochromis tricoti</i>
	<i>Bathybates minor</i>	<i>Benthochromis tricoti</i>	<i>Benthochromis tricoti</i>	<i>Boulengerochromis microlepis</i>
	<i>Bathybates vittatus</i>	<i>Boulengerochromis microlepis</i>	<i>Boulengerochromis microlepis</i>	<i>Callochromis macrops</i>
	<i>Benthochromis melanoides</i>	<i>Callochromis macrops</i>	<i>Callochromis macrops</i>	<i>Callochromis melanostigma</i>
	<i>Benthochromis tricoti</i>	<i>Callochromis melanostigma</i>	<i>Callochromis melanostigma</i>	<i>Callochromis pleurospilus</i>
	<i>Boulengerochromis microlepis</i>	<i>Callochromis pleurospilus</i>	<i>Callochromis pleurospilus</i>	<i>Cardiopharynx schoutedeni</i>
	<i>Callochromis macrops</i>	<i>Cardiopharynx schoutedeni</i>	<i>Cardiopharynx schoutedeni</i>	<i>Chalinochromis brichardi</i>
	<i>Callochromis melanostigma</i>	<i>Chalinochromis brichardi</i>	<i>Chalinochromis brichardi</i>	<i>Ctenochromis benticola</i>
	<i>Cardiopharynx schoutedeni</i>	<i>Ctenochromis benticola</i>	<i>Ctenochromis horei</i>	<i>Ctenochromis horei</i>
	<i>Chalinochromis brichardi</i>	<i>Ctenochromis horei</i>	<i>Cyathopharynx furcifer</i>	<i>Cyathopharynx furcifer</i>
	<i>Ctenochromis horei</i>	<i>Cyathopharynx furcifer</i>	<i>Cyphotilapia frontosa</i>	<i>Cyphotilapia frontosa</i>
	<b><i>Cunningtonia longiventralis</i></b>	<i>Cyphotilapia frontosa</i>	<i>Cyprichromis leptosoma</i>	<i>Cyprichromis microlepidotus</i>
	<i>Cyathopharynx furcifer</i>	<i>Cyprichromis leptosoma</i>	<i>Cyprichromis microlepidotus</i>	<i>Ectodus descampsi</i>
	<i>Cyphotilapia frontosa</i>	<i>Cyprichromis microlepidotus</i>	<i>Ectodus descampsi</i>	<i>Enantiopus melanogenys</i>
	<i>Cyprichromis leptosoma</i>	<i>Ectodus descampsi</i>	<i>Enantiopus melanogenys</i>	<i>Eretmodus cyanostictus</i>
	<i>Ectodus descampsi</i>	<i>Enantiopus melanogenys</i>	<i>Eretmodus cyanostictus</i>	<i>Gnathochromis pfefferi</i>
	<i>Enantiopus melanogenys</i>	<i>Eretmodus cyanostictus</i>	<i>Gnathochromis permaxillaris</i>	<i>Grammatotria lemairii</i>

Family	Zambie (205)	Burundi (192)	Tanzanie (192)	DR Congo (175)
Cichlidae	<i>Eretmodus cyanostictus</i>	<i>Gnathochromis permaxillaris</i>	<i>Gnathochromis pfefferi</i>	<i>Greenwoodochromis christyi</i>
	<i>Gnathochromis permaxillaris</i>	<i>Gnathochromis pfefferi</i>	<i>Grammatotria lemairii</i>	<i>Haplotaxodon microlepis</i>
	<i>Gnathochromis pfefferi</i>	<i>Grammatotria lemairii</i>	<i>Haplotaxodon microlepis</i>	<i>Hemibates stenosoma</i>
	<i>Grammatotria lemairii</i>	<i>Greenwoodochromis christyi</i>	<i>Hemibates stenosoma</i>	<i>Julidochromis dickfeldi</i>
	<b><i>Greenwoodochromis bellcrossi</i></b>	<i>Haplotaxodon microlepis</i>	<i>Julidochromis dickfeldi</i>	<i>Julidochromis marlieri</i>
	<i>Greenwoodochromis christyi</i>	<i>Hemibates stenosoma</i>	<i>Julidochromis marlieri</i>	<i>Julidochromis ornatus</i>
	<b><i>Haplochromis paludinosus</i></b>	<i>Julidochromis dickfeldi</i>	<i>Julidochromis ornatus</i>	<i>Julidochromis regani</i>
	<i>Haplotaxodon microlepis</i>	<i>Julidochromis marlieri</i>	<i>Julidochromis regani</i>	<i>Julidochromis transcriptus</i>
	<i>Hemibates stenosoma</i>	<i>Julidochromis regani</i>	<i>Julidochromis transcriptus</i>	<i>Lamprologus bifrenatus</i>
	<i>Julidochromis dickfeldi</i>	<i>Lamprologus callipterus</i>	<i>Lamprologus bifrenatus</i>	<i>Lamprologus callipterus</i>
	<i>Julidochromis marlieri</i>	<i>Lamprologus kungweensis</i>	<i>Lamprologus callipterus</i>	<i>Lamprologus kungweensis</i>
	<i>Julidochromis ornatus</i>	<i>Lamprologus lemairii</i>	<i>Lamprologus kungweensis</i>	<i>Lamprologus labiatus</i>
	<i>Julidochromis regani</i>	<i>Lamprologus ocellatus</i>	<i>Lamprologus lemairii</i>	<i>Lamprologus lemairii</i>
	<i>Lamprologus bifrenatus</i>	<i>Lamprologus ornatipinnis</i>	<i>Lamprologus ocellatus</i>	<i>Lamprologus ocellatus</i>
	<i>Lamprologus callipterus</i>	<i>Lamprologus signatus</i>	<i>Lamprologus ornatipinnis</i>	<i>Lepidolamprologus attenuatus</i>
	<i>Lamprologus kungweensis</i>	<i>Lepidolamprologus attenuatus</i>	<i>Lamprologus signatus</i>	<i>Lepidolamprologus cunningtoni</i>
	<i>Lamprologus labiatus</i>	<i>Lepidolamprologus cunningtoni</i>	<i>Lepidolamprologus attenuatus</i>	<i>Lepidolamprologus elongatus</i>
	<i>Lamprologus lemairii</i>	<i>Lepidolamprologus elongatus</i>	<i>Lepidolamprologus cunningtoni</i>	<i>Lepidolamprologus profundicola</i>
	<i>Lamprologus ocellatus</i>	<i>Lepidolamprologus profundicola</i>	<i>Lepidolamprologus elongatus</i>	<i>Lestradea perspicax</i>
	<i>Lamprologus ornatipinnis</i>	<i>Lestradea perspicax</i>	<i>Lepidolamprologus profundicola</i>	<i>Lestradea stappersii</i>
	<i>Lamprologus signatus</i>	<i>Limnochromis auritus</i>	<i>Lestradea perspicax</i>	<i>Limnochromis abeelei</i>
	<i>Lepidolamprologus attenuatus</i>	<i>Limnotilapia dardennii</i>	<i>Limnochromis auritus</i>	<i>Limnochromis auritus</i>
	<i>Lepidolamprologus cunningtoni</i>	<i>Lobochilotes labiatus</i>	<i>Limnochromis staneri</i>	<i>Limnochromis staneri</i>
	<i>Lepidolamprologus elongatus</i>	<i>Microdontochromis tenuidentatus</i>	<i>Limnotilapia dardennii</i>	<i>Limnotilapia dardennii</i>
	<b><i>Lepidolamprologus kendalli</i></b>	<b><i>Neolamprologus boulengeri</i></b>	<i>Lobochilotes labiatus</i>	<i>Lobochilotes labiatus</i>
	<b><i>Lepidolamprologus nkambae</i></b>	<i>Neolamprologus brevis</i>	<i>Microdontochromis tenuidentatus</i>	<i>Neolamprologus brevis</i>
	<i>Lepidolamprologus profundicola</i>	<i>Neolamprologus brichardi</i>	<i>Neolamprologus brevis</i>	<i>Neolamprologus brichardi</i>
	<i>Lestradea perspicax</i>	<i>Neolamprologus buescheri</i>	<i>Neolamprologus brichardi</i>	<i>Neolamprologus fasciatus</i>



Family	Zambie (205)	Burundi (192)	Tanzanie (192)	DR Congo (175)
Cichlidae	<i>Lestradea stappersii</i>	<b><i>Neolamprologus falcicula</i></b>	<i>Neolamprologus buescheri</i>	<i>Neolamprologus finalimus</i>
	<i>Limnochromis abeelei</i>	<i>Neolamprologus fasciatus</i>	<i>Neolamprologus caudopunctatus</i>	<i>Neolamprologus furcifer</i>
	<i>Limnochromis auritus</i>	<i>Neolamprologus finalimus</i>	<i>Neolamprologus christyi</i>	<i>Neolamprologus gracilis</i>
	<i>Limnochromis staneri</i>	<i>Neolamprologus furcifer</i>	<i>Neolamprologus cylindricus</i>	<i>Neolamprologus leleupi</i>
	<i>Limnotilapia dardennii</i>	<i>Neolamprologus leleupi</i>	<i>Neolamprologus fasciatus</i>	<b><i>Neolamprologus longicaudatus</i></b>
	<i>Lobochilotes labiatus</i>	<i>Neolamprologus meeli</i>	<i>Neolamprologus furcifer</i>	<i>Neolamprologus longior</i>
	<i>Microdontochromis tenuidentatus</i>	<i>Neolamprologus modestus</i>	<i>Neolamprologus gracilis</i>	<i>Neolamprologus modestus</i>
	<i>Neolamprologus brevis</i>	<i>Neolamprologus mondabu</i>	<i>Neolamprologus hecqui</i>	<i>Neolamprologus mondabu</i>
	<i>Neolamprologus brichardi</i>	<i>Neolamprologus niger</i>	<i>Neolamprologus leleupi</i>	<i>Neolamprologus niger</i>
	<i>Neolamprologus buescheri</i>	<i>Neolamprologus pleuromaculatus</i>	<b><i>Neolamprologus leloupi</i></b>	<i>Neolamprologus petricola</i>
	<i>Neolamprologus caudopunctatus</i>	<i>Neolamprologus pulcher</i>	<i>Neolamprologus longior</i>	<i>Neolamprologus pleuromaculatus</i>
	<i>Neolamprologus christyi</i>	<i>Neolamprologus savoryi</i>	<i>Neolamprologus meeli</i>	<i>Neolamprologus prochilus</i>
	<i>Neolamprologus cylindricus</i>	<i>Neolamprologus schreyeni</i>	<i>Neolamprologus modestus</i>	<i>Neolamprologus savoryi</i>
	<i>Neolamprologus fasciatus</i>	<i>Neolamprologus sexfasciatus</i>	<i>Neolamprologus mondabu</i>	<i>Neolamprologus sexfasciatus</i>
	<i>Neolamprologus furcifer</i>	<i>Neolamprologus tetracanthus</i>	<i>Neolamprologus moorii</i>	<i>Neolamprologus tetracanthus</i>
	<i>Neolamprologus hecqui</i>	<i>Neolamprologus toae</i>	<i>Neolamprologus multifasciatus</i>	<i>Neolamprologus toae</i>
	<i>Neolamprologus leleupi</i>	<i>Neolamprologus tretocephalus</i>	<i>Neolamprologus niger</i>	<i>Neolamprologus tretocephalus</i>
	<i>Neolamprologus meeli</i>	<i>Neolamprologus wauthioni</i>	<i>Neolamprologus obscurus</i>	<i>Neolamprologus wauthioni</i>
	<i>Neolamprologus modestus</i>	<i>Ophthalmotilapia nasutus</i>	<i>Neolamprologus pleuromaculatus</i>	<i>Ophthalmotilapia heterodonta</i>
	<i>Neolamprologus mondabu</i>	<i>Ophthalmotilapia ventralis</i>	<i>Neolamprologus savoryi</i>	<i>Ophthalmotilapia nasutus</i>
	<i>Neolamprologus moorii</i>	<b><i>Oreochromis leucostictus</i></b>	<i>Neolamprologus schreyeni</i>	<i>Ophthalmotilapia ventralis</i>
	<i>Neolamprologus multifasciatus</i>	<i>Oreochromis niloticus</i>	<i>Neolamprologus sexfasciatus</i>	<i>Oreochromis niloticus</i>
	<b><i>Neolamprologus mustax</i></b>	<i>Oreochromis niloticus niloticus</i>	<i>Neolamprologus tetracanthus</i>	<i>Oreochromis niloticus eduardianus</i>
	<i>Neolamprologus niger</i>	<i>Oreochromis tanganicae</i>	<i>Neolamprologus toae</i>	<i>Oreochromis niloticus niloticus</i>
	<i>Neolamprologus obscurus</i>	<i>Paracyprichromis brieni</i>	<i>Neolamprologus tretocephalus</i>	<i>Oreochromis tanganicae</i>
	<i>Neolamprologus petricola</i>	<i>Paracyprichromis nigripinnis</i>	<i>Neolamprologus wauthioni</i>	<i>Paracyprichromis nigripinnis</i>
	<i>Neolamprologus prochilus</i>	<i>Perissodus microlepis</i>	<i>Ophthalmotilapia heterodonta</i>	<i>Perissodus eccentricus</i>
	<i>Neolamprologus pulcher</i>	<i>Petrochromis famula</i>	<i>Ophthalmotilapia nasutus</i>	<i>Perissodus microlepis</i>

Family	Zambie (205)	Burundi (192)	Tanzanie (192)	DR Congo (175)
Cichlidae	<i>Neolamprologus savoryi</i>	<i>Petrochromis fasciolatus</i>	<i>Ophthalmotilapia ventralis</i>	<i>Perissodus straeleni</i>
	<i>Neolamprologus sexfasciatus</i>	<i>Petrochromis macrognathus</i>	<i>Oreochromis niloticus</i>	<i>Petrochromis famula</i>
	<i>Neolamprologus tetracanthus</i>	<i>Petrochromis orthognathus</i>	<i>Oreochromis niloticus eduardianus</i>	<i>Petrochromis fasciolatus</i>
	<i>Neolamprologus toae</i>	<i>Petrochromis polyodon</i>	<i>Oreochromis niloticus niloticus</i>	<i>Petrochromis macrognathus</i>
	<i>Neolamprologus tretocephalus</i>	<i>Petrochromis trewavasae</i>	<i>Oreochromis tanganyicae</i>	<i>Petrochromis orthognathus</i>
	<i>Neolamprologus wauthioni</i>	<i>Plecodus elaviae</i>	<i>Paracyprichromis nigripinnis</i>	<i>Petrochromis polyodon</i>
	<i>Ophthalmotilapia nasutus</i>	<i>Plecodus multidentatus</i>	<i>Perissodus microlepis</i>	<i>Petrochromis trewavasae</i>
	<i>Ophthalmotilapia ventralis</i>	<i>Plecodus paradoxus</i>	<i>Perissodus straeleni</i>	<i>Plecodus elaviae</i>
	<i>Oreochromis niloticus</i>	<i>Plecodus straeleni</i>	<i>Petrochromis famula</i>	<i>Plecodus multidentatus</i>
	<i>Oreochromis tanganyicae</i>	<i>Pseudosimochromis curvifrons</i>	<i>Petrochromis fasciolatus</i>	<i>Plecodus paradoxus</i>
	<i>Paracyprichromis brieni</i>	<i>Reganochromis calliurus</i>	<i>Petrochromis macrognathus</i>	<i>Plecodus straeleni</i>
	<i>Paracyprichromis nigripinnis</i>	<i>Simochromis babaulti</i>	<i>Petrochromis orthognathus</i>	<i>Pseudosimochromis curvifrons</i>
	<i>Perissodus eccentricus</i>	<i>Simochromis diagramma</i>	<i>Petrochromis polyodon</i>	<i>Simochromis babaulti</i>
	<i>Perissodus microlepis</i>	<i>Simochromis margaretae</i>	<i>Petrochromis trewavasae</i>	<i>Simochromis diagramma</i>
	<i>Perissodus straeleni</i>	<i>Simochromis marginatus</i>	<i>Plecodus elaviae</i>	<i>Simochromis marginatus</i>
	<i>Petrochromis famula</i>	<i>Spathodus marlieri</i>	<i>Plecodus multidentatus</i>	<i>Simochromis pleurospilus</i>
	<i>Petrochromis fasciolatus</i>	<i>Tangachromis dhanisi</i>	<i>Plecodus paradoxus</i>	<i>Spathodus marlieri</i>
	<i>Petrochromis macrognathus</i>	<i>Tanganicodus irsacae</i>	<i>Plecodus straeleni</i>	<i>Tanganicodus irsacae</i>
	<i>Petrochromis orthognathus</i>	<i>Telmatochromis bifrenatus</i>	<i>Pseudosimochromis curvifrons</i>	<i>Telmatochromis bifrenatus</i>
	<i>Petrochromis polyodon</i>	<i>Telmatochromis brichardi</i>	<i>Reganochromis calliurus</i>	<i>Telmatochromis dhonti</i>
	<i>Petrochromis trewavasae</i>	<i>Telmatochromis burgeoni</i>	<i>Simochromis babaulti</i>	<i>Telmatochromis temporalis</i>
	<i>Plecodus elaviae</i>	<i>Telmatochromis dhonti</i>	<i>Simochromis diagramma</i>	<i>Telmatochromis vittatus</i>
	<i>Plecodus multidentatus</i>	<i>Telmatochromis temporalis</i>	<i>Simochromis loocki</i>	<i>Tilapia rendalli</i>
	<i>Plecodus paradoxus</i>	<i>Telmatochromis vittatus</i>	<i>Simochromis margaretae</i>	<i>Trematocara nigrifrons</i>
	<i>Plecodus straeleni</i>	<i>Trematocara kufferathi</i>	<i>Simochromis marginatus</i>	<i>Trematocara unimaculatum</i>
	<i>Pseudosimochromis curvifrons</i>	<i>Trematocara marginatum</i>	<b><i>Spathodus erythron</i></b>	<i>Trematocara variabile</i>
	<i>Reganochromis calliurus</i>	<i>Trematocara nigrifrons</i>	<i>Tanganicodus irsacae</i>	<b><i>Trematochromis schreyeni</i></b>
	<i>Simochromis babaulti</i>	<i>Trematocara stigmaticum</i>	<i>Telmatochromis bifrenatus</i>	<i>Triglachromis otostigma</i>

Family	Zambie (205)	Burundi (192)	Tanzanie (192)	DR Congo (175)
Cichlidae	<i>Simochromis diagramma</i>	<i>Trematocara unimaculatum</i>	<i>Telmatochromis brichardi</i>	<b><i>Tropheus annectens</i></b>
	<i>Simochromis loocki</i>	<i>Trematocara variabile</i>	<i>Telmatochromis burgeoni</i>	<i>Tropheus brichardi</i>
	<i>Simochromis marginatus</i>	<i>Triglachromis otostigma</i>	<i>Telmatochromis dhonti</i>	<i>Tropheus duboisi</i>
	<i>Simochromis pleurospilus</i>	<i>Tropheus brichardi</i>	<i>Telmatochromis temporalis</i>	<i>Tropheus kasabae</i>
	<i>Tangachromis dhanisi</i>	<i>Tropheus duboisi</i>	<i>Telmatochromis vittatus</i>	<i>Tropheus moorii</i>
	<i>Tanganicodus irsacae</i>	<i>Tropheus moorii</i>	<i>Trematocara caparti</i>	<i>Tropheus polli</i>
	<i>Telmatochromis bifrenatus</i>	<i>Tylochromis polylepis</i>	<i>Trematocara kufferathi</i>	<i>Tylochromis polylepis</i>
	<i>Telmatochromis burgeoni</i>	<i>Xenochromis hecqui</i>	<i>Trematocara marginatum</i>	<i>Xenochromis hecqui</i>
	<i>Telmatochromis dhonti</i>	<i>Xenotilapia bathyphila</i>	<i>Trematocara nigrifons</i>	<i>Xenotilapia bathyphila</i>
	<i>Telmatochromis temporalis</i>	<i>Xenotilapia boulengeri</i>	<i>Trematocara unimaculatum</i>	<i>Xenotilapia boulengeri</i>
	<i>Telmatochromis vittatus</i>	<i>Xenotilapia burtoni</i>	<i>Trematocara variabile</i>	<i>Xenotilapia flavipinnis</i>
	<b><i>Telotrematocara macrostoma</i></b>	<i>Xenotilapia caudafasciata</i>	<i>Tropheus brichardi</i>	<i>Xenotilapia longispinis</i>
	<i>Tilapia rendalli</i>	<i>Xenotilapia flavipinnis</i>	<i>Tropheus duboisi</i>	<i>Xenotilapia ochrogenys</i>
	<i>Trematocara caparti</i>	<i>Xenotilapia longispinis</i>	<i>Tropheus moorii</i>	<i>Xenotilapia ornatipinnis</i>
	<i>Trematocara kufferathi</i>	<b><i>Xenotilapia nasutus</i></b>	<i>Tropheus polli</i>	<i>Xenotilapia sima</i>
	<i>Trematocara marginatum</i>	<i>Xenotilapia nigrolabiata</i>	<i>Tylochromis polylepis</i>	
	<i>Trematocara nigrifons</i>	<i>Xenotilapia ochrogenys</i>	<i>Xenochromis hecqui</i>	
	<i>Trematocara stigmaticum</i>	<i>Xenotilapia ornatipinnis</i>	<i>Xenotilapia bathyphila</i>	
	<i>Trematocara unimaculatum</i>	<i>Xenotilapia sima</i>	<i>Xenotilapia boulengeri</i>	
	<i>Trematocara variabile</i>		<i>Xenotilapia caudafasciata</i>	
	<i>Triglachromis otostigma</i>		<i>Xenotilapia flavipinnis</i>	
	<i>Tropheus kasabae</i>		<i>Xenotilapia longispinis</i>	
	<i>Tropheus moorii</i>		<i>Xenotilapia ochrogenys</i>	
	<i>Tylochromis polylepis</i>		<i>Xenotilapia ornatipinnis</i>	
	<i>Xenochromis hecqui</i>		<i>Xenotilapia sima</i>	
	<i>Xenotilapia bathyphila</i>		<i>Xenotilapia spilopterus</i>	
	<i>Xenotilapia boulengeri</i>			
	<i>Xenotilapia burtoni</i>			

Family	Zambie (205)	Burundi (192)	Tanzanie (192)	DR Congo (175)
Cichlidae	<i>Xenotilapia caudafasciata</i>			
	<i>Xenotilapia flavipinnis</i>			
	<b><i>Xenotilapia lestradii</i></b>			
	<i>Xenotilapia longispinis</i>			
	<i>Xenotilapia nigrolabiata</i>			
	<i>Xenotilapia ochrogenys</i>			
	<i>Xenotilapia ornatipinnis</i>			
	<i>Xenotilapia sima</i>			
<i>Xenotilapia spilopterus</i>				
Citharinidae	<i>Citharinus gibbosus</i>		<i>Citharinus gibbosus</i>	
Clariidae	<i>Clarias liocephalus</i>	<i>Clarias gariepinus</i>	<i>Clarias gariepinus</i>	<i>Clarias liocephalus</i>
	<b><i>Clarias ngamensis</i></b>	<i>Dinotopterus cunningtoni</i>	<i>Dinotopterus cunningtoni</i>	<i>Dinotopterus cunningtoni</i>
	<i>Dinotopterus cunningtoni</i>	<i>Tanganikallabes mortiauxi</i>	<i>Heterobranchus longifilis</i>	<i>Heterobranchus longifilis</i>
	<i>Tanganikallabes mortiauxi</i>		<i>Tanganikallabes mortiauxi</i>	<i>Tanganikallabes mortiauxi</i>
Clupeidae	<i>Limnothrissa miodon</i>	<i>Limnothrissa miodon</i>	<i>Limnothrissa miodon</i>	<i>Limnothrissa miodon</i>
	<i>Stolothrissa tanganicae</i>	<i>Stolothrissa tanganicae</i>	<i>Stolothrissa tanganicae</i>	<i>Stolothrissa tanganicae</i>
Cyprinidae	<i>Acapoeta tanganicae</i>	<i>Acapoeta tanganicae</i>	<i>Acapoeta tanganicae</i>	<i>Acapoeta tanganicae</i>
	<i>Labeo cylindricus</i>	<b><i>Barbus altianalis altianalis</i></b>	<i>Barbus lineomaculatus</i>	<i>Barbus tropidolepis</i>
	<i>Raiamas moorii</i>	<b><i>Barbus caudovittatus</i></b>	<b><i>Barbus taeniopleura</i></b>	<b><i>Barbus urostigma</i></b>
		<i>Barbus lineomaculatus</i>	<i>Barbus tropidolepis</i>	<i>Chelaethiops minutus</i>
		<b><i>Barbus serrifer</i></b>	<b><i>Labeo dhonti</i></b>	<i>Raiamas moorii</i>
		<b><i>Barbus somerini</i></b>	<i>Raiamas moorii</i>	
		<i>Barbus tropidolepis</i>	<b><i>Varicorhinus leleupanus</i></b>	
		<i>Chelaethiops minutus</i>		
		<i>Labeo cylindricus</i>		
		<i>Raiamas moorii</i>		
	<b><i>Raiamas salmolucius</i></b>			

Family	Zambie (205)	Burundi (192)	Tanzanie (192)	DR Congo (175)
Cyprinodontidae	<i>Aplocheilichthys pumilus</i>	<i>Aplocheilichthys pumilus</i>	<i>Aplocheilichthys pumilus</i>	<i>Aplocheilichthys pumilus</i>
	<i>Lamprichthys tanganicanus</i>	<i>Lamprichthys tanganicanus</i>	<i>Lamprichthys tanganicanus</i>	<i>Lamprichthys tanganicanus</i>
Distichodontidae		<b><i>Distochodus sexfasciatus</i></b>		
Malapteruridae	<i>Malapterurus electricus</i>	<i>Malapterurus electricus</i>	<i>Malapterurus electricus</i>	<i>Malapterurus electricus</i>
Mastacembelidae	<i>Aethiomastacembelus cunningtoni</i>	<i>Aethiomastacembelus cunningtoni</i>	<i>Aethiomastacembelus cunningtoni</i>	<i>Aethiomastacembelus cunningtoni</i>
	<i>Aethiomastacembelus ellipsifer</i>	<i>Aethiomastacembelus ellipsifer</i>	<i>Aethiomastacembelus ellipsifer</i>	<i>Aethiomastacembelus ellipsifer</i>
	<i>Afromastacembelus albomaculatus</i>	<i>Afromastacembelus albomaculatus</i>	<i>Aethiomastacembelus platysoma</i>	<i>Aethiomastacembelus platysoma</i>
	<i>Caecomastacembelus micropectus</i>	<b><i>Afromastacembelus plagiosomus</i></b>	<i>Afromastacembelus albomaculatus</i>	<i>Afromastacembelus albomaculatus</i>
	<i>Caecomastacembelus moorii</i>	<i>Caecomastacembelus flavidus</i>	<i>Caecomastacembelus flavidus</i>	<b><i>Afromastacembelus tanganicae</i></b>
		<i>Caecomastacembelus frenatus</i>	<i>Caecomastacembelus frenatus</i>	<i>Caecomastacembelus flavidus</i>
		<i>Caecomastacembelus micropectus</i>	<i>Caecomastacembelus moorii</i>	<i>Caecomastacembelus frenatus</i>
		<i>Caecomastacembelus moorii</i>	<i>Caecomastacembelus ophidium</i>	<i>Caecomastacembelus moorii</i>
		<i>Caecomastacembelus ophidium</i>		<i>Caecomastacembelus ophidium</i>
			<b><i>Caecomastacembelus zebratus</i></b>	
Mochokidae	<i>Synodontis dhonti</i>	<b><i>Synodontis benthicola</i></b>	<i>Synodontis dhonti</i>	<i>Synodontis dhonti</i>
	<i>Synodontis granulosus</i>	<i>Synodontis dhonti</i>	<i>Synodontis granulosus</i>	<i>Synodontis granulosus</i>
	<i>Synodontis lacustricolus</i>	<i>Synodontis granulosus</i>	<i>Synodontis lacustricolus</i>	<i>Synodontis lacustricolus</i>
	<i>Synodontis multipunctatus</i>	<i>Synodontis multipunctatus</i>	<i>Synodontis multipunctatus</i>	<i>Synodontis multipunctatus</i>
	<i>Synodontis nigromaculatus</i>	<i>Synodontis petricola</i>	<i>Synodontis nigromaculatus</i>	<i>Synodontis petricola</i>
	<i>Synodontis petricola</i>	<i>Synodontis polli</i>	<i>Synodontis petricola</i>	<i>Synodontis polli</i>
	<i>Synodontis polli</i>		<i>Synodontis polli</i>	
	<b><i>Synodontis polystigma</i></b>			
	<b><i>Synodontis serratus</i></b>			
<b><i>Synodontis unicolor</i></b>				
Mormyridae	<i>Hippopotamyrus discorhynchus</i>	<i>Hippopotamyrus discorhynchus</i>	<i>Hippopotamyrus discorhynchus</i>	<i>Hippopotamyrus discorhynchus</i>
	<b><i>Marcusenius stanleyanus</i></b>			
	<b><i>Mormyrops deliciosus</i></b>			

Family	Zambie (205)	Burundi (192)	Tanzanie (192)	DR Congo (175)
Polypteridae	<i>Polypterus endlicheri</i>		<i>Polypterus endlicheri</i>	
	<b><i>Polypterus endlicheri congicus</i></b>		<b><i>Polypterus ornatipinnis</i></b>	
Protopteridae	<i>Protopterus aethiopicus</i>	<i>Protopterus aethiopicus</i>		<i>Protopterus aethiopicus</i>
Tetraodontidae	<i>Tetraodon mbu</i>		<i>Tetraodon mbu</i>	

Table 8.8 Listes complètes d'espèces de poissons par parc, prises de la base de données de littérature (espèces exclusivité à un parc en gras)

Family	Mahale (160)	Rusizi (102)	Nsumbu (99)	Gombe (67)
<b>Anabantidae</b>		<b><i>Ctenopoma muriei</i></b>		
<b>Bagridae</b>	<i>Auchenoglanis occidentalis</i>	<i>Auchenoglanis occidentalis</i>	<i>Auchenoglanis occidentalis</i>	<i>Chrysichthys graueri</i>
	<i>Chrysichthys brachynema</i>	<b><i>Bagrus docmak</i></b>	<i>Chrysichthys brachynema</i>	<i>Chrysichthys platycephalus</i>
	<i>Chrysichthys graueri</i>	<i>Chrysichthys brachynema</i>	<i>Chrysichthys sianenna</i>	
	<i>Chrysichthys platycephalus</i>	<b><i>Chrysichthys grandis</i></b>	<i>Lophiobagrus cyclurus</i>	
	<i>Chrysichthys sianenna</i>	<i>Chrysichthys graueri</i>	<i>Phyllonemus typus</i>	
	<i>Lophiobagrus cyclurus</i>	<i>Chrysichthys platycephalus</i>		
	<b><i>Phyllonemus filinemus</i></b>	<i>Chrysichthys sianenna</i>		
	<i>Phyllonemus typus</i>	<b><i>Chrysichthys stappersii</i></b>		
<b>Centropomidae</b>	<i>Lates angustifrons</i>	<i>Lates angustifrons</i>	<i>Lates angustifrons</i>	<i>Lates mariae</i>
	<i>Lates mariae</i>	<i>Lates mariae</i>	<i>Lates mariae</i>	
	<i>Lates microlepis</i>	<i>Lates microlepis</i>		
	<i>Lates stappersi</i>	<i>Lates stappersi</i>		
<b>Characidae</b>	<i>Alestes macrophthalmus</i>	<b><i>Alestes imberi</i></b>	<i>Hydrocynus vittatus</i>	
	<i>Alestes rhodopleura</i>	<i>Alestes macrophthalmus</i>		
		<i>Alestes rhodopleura</i>		
		<b><i>Brycinus rhodopleura</i></b>		
		<i>Hydrocynus vittatus</i>		
	<b><i>Micralestes stormsi</i></b>			
<b>Cichlidae</b>	<i>Altolamprologus calvus</i>	<i>Altolamprologus compressiceps</i>	<i>Altolamprologus calvus</i>	<i>Altolamprologus compressiceps</i>
	<i>Altolamprologus compressiceps</i>	<b><i>Astatoreochromis vanderhorsti</i></b>	<i>Altolamprologus compressiceps</i>	<i>Asprotilapia leptura</i>
	<i>Asprotilapia leptura</i>	<i>Astatotilapia burtoni</i>	<i>Asprotilapia leptura</i>	<i>Aulonocranus dewindti</i>
	<i>Astatotilapia burtoni</i>	<i>Aulonocranus dewindti</i>	<i>Aulonocranus dewindti</i>	<i>Benthochromis tricoti</i>
	<i>Aulonocranus dewindti</i>	<i>Bathybates fasciatus</i>	<i>Bathybates fasciatus</i>	<i>Boulengerochromis microlepis</i>
	<i>Bathybates fasciatus</i>	<i>Bathybates ferox</i>	<i>Bathybates ferox</i>	<i>Cardiopharynx schoutedeni</i>
	<i>Bathybates ferox</i>	<i>Bathybates graueri</i>	<i>Bathybates leo</i>	<i>Chalinochromis brichardi</i>

Family	Mahale (160)	Rusizi (102)	Nsumbu (99)	Gombe (67)
Cichlidae	<i>Bathybates graueri</i>	<i>Bathybates leo</i>	<i>Boulengerochromis microlepis</i>	<i>Ctenochromis horei</i>
	<b><i>Bathybates horni</i></b>	<i>Bathybates minor</i>	<i>Callochromis macrops</i>	<i>Cyathopharynx furcifer</i>
	<i>Bathybates leo</i>	<i>Boulengerochromis microlepis</i>	<i>Chalinochromis brichardi</i>	<i>Cyphotilapia frontosa</i>
	<i>Bathybates minor</i>	<i>Callochromis macrops</i>	<i>Ctenochromis horei</i>	<i>Cyprichromis leptosoma</i>
	<b><i>Bathybates vittatus</i></b>	<i>Callochromis melanostigma</i>	<i>Cyathopharynx furcifer</i>	<i>Ectodus descampsi</i>
	<i>Benthochromis tricoti</i>	<i>Callochromis pleurospilus</i>	<i>Cyphotilapia frontosa</i>	<i>Enantiopus melanogenys</i>
	<i>Boulengerochromis microlepis</i>	<i>Cardiopharynx schoutedeni</i>	<i>Cyprichromis leptosoma</i>	<i>Eretmodus cyanostictus</i>
	<i>Callochromis macrops</i>	<i>Ctenochromis horei</i>	<i>Ectodus descampsi</i>	<i>Grammatotria lemairii</i>
	<i>Callochromis melanostigma</i>	<i>Cyathopharynx furcifer</i>	<i>Enantiopus melanogenys</i>	<i>Haplotaxodon microlepis</i>
	<i>Callochromis pleurospilus</i>	<i>Ectodus descampsi</i>	<i>Gnathochromis pfefferi</i>	<i>Julidochromis marlieri</i>
	<i>Cardiopharynx schoutedeni</i>	<i>Enantiopus melanogenys</i>	<i>Grammatotria lemairii</i>	<i>Julidochromis regani</i>
	<i>Chalinochromis brichardi</i>	<b><i>Gnathochromis permaxillaris</i></b>	<i>Haplotaxodon microlepis</i>	<i>Lamprologus callipterus</i>
	<i>Ctenochromis horei</i>	<i>Gnathochromis pfefferi</i>	<i>Julidochromis dickfeldi</i>	<b><i>Lamprologus kungweensis</i></b>
	<i>Cyathopharynx furcifer</i>	<i>Grammatotria lemairii</i>	<i>Julidochromis marlieri</i>	<i>Lamprologus lemairii</i>
	<i>Cyphotilapia frontosa</i>	<b><i>Hemibates stenosoma</i></b>	<i>Lamprologus callipterus</i>	<i>Lamprologus ornatipinnis</i>
	<i>Cyprichromis leptosoma</i>	<i>Lamprologus callipterus</i>	<b><i>Lamprologus labiatus</i></b>	<i>Lepidiolamprologus attenuatus</i>
	<b><i>Cyprichromis microlepidotus</i></b>	<i>Lamprologus lemairii</i>	<i>Lamprologus lemairii</i>	<i>Lepidiolamprologus cunningtoni</i>
	<i>Ectodus descampsi</i>	<i>Lamprologus ornatipinnis</i>	<i>Lamprologus ocellatus</i>	<i>Lepidiolamprologus elongatus</i>
	<i>Enantiopus melanogenys</i>	<i>Lepidiolamprologus attenuatus</i>	<i>Lepidiolamprologus attenuatus</i>	<i>Lepidiolamprologus profundicola</i>
	<i>Eretmodus cyanostictus</i>	<i>Lepidiolamprologus cunningtoni</i>	<i>Lepidiolamprologus cunningtoni</i>	<i>Limnotilapia dardennii</i>
	<i>Gnathochromis pfefferi</i>	<i>Lestradea perspicax</i>	<i>Lepidiolamprologus elongatus</i>	<i>Lobochilotes labiatus</i>
	<i>Grammatotria lemairii</i>	<i>Limnochromis auritus</i>	<b><i>Lepidiolamprologus kendalli</i></b>	<i>Microdontochromis tenuidentatus</i>
	<i>Haplotaxodon microlepis</i>	<i>Limnotilapia dardennii</i>	<b><i>Lepidiolamprologus nkambae</i></b>	<i>Neolamprologus brevis</i>
	<i>Julidochromis dickfeldi</i>	<i>Lobochilotes labiatus</i>	<i>Lepidiolamprologus profundicola</i>	<i>Neolamprologus brichardi</i>
	<i>Julidochromis marlieri</i>	<i>Neolamprologus pleuromaculatus</i>	<i>Lestradea perspicax</i>	<i>Neolamprologus furcifer</i>
	<b><i>Julidochromis ornatus</i></b>	<i>Ophthalmotilapia ventralis</i>	<b><i>Lestradea stappersii</i></b>	<i>Neolamprologus modestus</i>
	<i>Julidochromis regani</i>	<b><i>Oreochromis leucostictus</i></b>	<b><i>Limnochromis abeelei</i></b>	<i>Neolamprologus mondabu</i>
	<b><i>Julidochromis transcriptus</i></b>	<i>Oreochromis niloticus</i>	<i>Limnotilapia dardennii</i>	<i>Neolamprologus niger</i>



Family	Mahale (160)	Rusizi (102)	Nsumbu (99)	Gombe (67)
	<i>Lamprologus callipterus</i>	<i>Oreochromis niloticus niloticus</i>	<i>Lobochilotes labiatus</i>	<i>Neolamprologus savoryi</i>
	<i>Lamprologus lemairii</i>	<i>Oreochromis tanganicae</i>	<i>Neolamprologus brevis</i>	<i>Neolamprologus toae</i>
<b>Cichlidae</b>	<i>Lamprologus ocellatus</i>	<i>Plecodus elaviae</i>	<i>Neolamprologus brichardi</i>	<i>Neolamprologus tretocephalus</i>
	<i>Lamprologus ornatipinnis</i>	<i>Plecodus paradoxus</i>	<i>Neolamprologus caudopunctatus</i>	<i>Ophthalmotilapia ventralis</i>
	<b><i>Lamprologus signatus</i></b>	<i>Reganochromis calliurus</i>	<i>Neolamprologus fasciatus</i>	<i>Oreochromis tanganicae</i>
	<i>Lepidiolamprologus attenuatus</i>	<i>Simochromis babaulti</i>	<i>Neolamprologus furcifer</i>	<i>Perissodus microlepis</i>
	<i>Lepidiolamprologus cunningtoni</i>	<i>Simochromis diagramma</i>	<i>Neolamprologus leleupi</i>	<i>Petrochromis orthognathus</i>
	<i>Lepidiolamprologus elongatus</i>	<b><i>Tangachromis dhanisi</i></b>	<i>Neolamprologus meeli</i>	<i>Petrochromis polyodon</i>
	<i>Lepidiolamprologus profundicola</i>	<i>Telmatochromis dhonti</i>	<i>Neolamprologus modestus</i>	<i>Plecodus paradoxus</i>
	<i>Lestradea perspicax</i>	<i>Trematocara kufferathi</i>	<i>Neolamprologus moorii</i>	<i>Plecodus straeleni</i>
	<i>Limnochromis auritus</i>	<i>Trematocara marginatum</i>	<b><i>Neolamprologus mustax</i></b>	<i>Simochromis diagramma</i>
	<i>Limnotilapia dardennii</i>	<b><i>Trematocara nigrifons</i></b>	<b><i>Neolamprologus petricola</i></b>	<i>Simochromis marginatus</i>
	<i>Lobochilotes labiatus</i>	<i>Trematocara stigmaticum</i>	<b><i>Neolamprologus pulcher</i></b>	<i>Telmatochromis bifrenatus</i>
	<i>Microdontochromis tenuidentatus</i>	<b><i>Trematocara unimaculatum</i></b>	<i>Neolamprologus savoryi</i>	<i>Telmatochromis temporalis</i>
	<i>Neolamprologus brevis</i>	<i>Trematocara variabile</i>	<i>Neolamprologus sexfasciatus</i>	<i>Tropheus brichardi</i>
	<i>Neolamprologus brichardi</i>	<b><i>Triglachromis otostigma</i></b>	<i>Neolamprologus tetracanthus</i>	<i>Tropheus duboisi</i>
	<b><i>Neolamprologus buescheri</i></b>	<i>Tropheus moorii</i>	<i>Ophthalmotilapia ventralis</i>	<i>Tropheus moorii</i>
	<i>Neolamprologus caudopunctatus</i>	<i>Tylochromis polylepis</i>	<i>Oreochromis tanganicae</i>	<i>Tylochromis polylepis</i>
	<b><i>Neolamprologus christyi</i></b>	<i>Xenochromis hecqui</i>	<b><i>Perissodus eccentricus</i></b>	<i>Xenotilapia flavipinnis</i>
	<i>Neolamprologus fasciatus</i>	<b><i>Xenotilapia caudafasciata</i></b>	<i>Perissodus microlepis</i>	<i>Xenotilapia sima</i>
	<i>Neolamprologus furcifer</i>	<i>Xenotilapia longispinis</i>	<i>Perissodus straeleni</i>	
	<b><i>Neolamprologus gracilis</i></b>	<b><i>Xenotilapia nigrolabiata</i></b>	<i>Petrochromis famula</i>	
	<b><i>Neolamprologus hecqui</i></b>	<i>Xenotilapia ochrogenys</i>	<i>Petrochromis fasciolatus</i>	
	<i>Neolamprologus leleupi</i>	<b><i>Xenotilapia ornatipinnis</i></b>	<i>Petrochromis macrognathus</i>	
	<b><i>Neolamprologus longior</i></b>	<i>Xenotilapia sima</i>	<i>Petrochromis orthognathus</i>	
<i>Neolamprologus meeli</i>		<i>Petrochromis polyodon</i>		
<i>Neolamprologus modestus</i>		<i>Petrochromis trewavasae</i>		
<i>Neolamprologus mondabu</i>		<i>Plecodus paradoxus</i>		

Family	Mahale (160)	Rusizi (102)	Nsumbu (99)	Gombe (67)
	<i>Neolamprologus moorii</i>		<i>Simochromis diagramma</i>	
	<b><i>Neolamprologus multifasciatus</i></b>		<b><i>Simochromis pleurospilus</i></b>	
	<i>Neolamprologus niger</i>		<i>Telmatochromis dhonti</i>	
	<i>Neolamprologus pleuromaculatus</i>		<i>Telmatochromis temporalis</i>	
<b>Cichlidae</b>	<i>Neolamprologus savoryi</i>		<i>Trematocara kufferathi</i>	
	<i>Neolamprologus sexfasciatus</i>		<i>Trematocara marginatum</i>	
	<i>Neolamprologus tetracanthus</i>		<i>Trematocara stigmaticum</i>	
	<i>Neolamprologus toae</i>		<b><i>Tropheus kasabae</i></b>	
	<i>Neolamprologus tredocephalus</i>		<i>Tropheus moorii</i>	
	<b><i>Neolamprologus wauthioni</i></b>		<i>Tylochromis polylepis</i>	
	<b><i>Ophthalmotilapia heterodonta</i></b>		<i>Xenochromis hecqui</i>	
	<b><i>Ophthalmotilapia nasutus</i></b>		<i>Xenotilapia boulengeri</i>	
	<i>Ophthalmotilapia ventralis</i>		<i>Xenotilapia flavipinnis</i>	
	<i>Oreochromis niloticus</i>		<i>Xenotilapia ochrogenys</i>	
	<i>Oreochromis niloticus niloticus</i>		<i>Xenotilapia sima</i>	
	<i>Oreochromis tanganyicae</i>			
	<b><i>Paracyprichromis nigripinnis</i></b>			
	<i>Perissodus microlepis</i>			
	<i>Perissodus straeleni</i>			
	<i>Petrochromis famula</i>			
	<i>Petrochromis fasciolatus</i>			
	<i>Petrochromis macrognathus</i>			
	<i>Petrochromis orthognathus</i>			
	<i>Petrochromis polyodon</i>			
	<i>Petrochromis trewavasae</i>			
	<i>Plecodus elaviae</i>			
	<b><i>Plecodus multidentatus</i></b>			
<i>Plecodus paradoxus</i>				

Family	Mahale (160)	Rusizi (102)	Nsumbu (99)	Gombe (67)
	<i>Plecodus straeleni</i>			
	<b><i>Pseudosimochromis curvifrons</i></b>			
	<i>Reganochromis calliurus</i>			
	<i>Simochromis babaulti</i>			
	<i>Simochromis diagramma</i>			
	<i>Simochromis marginatus</i>			
<b>Cichlidae</b>	<b><i>Spathodus erythrodon</i></b>			
	<b><i>Tanganicodus irsacae</i></b>			
	<i>Telmatochromis bifrenatus</i>			
	<b><i>Telmatochromis brichardi</i></b>			
	<b><i>Telmatochromis burgeoni</i></b>			
	<i>Telmatochromis dhonti</i>			
	<i>Telmatochromis temporalis</i>			
	<b><i>Telmatochromis vittatus</i></b>			
	<i>Trematocara marginatum</i>			
	<i>Trematocara variabile</i>			
	<i>Tropheus brichardi</i>			
	<i>Tropheus duboisi</i>			
	<i>Tropheus moorii</i>			
	<b><i>Tropheus polli</i></b>			
	<i>Tylochromis polylepis</i>			
	<i>Xenochromis hecqui</i>			
	<i>Xenotilapia boulengeri</i>			
	<i>Xenotilapia flavipinnis</i>			
	<i>Xenotilapia longispinis</i>			
	<i>Xenotilapia ochrogenys</i>			
<i>Xenotilapia sima</i>				

Family	Mahale (160)	Rusizi (102)	Nsumbu (99)	Gombe (67)
<b>Citharinidae</b>			<b><i>Citharinus gibbosus</i></b>	
<b>Clariidae</b>	<i>Clarias gariepinus</i>	<i>Clarias gariepinus</i>		<i>Tanganikallabes mortiauxi</i>
	<i>Tanganikallabes mortiauxi</i>			
<b>Clupeidae</b>	<i>Dinotopterus cunningtoni</i>	<i>Dinotopterus cunningtoni</i>		
	<i>Limnothrissa miodon</i>	<i>Limnothrissa miodon</i>	<i>Limnothrissa miodon</i>	<i>Limnothrissa miodon</i>
	<i>Stolothrissa tanganicae</i>	<i>Stolothrissa tanganicae</i>		
<b>Cyprinidae</b>	<i>Acapoeta tanganicae</i>	<i>Acapoeta tanganicae</i>	<i>Labeo cylindricus</i>	<i>Varicorhinus leleupanus</i>
	<b><i>Barbus taenioleura</i></b>	<b><i>Barbus altianalis altianalis</i></b>		
	<i>Barbus tropidolepis</i>	<b><i>Barbus lineomaculatus</i></b>		
	<b><i>Labeo dhonti</i></b>	<b><i>Barbus serrifer</i></b>		
	<i>Raiamas moorii</i>	<b><i>Barbus somerini</i></b>		
	<i>Varicorhinus leleupanus</i>	<i>Barbus tropidolepis</i>		
		<b><i>Chelaethiops minutus</i></b>		
		<i>Labeo cylindricus</i>		
		<i>Raiamas moorii</i>		
	<b><i>Raiamas salmolucius</i></b>			
<b>Cyprinodontidae</b>	<i>Aplocheilichthys pumilus</i>	<i>Aplocheilichthys pumilus</i>	<i>Lamprichthys tanganicanus</i>	<i>Lamprichthys tanganicanus</i>
	<i>Lamprichthys tanganicanus</i>	<i>Lamprichthys tanganicanus</i>		
<b>Malapteruridae</b>	<i>Malapterurus electricus</i>	<i>Malapterurus electricus</i>	<i>Malapterurus electricus</i>	
<b>Mastacembelidae</b>	<i>Aethiomastacembelus ellipsifer</i>	<i>Aethiomastacembelus cunningtoni</i>	<i>Aethiomastacembelus ellipsifer</i>	<i>Aethiomastacembelus cunningtoni</i>
	<i>Aethiomastacembelus platysoma</i>	<b><i>Caecomastacembelus frenatus</i></b>	<b><i>Caecomastacembelus micropectus</i></b>	<b><i>Caecomastacembelus flavidus</i></b>
	<b><i>Afromastacembelus albomaculatus</i></b>	<i>Caecomastacembelus ophidium</i>	<i>Caecomastacembelus moorii</i>	<i>Caecomastacembelus moorii</i>
	<i>Caecomastacembelus moorii</i>			
	<i>Caecomastacembelus ophidium</i>			

Family	Mahale (160)	Rusizi (102)	Nsumbu (99)	Gombe (67)
Mochokidae	<b><i>Synodontis dhonti</i></b>	<i>Synodontis multipunctatus</i>	<i>Synodontis lacustricolus</i>	<i>Synodontis multipunctatus</i>
	<b><i>Synodontis granulosis</i></b>		<i>Synodontis multipunctatus</i>	<i>Synodontis petricola</i>
	<i>Synodontis lacustricolus</i>		<i>Synodontis petricola</i>	
	<i>Synodontis multipunctatus</i>		<b><i>Synodontis serratus</i></b>	
	<b><i>Synodontis nigromaculatus</i></b>			
	<i>Synodontis petricola</i>			
	<b><i>Synodontis polli</i></b>			
Mormyridae	<i>Hippopotamyrus discorhynchus</i>	<i>Hippopotamyrus discorhynchus</i>	<b><i>Marcusenius stanleyanus</i></b>	
Polypteridae	<b><i>Polypterus endlicheri</i></b>	<b><i>Protopterus aethiopicus</i></b>		