

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

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.

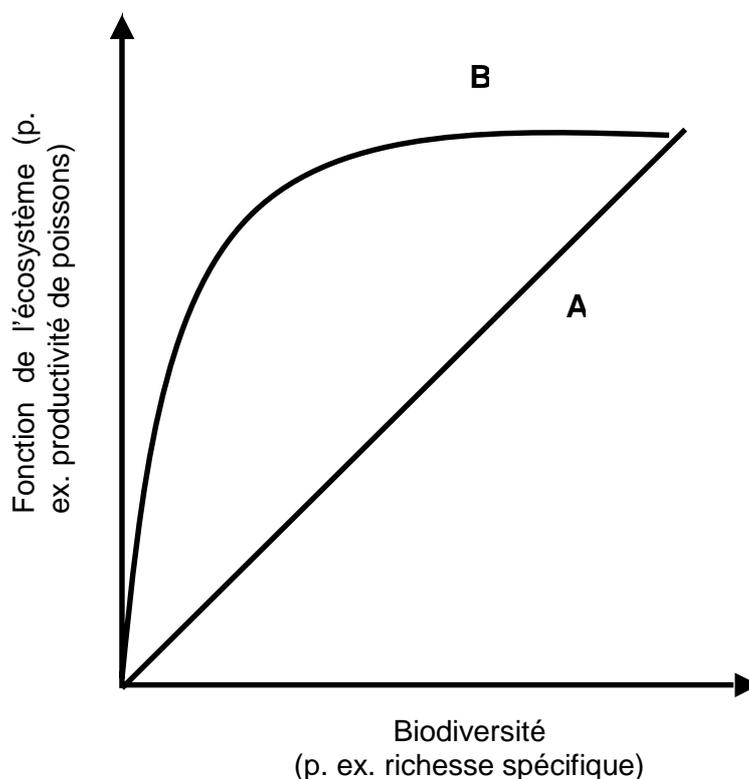


Figure 6.1 Modèles conceptuels des liens entre la biodiversité et les fonctions de l'écosystème proposés dans la littérature (d'après Schwartz et al, 2000)

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).

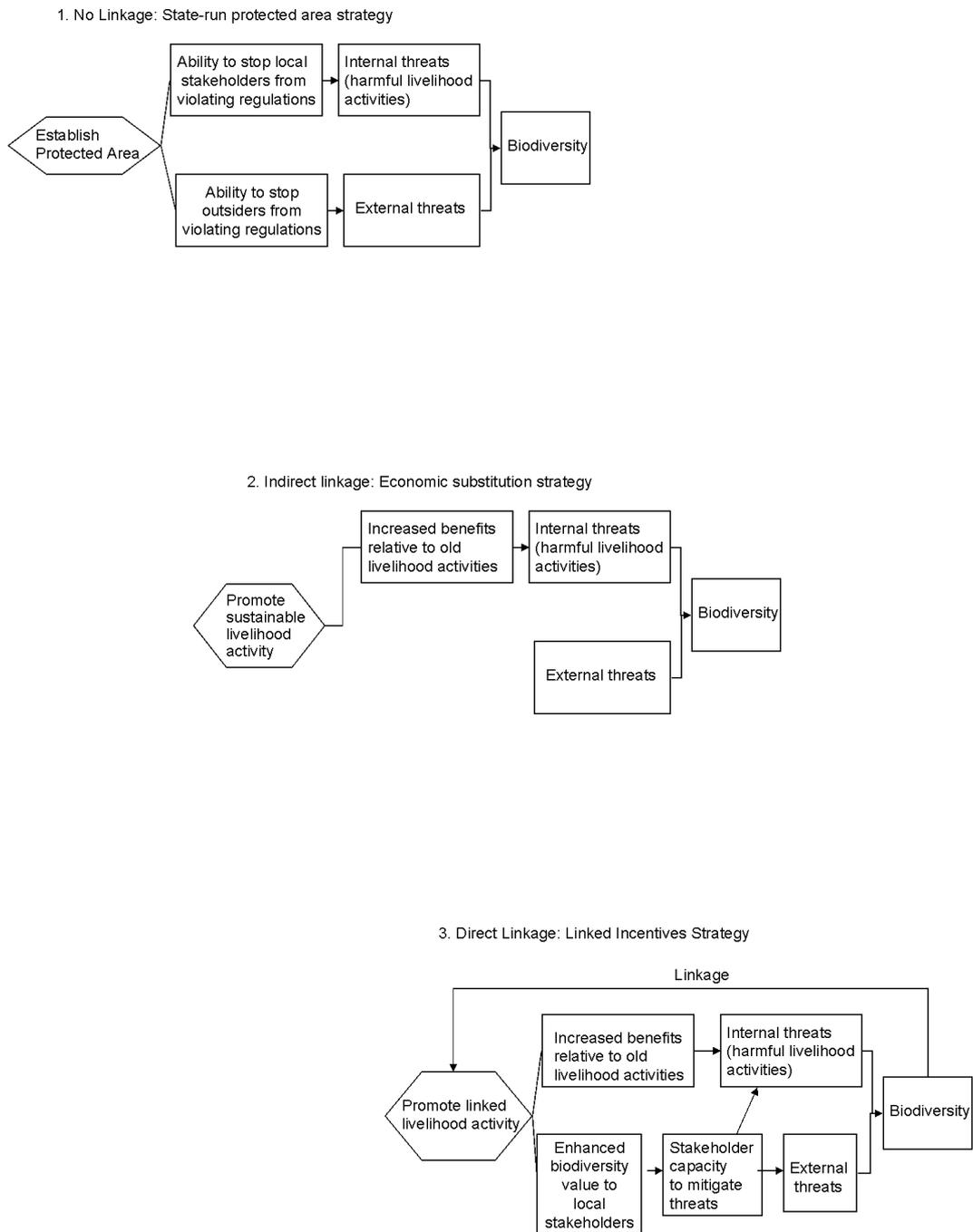


Figure 6.2 Trois modèles de stratégies de conservation. Les hexagones indiquent les stratégies possibles d'intervention, alors que les rectangles indiquent les conditions au site d'intervention (de Salafsky et Wollenberg, 2000)

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 conservation¹⁶ 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

¹⁶ 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 alternatives associés avec les activités de conservation sont aussi vraisemblablement limités.

Et ainsi:

- Des programmes intégrés de conservation et de développement auto-soutenu 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 an¹⁷. Les habitats clés pour ces espèces sont les bandes de végétaux immergés constituées de *Ceratophyllum*, *Vallisneria* et de

¹⁷ 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^{ème} 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). Le GEF/FEM (dans ses programmes sur les eaux internationales et la diversité) appuie le Projet de Grand Ecosystème Marin dans le Golf de Guinée¹⁸.

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, particulièrement dans les documents de travail de SBSTTA¹⁹) 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

¹⁸ Voir: www.africaonline.co.ci/AfricaOnline/societes/goglme/goglme.html

¹⁹ 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 (GZC²⁰), 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

²⁰ 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 communes²¹, 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

²¹ 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 stratifiés 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 21st 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^e 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. BIOS 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 10th 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. 2nd 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 macrognotus</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>Neolamprologus 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 ²	S _{max}	n (90%)	a	s.e. (a)	b	s.e. (b)	r ²	S _{max}	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 ²	S _{max}	n (90%)	a	s.e. (a)	b	s.e. (b)	r ²	S _{max}	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 ²	S _{max}	n (90%)	a	s.e. (a)	b	s.e. (b)	r ²	S _{max}	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 ²	S _{max}	n (90%)	a	s.e. (a)	b	s.e. (b)	r ²	S _{max}	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		Ctenopoma muriei		
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>	Lophiobagrus aquilus	<i>Phyllonemus typus</i>	Phyllonemus brichardi
	<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>	
	Bryconaethiops boulengeri	Brycinus rhodopleura	<i>Hydrocynus vittatus</i>	
	<i>Hydrocynus vittatus</i>	<i>Hydrocynus vittatus</i>		
	Micralestes stormsi			

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>	<i>Astatoreochromis straeleni</i>	<i>Altolamprologus compressiceps</i>	<i>Asprotilapia leptura</i>
	<i>Asprotilapia leptura</i>	<i>Astatoreochromis vanderhorsti</i>	<i>Asprotilapia leptura</i>	<i>Astatotilapia burtoni</i>
	<i>Astatotilapia burtoni</i>	<i>Astatotilapia burtoni</i>	<i>Astatotilapia burtoni</i>	<i>Aulonocranus dewindti</i>
	<i>Astatotilapia stappersii</i>	<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>
	<i>Baileychromis centropomoides</i>	<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>
	<i>Cunningtonia longiventralis</i>	<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>
	<i>Greenwoodochromis bellcrossi</i>	<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>
	<i>Haplochromis paludinosus</i>	<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>Lepidiolamprologus attenuatus</i>
	<i>Lamprologus kungweensis</i>	<i>Lepidiolamprologus attenuatus</i>	<i>Lamprologus signatus</i>	<i>Lepidiolamprologus cunningtoni</i>
	<i>Lamprologus labiatus</i>	<i>Lepidiolamprologus cunningtoni</i>	<i>Lepidiolamprologus attenuatus</i>	<i>Lepidiolamprologus elongatus</i>
	<i>Lamprologus lemairii</i>	<i>Lepidiolamprologus elongatus</i>	<i>Lepidiolamprologus cunningtoni</i>	<i>Lepidiolamprologus profundicola</i>
	<i>Lamprologus ocellatus</i>	<i>Lepidiolamprologus profundicola</i>	<i>Lepidiolamprologus elongatus</i>	<i>Lestradea perspicax</i>
	<i>Lamprologus ornatipinnis</i>	<i>Lestradea perspicax</i>	<i>Lepidiolamprologus profundicola</i>	<i>Lestradea stappersii</i>
	<i>Lamprologus signatus</i>	<i>Limnochromis auritus</i>	<i>Lestradea perspicax</i>	<i>Limnochromis abeelei</i>
	<i>Lepidiolamprologus attenuatus</i>	<i>Limnotilapia dardennii</i>	<i>Limnochromis auritus</i>	<i>Limnochromis auritus</i>
	<i>Lepidiolamprologus cunningtoni</i>	<i>Lobochilotes labiatus</i>	<i>Limnochromis staneri</i>	<i>Limnochromis staneri</i>
	<i>Lepidiolamprologus elongatus</i>	<i>Microdontochromis tenuidentatus</i>	<i>Limnotilapia dardennii</i>	<i>Limnotilapia dardennii</i>
	<i>Lepidiolamprologus kendalli</i>	<i>Neolamprologus boulengeri</i>	<i>Lobochilotes labiatus</i>	<i>Lobochilotes labiatus</i>
	<i>Lepidiolamprologus nkambae</i>	<i>Neolamprologus brevis</i>	<i>Microdontochromis tenuidentatus</i>	<i>Neolamprologus brevis</i>
	<i>Lepidiolamprologus 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>	<i>Neolamprologus falcicula</i>	<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>	<i>Neolamprologus longicaudatus</i>
	<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>	<i>Neolamprologus leloupi</i>	<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>	<i>Oreochromis leucostictus</i>	<i>Neolamprologus schreyeni</i>	<i>Ophthalmotilapia ventralis</i>
	<i>Neolamprologus multifasciatus</i>	<i>Oreochromis niloticus</i>	<i>Neolamprologus sexfasciatus</i>	<i>Oreochromis niloticus</i>
	<i>Neolamprologus mustax</i>	<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 tanganycae</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 tanganycae</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>	<i>Spathodus erythron</i>	<i>Trematocara variabile</i>
	<i>Reganochromis calliurus</i>	<i>Trematocara nigrifrons</i>	<i>Tanganicodus irsacae</i>	<i>Trematochromis schreyeni</i>
	<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>	<i>Tropheus annectens</i>
	<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>
	<i>Telotrematocara macrostoma</i>	<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>	<i>Xenotilapia nasutus</i>	<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>			
	<i>Xenotilapia lestradii</i>			
	<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>
	<i>Clarias ngamensis</i>	<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>	<i>Barbus altianalis altianalis</i>	<i>Barbus lineomaculatus</i>	<i>Barbus tropidolepis</i>
	<i>Raiamas moorii</i>	<i>Barbus caudovittatus</i>	<i>Barbus taeniopleura</i>	<i>Barbus urostigma</i>
		<i>Barbus lineomaculatus</i>	<i>Barbus tropidolepis</i>	<i>Chelaethiops minutus</i>
		<i>Barbus serrifer</i>	<i>Labeo dhonti</i>	<i>Raiamas moorii</i>
		<i>Barbus somerini</i>	<i>Raiamas moorii</i>	
		<i>Barbus tropidolepis</i>	<i>Varicorhinus leleupanus</i>	
		<i>Chelaethiops minutus</i>		
		<i>Labeo cylindricus</i>		
		<i>Raiamas moorii</i>		
	<i>Raiamas salmolucius</i>			

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 tanganicus</i>	<i>Lamprichthys tanganicus</i>	<i>Lamprichthys tanganicus</i>	<i>Lamprichthys tanganicus</i>
Distichodontidae		<i>Distochodus sexfasciatus</i>		
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>	<i>Afromastacembelus plagiosomus</i>	<i>Afromastacembelus albomaculatus</i>	<i>Afromastacembelus albomaculatus</i>
	<i>Caecomastacembelus moorii</i>	<i>Caecomastacembelus flavidus</i>	<i>Caecomastacembelus flavidus</i>	<i>Afromastacembelus tanganicus</i>
		<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>
			<i>Caecomastacembelus zebratus</i>	
Mochokidae	<i>Synodontis dhonti</i>	<i>Synodontis benthicola</i>	<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>	
	<i>Synodontis polystigma</i>			
	<i>Synodontis serratus</i>			
<i>Synodontis unicolor</i>				
Mormyridae	<i>Hippopotamyrus discorhynchus</i>	<i>Hippopotamyrus discorhynchus</i>	<i>Hippopotamyrus discorhynchus</i>	<i>Hippopotamyrus discorhynchus</i>
	<i>Marcusenius stanleyanus</i>			
	<i>Mormyrops deliciosus</i>			

Family	Zambie (205)	Burundi (192)	Tanzanie (192)	DR Congo (175)
Polypteridae	<i>Polypterus endlicheri</i>		<i>Polypterus endlicheri</i>	
	<i>Polypterus endlicheri congicus</i>		<i>Polypterus ornatipinnis</i>	
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)
Anabantidae		<i>Ctenopoma muriei</i>		
Bagridae	<i>Auchenoglanis occidentalis</i>	<i>Auchenoglanis occidentalis</i>	<i>Auchenoglanis occidentalis</i>	<i>Chrysichthys graueri</i>
	<i>Chrysichthys brachynema</i>	<i>Bagrus docmak</i>	<i>Chrysichthys brachynema</i>	<i>Chrysichthys platycephalus</i>
	<i>Chrysichthys graueri</i>	<i>Chrysichthys brachynema</i>	<i>Chrysichthys sianenna</i>	
	<i>Chrysichthys platycephalus</i>	<i>Chrysichthys grandis</i>	<i>Lophiobagrus cyclurus</i>	
	<i>Chrysichthys sianenna</i>	<i>Chrysichthys graueri</i>	<i>Phyllonemus typus</i>	
	<i>Lophiobagrus cyclurus</i>	<i>Chrysichthys platycephalus</i>		
	<i>Phyllonemus filinemus</i>	<i>Chrysichthys sianenna</i>		
	<i>Phyllonemus typus</i>	<i>Chrysichthys stappersii</i>		
Centropomidae	<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>		
Characidae	<i>Alestes macrophthalmus</i>	<i>Alestes imberi</i>	<i>Hydrocynus vittatus</i>	
	<i>Alestes rhodopleura</i>	<i>Alestes macrophthalmus</i>		
		<i>Alestes rhodopleura</i>		
		<i>Brycinus rhodopleura</i>		
		<i>Hydrocynus vittatus</i>		
	<i>Micralestes stormsi</i>			
Cichlidae	<i>Altolamprologus calvus</i>	<i>Altolamprologus compressiceps</i>	<i>Altolamprologus calvus</i>	<i>Altolamprologus compressiceps</i>
	<i>Altolamprologus compressiceps</i>	<i>Astatoreochromis vanderhorsti</i>	<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>
	<i>Bathybates horni</i>	<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>
	<i>Bathybates vittatus</i>	<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>	<i>Gnathochromis permaxillaris</i>	<i>Haplotaxodon microlepis</i>	<i>Lamprologus callipterus</i>
	<i>Ctenochromis horei</i>	<i>Gnathochromis pfefferi</i>	<i>Julidochromis dickfeldi</i>	<i>Lamprologus kungweensis</i>
	<i>Cyathopharynx furcifer</i>	<i>Grammatotria lemairii</i>	<i>Julidochromis marlieri</i>	<i>Lamprologus lemairii</i>
	<i>Cyphotilapia frontosa</i>	<i>Hemibates stenosoma</i>	<i>Lamprologus callipterus</i>	<i>Lamprologus ornatipinnis</i>
	<i>Cyprichromis leptosoma</i>	<i>Lamprologus callipterus</i>	<i>Lamprologus labiatus</i>	<i>Lepidiolamprologus attenuatus</i>
	<i>Cyprichromis microlepidotus</i>	<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>	<i>Lepidiolamprologus kendalli</i>	<i>Microdontochromis tenuidentatus</i>
	<i>Haplotaxodon microlepis</i>	<i>Limnotilapia dardennii</i>	<i>Lepidiolamprologus nkambae</i>	<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>
	<i>Julidochromis ornatus</i>	<i>Ophthalmotilapia ventralis</i>	<i>Lestradea stappersii</i>	<i>Neolamprologus modestus</i>
	<i>Julidochromis regani</i>	<i>Oreochromis leucostictus</i>	<i>Limnochromis abeelei</i>	<i>Neolamprologus mondabu</i>
	<i>Julidochromis transcriptus</i>	<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>
Cichlidae	<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>
	<i>Lamprologus signatus</i>	<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>	<i>Tangachromis dhanisi</i>	<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>	<i>Neolamprologus mustax</i>	<i>Simochromis diagramma</i>
	<i>Limnotilapia dardennii</i>	<i>Trematocara nigrifons</i>	<i>Neolamprologus petricola</i>	<i>Simochromis marginatus</i>
	<i>Lobochilotes labiatus</i>	<i>Trematocara stigmaticum</i>	<i>Neolamprologus pulcher</i>	<i>Telmatochromis bifrenatus</i>
	<i>Microdontochromis tenuidentatus</i>	<i>Trematocara unimaculatum</i>	<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>	<i>Triglachromis otostigma</i>	<i>Neolamprologus tetracanthus</i>	<i>Tropheus duboisi</i>
	<i>Neolamprologus buescheri</i>	<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>
	<i>Neolamprologus christyi</i>	<i>Xenochromis hecqui</i>	<i>Perissodus eccentricus</i>	<i>Xenotilapia flavipinnis</i>
	<i>Neolamprologus fasciatus</i>	<i>Xenotilapia caudafasciata</i>	<i>Perissodus microlepis</i>	<i>Xenotilapia sima</i>
	<i>Neolamprologus furcifer</i>	<i>Xenotilapia longispinis</i>	<i>Perissodus straeleni</i>	
	<i>Neolamprologus gracilis</i>	<i>Xenotilapia nigrolabiata</i>	<i>Petrochromis famula</i>	
	<i>Neolamprologus hecqui</i>	<i>Xenotilapia ochrogenys</i>	<i>Petrochromis fasciolatus</i>	
	<i>Neolamprologus leleupi</i>	<i>Xenotilapia ornatipinnis</i>	<i>Petrochromis macrognathus</i>	
	<i>Neolamprologus longior</i>	<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>	
	<i>Neolamprologus multifasciatus</i>		<i>Simochromis pleurospilus</i>	
	<i>Neolamprologus niger</i>		<i>Telmatochromis dhonti</i>	
	<i>Neolamprologus pleuromaculatus</i>		<i>Telmatochromis temporalis</i>	
Cichlidae	<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>		<i>Tropheus kasabae</i>	
	<i>Neolamprologus tredocephalus</i>		<i>Tropheus moorii</i>	
	<i>Neolamprologus wauthioni</i>		<i>Tylochromis polylepis</i>	
	<i>Ophthalmotilapia heterodonta</i>		<i>Xenochromis hecqui</i>	
	<i>Ophthalmotilapia nasutus</i>		<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 tanganycae</i>			
	<i>Paracyprichromis nigripinnis</i>			
	<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>			
<i>Plecodus multidentatus</i>				
<i>Plecodus paradoxus</i>				

Family	Mahale (160)	Rusizi (102)	Nsumbu (99)	Gombe (67)
	<i>Plecodus straeleni</i>			
	<i>Pseudosimochromis curvifrons</i>			
	<i>Reganochromis calliurus</i>			
	<i>Simochromis babaulti</i>			
	<i>Simochromis diagramma</i>			
	<i>Simochromis marginatus</i>			
Cichlidae	<i>Spathodus erythron</i>			
	<i>Tanganicodus irsacae</i>			
	<i>Telmatochromis bifrenatus</i>			
	<i>Telmatochromis brichardi</i>			
	<i>Telmatochromis burgeoni</i>			
	<i>Telmatochromis dhonti</i>			
	<i>Telmatochromis temporalis</i>			
	<i>Telmatochromis vittatus</i>			
	<i>Trematocara marginatum</i>			
	<i>Trematocara variabile</i>			
	<i>Tropheus brichardi</i>			
	<i>Tropheus duboisi</i>			
	<i>Tropheus moorii</i>			
	<i>Tropheus polli</i>			
	<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)
Citharinidae			<i>Citharinus gibbosus</i>	
Clariidae	<i>Clarias gariepinus</i>	<i>Clarias gariepinus</i>		<i>Tanganikallabes mortiauxi</i>
	<i>Tanganikallabes mortiauxi</i>			
Clupeidae	<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>		
Cyprinidae	<i>Acapoeta tanganicae</i>	<i>Acapoeta tanganicae</i>	<i>Labeo cylindricus</i>	<i>Varicorhinus leleupanus</i>
	<i>Barbus taeniopleura</i>	<i>Barbus altianalis altianalis</i>		
	<i>Barbus tropidolepis</i>	<i>Barbus lineomaculatus</i>		
	<i>Labeo dhonti</i>	<i>Barbus serrifer</i>		
	<i>Raiamas moorii</i>	<i>Barbus somerini</i>		
	<i>Varicorhinus leleupanus</i>	<i>Barbus tropidolepis</i>		
		<i>Chelaethiops minutus</i>		
		<i>Labeo cylindricus</i>		
		<i>Raiamas moorii</i>		
	<i>Raiamas salmolucius</i>			
Cyprinodontidae	<i>Aplocheilichthys pumilus</i>	<i>Aplocheilichthys pumilus</i>	<i>Lamprichthys tanganicanus</i>	<i>Lamprichthys tanganicanus</i>
	<i>Lamprichthys tanganicanus</i>	<i>Lamprichthys tanganicanus</i>		
Malapteruridae	<i>Malapterurus electricus</i>	<i>Malapterurus electricus</i>	<i>Malapterurus electricus</i>	
Mastacembelidae	<i>Aethiomastacembelus ellipsifer</i>	<i>Aethiomastacembelus cunningtoni</i>	<i>Aethiomastacembelus ellipsifer</i>	<i>Aethiomastacembelus cunningtoni</i>
	<i>Aethiomastacembelus platysoma</i>	<i>Caecomastacembelus frenatus</i>	<i>Caecomastacembelus micropectus</i>	<i>Caecomastacembelus flavidus</i>
	<i>Afromastacembelus albomaculatus</i>	<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	<i>Synodontis dhonti</i>	<i>Synodontis multipunctatus</i>	<i>Synodontis lacustricolus</i>	<i>Synodontis multipunctatus</i>
	<i>Synodontis granulosis</i>		<i>Synodontis multipunctatus</i>	<i>Synodontis petricola</i>
	<i>Synodontis lacustricolus</i>		<i>Synodontis petricola</i>	
	<i>Synodontis multipunctatus</i>		<i>Synodontis serratus</i>	
	<i>Synodontis nigromaculatus</i>			
	<i>Synodontis petricola</i>			
	<i>Synodontis polli</i>			
Mormyridae	<i>Hippopotamyrus discorhynchus</i>	<i>Hippopotamyrus discorhynchus</i>	<i>Marcusenius stanleyanus</i>	
Polypteridae	<i>Polypterus endlicheri</i>	<i>Protopterus aethiopicus</i>		