

IDENTIFICATION ET VALIDATION DES ZONES CLÉS POUR LA BIODIVERSITÉ DES EAUX DOUCES D'AFRIQUE OCCIDENTALE

Édité par Thomas Starnes et William R.T. Darwall



AFRIQUE OCCIDENTALE



Liste rouge de l'UICN des espèces menacées™ – Évaluation régionale

IDENTIFICATION ET VALIDATION DES ZONES CLÉS POUR LA BIODIVERSITÉ DES EAUX DOUCES D'AFRIQUE OCCIDENTALE

Édité par Thomas Starnes et William R.T. Darwall

La terminologie géographique employée dans cet ouvrage, de même que sa présentation, ne sont en aucune manière l'expression d'une opinion quelconque de la part de l'UICN ou des autres organisations concernées sur le statut juridique ou l'autorité de quelque pays, territoire ou région que ce soit, ou sur la délimitation de ses frontières.

Les opinions exprimées dans cette publication ne reflètent pas nécessairement celles de l'UICN ou des autres organisations concernées.

L'UICN remercie ses partenaires cadre pour leur précieux support et tout particulièrement : le Ministère des affaires étrangères du Danemark ; le Ministère des affaires étrangères de la Finlande ; le Gouvernement Français et l'Agence Française de Développement (AFD) ; le Ministère de l'environnement de la République de Corée ; l'Agence norvégienne de développement et de coopération (Norad) ; l'Agence suédoise de coopération internationale au développement (Asdi) ; la Direction du développement et de la coopération de la Suisse (DDC) et le Département d'Etat des Etats Unis d'Amérique.

L'UICN et les autres organisations concernées déclinent toute responsabilité en cas d'erreurs ou d'omissions intervenues lors de la traduction en français de ce document dont la version originale est en anglais. En cas de divergences, veuillez vous référer à l'édition originale : *Identification and validation of West African freshwater Key Biodiversity Areas* (2021). Publié par : UICN, Gland, Suisse. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2021.RA.1.en>

Le présent ouvrage a pu être publié grâce à un soutien financier du Fonds de partenariat pour les écosystèmes critiques.

Le Fonds de partenariat pour les écosystèmes critiques est une initiative conjointe de l'Agence Française de Développement, Conservation International, l'Union européenne, du Fonds pour l'Environnement Mondial, du gouvernement du Japon, et de la Banque Mondiale. Un objectif fondamental est de garantir que la société civile est engagée dans la conservation de la biodiversité.

Publié par : L'UICN, Gland, Suisse

Produit par : Programme mondial pour les espèces de l'UICN, Unité de la biodiversité en eau douce

Droits d'auteur : © 2021 UICN, Union internationale pour la conservation de la nature et de ses ressources
© 2021 UICN, Union internationale pour la conservation de la nature et de ses ressources, pour la traduction française

Logo de la Liste rouge : © 2008

La reproduction de cette publication à des fins non commerciales, notamment éducatives, est permise sans autorisation écrite préalable du (des) détenteur(s) des droits d'auteur à condition que la source soit dûment citée.

La reproduction de cette publication à des fins commerciales, notamment en vue de la vente, est interdite sans autorisation écrite préalable du (des) détenteur(s) des droits d'auteur.

Citation recommandée : Starnes, T. et Darwall, W.R.T. (éds.) (2021). *Identification et validation des Zones clés pour la biodiversité des eaux douces d'Afrique occidentale*. Gland, Suisse : UICN.

ISBN : 978-2-8317-2163-7 (PDF)

DOI : <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2021.RA.1.fr>

Photo couverture : Le "crabe des marais violet" *Afrithelphusa monodosa* habite des terriers creusés dans le sol humide de des zones humides de la savane. L'espèce, connue seulement de deux endroits dans le nord-ouest de la Guinée, a été réévaluée sur la Liste rouge de l'UICN des espèces menacées™ en danger (EN) dans le cadre de ce travail. Son habitat marécageux naturel est menacé par l'expansion agricole. © Piotr Naskrecki

Mise en page : NatureBureau www.naturebureau.co.uk

Traduit par : Manuba Conference and Events Logistics

Sommaire

Remerciements	vi
Résumé exécutif	ix
Chapitre 1 Introduction	1
1.1 Contexte	1
1.2 Situation au niveau mondial de la biodiversité d'eau douce	1
1.2.1 Diversité des espèces	2
1.2.2 Causes du déclin de la biodiversité	2
1.3 Analyse de la situation pour la Région d'Afrique occidentale	3
1.3.1 Le climat	4
1.3.2 Les grands réseaux fluviaux	4
1.3.3 Ecorégions d'eau douce	4
1.3.4 Les espèces d'eau douce	4
1.3.5 Les Zones clés pour la biodiversité (KBA) – sites importants pour les espèces d'eau douce	7
1.3.6 Les facteurs du déclin de la biodiversité	8
1.4 Objectifs de l'étude	12
Références	12
Chapitre 2 Méthodologie d'évaluation	16
2.1 Sélection de taxons prioritaires	16
2.1.1 Poissons	16
2.1.2 Mollusques	17
2.1.3 Odonates	17
2.1.4 Décapodes	18
2.1.5 Plantes	18
2.2 Nomenclature	18
2.3 Cartographie des espèces	19
2.3.1 Espèces à aire de répartition restreinte	20
2.4 Evaluation de l'état des menaces des espèces	20
2.4.1 Collecte des données et contrôle qualité	20
2.5 Indice Liste rouge	21
Références	21
Chapitre 3 Etat de conservation et répartition des poissons d'eau douce en Afrique occidentale	24
3.1 Aperçu des poissons d'Afrique occidentale en relation avec les écorégions d'eau douce	24
3.1.1 Systèmes xériques	25
3.1.2 Rivières de forêt sèche de savane	25
3.1.3 Systèmes de haut plateau et de montagne	25
3.1.4 Rivières des forêts humides	25
3.1.5 Plaines inondables, marécages et lacs	26
3.1.6 Grands deltas fluviaux	26
3.2 Etat de conservation	26
3.3 Modèles de répartition de la diversité en espèces	27
3.4 Principales menaces pesant sur les poissons d'eau douce	29
3.4.1 Pollution	29
3.4.2 Utilisation des ressources biologiques	30
3.4.3 Production d'énergie et exploitation minière	31
3.4.4 Modifications du système naturel	32
3.4.5 Agriculture et aquaculture, développement résidentiel et commercial	33
3.4.6 Espèces exotiques envahissantes	34

3.5	Recommandations de conservation et actions de recherche.....	35
3.5.1	Recommandations de conservation.....	35
	Références.....	37
Chapitre 4 Statut et répartition des mollusques d'eau douce en Afrique occidentale		40
4.1	Aperçu des mollusques d'Afrique occidentale.....	40
4.1.1	La malacofaune sahélienne d'eau douce	40
4.1.2	La malacofaune d'eau douce de la forêt guinéenne.....	41
4.1.3	La malacofaune des eaux saumâtres de l'Atlantique.	41
4.2	Histoire de la recherche scientifique sur les mollusques d'eau douce en Afrique occidentale.....	41
4.3	Etat de conservation.....	42
4.3.1	Gastropoda.....	43
4.3.2	Bivalvia.....	45
4.4	Modèles de répartition de la diversité des espèces	46
4.5	Principales menaces pesant sur les mollusques d'eau douce.....	46
4.5.1	Pollution.....	46
4.5.2	Modifications du système naturel.....	49
4.5.3	Changement climatique et phénomènes météorologiques extrêmes	50
4.5.4	Agriculture et aquaculture, développement résidentiel et commercial.....	50
4.5.5	Utilisation des ressources biologiques.....	51
4.5.6	Production d'énergie et manière.....	51
4.6	Recommandations en matière de conservation.....	51
4.6.1	Protection du site/de la zone	51
4.6.2	Protection des ressources et des habitats	52
4.7	Les espèces sous les projecteurs - Analyse du mystérieux déclin de <i>Pleiodon ovatus</i>	53
	Références.....	55
Chapitre 5 Etat de conservation et répartition des odonates d'eau douce		57
5.1	Introduction	57
5.2	Etat de conservation.....	58
5.2.1	Espèces en danger critique d'extinction.....	59
5.2.2	Espèces menacées	60
5.2.3	Espèces vulnérables.....	60
5.3	Modèles de répartition de la diversité des espèces	62
5.3.1	Diversité globale des espèces	62
5.3.2	Diversité des espèces menacées de disparition	62
5.3.3	Diversité en espèces endémiques sur le plan régional.....	62
5.4	Principales menaces pesant sur les odonates d'eau douce	62
5.4.1	Agriculture et aquaculture	62
5.4.2	Utilisation des ressources biologiques.....	62
5.4.3	Pollution	62
5.4.4	Autres menaces	64
5.5	Recherches et actions de conservation recommandées.....	64
5.5.1	Recherches recommandées.....	64
5.5.2	Actions de conservation recommandées.....	64
	Références.....	65
Chapitre 6 Etat et répartition des décapodes d'eau douce		67
6.1	Aperçu des décapodes d'eau douce d'Afrique occidentale en rapport avec les écorégions d'eau douce	68
6.1.1	Espèces endémiques répartis en Afrique occidentale.....	68
6.1.2	Systèmes xériques.....	68
6.1.3	Fleuves de forêt sèche de savanne	68
6.1.4	Systèmes de hautes terres et montagneux.....	68
6.1.5	Fleuves des forêts humides.....	69
6.1.6	Plaines inondables, marécages et lacs	69
6.1.7	Deltas des grands fleuves	69

6.2	Etat de conservation	70
6.2.1	Espèces évaluées en danger critique d'extinction	70
6.2.2	Espèces évaluées comme menacées	71
6.2.3	Espèces évaluées Vulnérable	72
6.2.4	Espèces évaluées Préoccupation mineure	74
6.2.5	Espèces évaluées Données insuffisantes	74
6.3	Schémas de la diversité des espèces	75
6.3.1	Tous les décapodes d'eau douce	75
6.3.2	Espèces menacées	75
6.3.3	Espèces à aire de répartition restreinte	78
6.3.4	Espèces à Données insuffisantes	78
6.3.5	Espèces endémiques régionales	78
6.4	Principales menaces pesant sur les décapodes d'eau douce	78
6.4.1	Agriculture et aquaculture	78
6.4.2	Utilisation des ressources biologiques	78
6.4.3	Pollution	78
6.4.4	Développement résidentiel et commercial	79
6.4.5	Autres menaces	79
6.5	Actions de recherche et de conservation recommandées	79
6.5.1	Recherche recommandée	79
6.5.2	Actions de conservation recommandées	79
	Références	80

Chapitre 7 L'état et la répartition des plantes aquatiques en Afrique occidentale 82

7.1	Aperçu de la flore aquatique d'Afrique occidentale	82
7.2	Etat de conservation	83
7.2.1	Espèces en danger critique d'extinction	84
7.2.2	Espèces menacées	86
7.2.3	Espèces vulnérables	87
7.2.4	Espèces éteintes	87
7.3	Diversité globale des espèces	88
7.3.1	Diversité globale des espèces	88
7.3.2	Diversité des espèces menacées	88
7.3.3	Diversité des espèces endémiques régionales	91
7.3.4	Diversité des espèces à données insuffisantes	91
7.4	Menaces pesant sur les espèces	91
7.5	Actions de conservation et de recherche recommandées	92
	Références	93

Chapitre 8 Synthèse 94

8.1	Introduction	94
8.2	Evaluations de la Liste rouge	94
8.3	Comparaison avec la référence 2009	96
8.4	Indice Liste rouge	96
8.4.1	Poissons	96
8.4.2	Mollusques	98
8.4.3	Odonates	98
8.4.4	Décapodes	99
8.4.5	Plantes	99
8.4.6	Discussion	99
8.5	Schémas de la diversité des espèces	100
8.5.1	Diversité globale des espèces	100
8.5.2	Diversité des espèces menacées	100
8.5.3	Diversité des espèces endémiques	100
8.5.4	Diversité des espèces répertoriées DD	100
8.6	Principales menaces	103

8.6.1 Pollution.....	103
8.6.2 Utilisation des ressources biologiques.....	104
8.6.3 Agriculture et aquaculture.....	104
8.6.4 Modifications des systèmes naturels	104
8.6.5 Changement climatique et phénomènes météorologiques violents.....	105
8.6.6 Production d'énergie et exploitation minière	105
8.6.7 Développement résidentiel et commercial	106
8.6.8 Espèces allogènes envahissantes.....	106
8.7 Actions de recherche et de conservation recommandées.....	106
Références.....	107
Chapitre 9 Zones clés pour la biodiversité	109
9.1 Contexte	109
9.2 Méthodologie.....	110
9.2.1 Critères et seuils KBA.....	110
9.2.2 Validation des KBA d'eau douce.....	111
9.3 Renforcement des capacités.....	114
9.4 KBA d'eau douce du CEPF	115
9.4.1 Bassin du fleuve Gbangbaia (fw1)	115
9.4.2 Lac Barombi Mbo et bassins versants environnants (fw2)	116
9.4.3 Lac de Bermin et bassins versants environnants (fw3).....	117
9.4.4 Partie inférieure du fleuve Bandama (fw4)	118
9.4.5 Cours inférieur de la rivière St Paul (fw5).....	119
9.4.6 Bassin versant de la basse Volta orientale (fw6)	119
9.4.7 Bassin intermédiaire de la rivière St. Paul (fw7).....	120
9.4.8 Marais de Rhombe et embouchure des rivières Little et Great Scarcies (fw8)	120
9.4.9 São Tomé (fw9).....	120
9.4.10 Sud-est du Delta du Niger – près de Calabar (fw10).....	121
9.4.11 Cours supérieur de la rivière St. Paul (fw11).....	121
9.4.12 Ruisseau Weeni – Comté de Grand Bassa (fw12)	121
9.4.13 Delta du Niger occidental (fw13).....	122
9.5 Autres KBA d'eau douce potentielles	122
9.6 Recommandations et prochaines étapes	123
Références.....	124
Annexe i – Espèces potentielles de déclenchement de la KBA en eau douce.....	126
Annex ii – Participants à l'atelier KBA.....	129
Chapitre 10 Réseau de sites critiques pour la biodiversité d'eau douce en Afrique occidentale	132
10.1 Introduction	132
10.1.1 Planification systématique de la conservation	132
10.2 Méthodes.....	133
10.2.1 Marxan	133
10.2.2 Eléments de conservation	134
10.2.3 Unités de planification.....	134
10.2.4 Eléments de conservation comparativement aux unités de planification	136
10.2.5 Configuration Marxan	136
10.3 Résultats.....	137
10.3.1 Irremplaçabilité.....	138
10.3.2 Lacunes du réseau actuel	140
10.4 Mises en garde.....	140
10.5 Conclusions.....	140
Références.....	141

Remerciements

Bailleur de fonds

Ce projet a été financé par le *Critical Ecosystem Partnership Fund* (CEPF) et nous tenons à remercier le CEPF pour avoir rendu ce travail possible. Nous remercions en particulier Mariana Carvalho, Emmanuelle Mahe et Paul Ngafack de l'équipe de mise en œuvre régionale du CEPF pour les Forêts Guinéennes de l'Afrique de l'Ouest, hébergée par BirdLife International.

Le Fonds de partenariat pour les écosystèmes critiques est une initiative conjointe de l'Agence Française de Développement, Conservation International, l'Union européenne, du Fonds pour l'Environnement Mondial, du gouvernement du Japon, et de la Banque Mondiale. Un objectif fondamental est de garantir que la société civile est engagée dans la conservation de la biodiversité.

Ce projet a bénéficié d'un financement au titre du programme-cadre de l'Union européenne pour la recherche et l'innovation "Horizon 2020" programme Actions Marie Skłodowska-Curie 2014-2020 dans le cadre de la convention de subvention n°766417. Cette communication ne reflète que les vues de l'auteur et l'Agence exécutive européenne pour la recherche n'est pas responsable de l'utilisation qui peut être faite des informations présentées.

Partenaires du projet

Ce travail a été entrepris par le Programme mondial pour les espèces de l'UICN, Unité de la biodiversité en eau douce, en collaboration avec le Bureau régional de l'UICN pour l'Afrique centrale et occidentale (PACO : Programme régional pour l'Afrique centrale et occidentale). Nous remercions en particulier Jean-Pierre Amayene, Kenneth Angu et Dominique Endamana.

Programme mondial pour les espèces de l'UICN

Un grand merci à tout le personnel de l'Unité Liste rouge, en particulier à Craig Hilton-Taylor, Caroline Pollock, Janet Scott pour leur aide dans la publication des évaluations de la Liste rouge, et à Ackbar Joolia et Kate Harding pour leur aide dans la production et la publication des cartes de distribution des espèces. Nous sommes reconnaissants à Catherine Sayer qui a coordonné les évaluations de la Liste rouge et a contribué aux méthodes d'analyse utilisées dans divers chapitres du rapport. Nous remercions également Elizabeth Bru et Isabelle Thomson qui ont contribué à l'analyse.

Évaluateurs et réviseurs de la Liste rouge

Nous tenons à remercier les experts des espèces,

y compris les membres de la Commission pour la sauvegarde des espèces (CSE) de l'UICN, qui ont partagés leurs connaissances en jouant le rôle d'assesseurs dans le processus d'évaluation de la Liste rouge. Les assesseurs directement impliqués dans ce projet sont : Hederick Dankwa, Ibrahima Diallo, Khady Diouf, Philippe Lalèyè, Babatunde Olaosebikan, et Ray Schmidt (poissons) ; Dirk Van Damme (mollusques) ; KD Dijkstra, Jens Kipping et Viola Klausnitzer (odonates) ; Neil Cumberlidge, Savel Daniels et Sammy De Grave (décapodes) et Lubomir Adamec, Henk Beentje, Adam Cross, Jean Paul Ghogue, Atila Mesterhazy et Fatimata Niang-Diop (plantes). Nous remercions tout particulièrement les experts cités ci-dessus qui ont également co-rédigés les chapitres de synthèse taxonomique de ce rapport. Merci également aux réviseurs de la Liste rouge qui ont examinés ces évaluations.

Organisateurs et participants de l'atelier sur les Zones clés pour la biodiversité (KBA)

Ce projet comportait un élément important de diffusion des connaissances sur les KBA d'eau douce et de renforcement des capacités en la matière, par le biais d'ateliers organisés dans six pays. Ces ateliers ont été organisés en collaboration avec Jean-Pierre Amayene, Kenneth Angu et Dominique Endamana (UICN PACO, Cameroun) ; Mathieu Wadja Egnankou (SOS-Forêts, Côte d'Ivoire) et Dr Kamelan Tanoh Marius (Université Felix Houphouët-Boigny-Abidjan, Côte d'Ivoire) ; Dr. Muhtari Aminu-Kano et Joseph Onoja (Nigerian Conservation Foundation, Nigeria) ; Sheku Kamara et Edward Sesay (Conservation Society of Sierra Leone, Sierra Leone) ; Thomas Gyimah, Eric Lartey et Martin Kusi Manu (Ghana Wildlife Society, Ghana) et Michael Garbo, Jerry Garteh et Michael Taire (Society for the Conservation of Nature of Liberia, Liberia).

Nous sommes reconnaissants aux participants de ces ateliers, dont les noms figurent ci-dessous. Il s'agit de Collins Mboufact, Sambou Patrick, Dr Gordon N. Ajonina, Dr Aristide Kamga, Chi Napoleon, Dr Ekindi Jean Hude Mundengo, Engolo Samuel, Same Diyouke, Kiam Daniel, Dr Asaah Ebenezer, Pr Tomedi Eyango Minette Épouse Tabi, Dr Tamgno Beranger, Dr Fonkwa Georges, Prof Fonge Beatrice Ambo, Dr Divine Doriane Yemdjie Mane, Dr Onana Fils, Dr Didier Nwaimo, Pierre Ndong Mvogo, Dr Nyamsi Tchatcho Nectaire Lié, Prof Efole Ewoukem Thomas (Cameroun) ; Prof Kouamelan Essetchi, Dr Kamelan Tanoh Marius, Dr Yao Silvain, Dr Kouamé Augustin, Dr Blahou Georges, Dr Komoe Koffi, Dr Etilé Raphaël N'Doua, Dr Aboua Rose, Dr Lozo Romoé, Prof Tohe Blayda, Prof Ouattara Allassane,

Prof Diomandé, Dr Adama Idrissa, Dr Adou Euphrasie, Dr Ahon Bidié Bernard, Dr Meledje Hermann (Côte d’Ivoire) ; Dr Muhtari Aminu - Kano, Dr Joseph Onoja, Prof. Shiiwua Manu, Prof. Augustine Ezealor, M. Andrew Dunn, Dr Goni Ibrahim, Dr Adams Chaskda, M. T.D John, Prof. Edem Eniang, Mr. Abubakar S. Ringim, Prof. Ibukun Ayodele, M. Abdulmalik Ozigis, Dr. Gloria Ujoh, Dr Kabir Mustapha Umar (Nigéria) ; Dr. Salieu K. Sankoh, Dr Sama Mondeh, Dr Abu Bakar Massaquoi, Andrea Haffner, Thomas Lebbie, Lynett John, M. Mohamed Mansaray, Alhaji M. Siaka, Dr Anold Okoni Williams, M. Komba Konoyema, M. Barba Turay (Sierra Leone) ; Dr Dickson Agyemang, Prof Patrick Ofori -Danson, Prof Francis K. Nunoo Ewusie, Dr Samuel Ayesu, Prof Wilson Agbo, Prof A. A. Oteng-Yeboah, Prof. Eric Quaye, Prof. John Blay, Dr. Yidana Adam, Prof. Erasmus Owusu, Justus Deikumah, Sheila Ashong, Prof. Alex Asase, Dr. Henderick R. Dankwa, Eunice Ofoli Anum, M. Eric A. Okoree, Eric Lartey, Thomas Gyimah, Martin Kusi Manu, Dr. Samuel Osinubi Temidayo, Paul Rodrigue Ngafack, Daryl Bosu, Saadia B Owusu Amofa, Dr Caleb Ofori, Gilbert Adum, Dr Yaw Osei Owusu, M. Issah Seidu, Okyeame Ampadu-Agyei, Opoku Agyemang, Andrea Dempsey (Ghana) et ; M. S. Ahmed Sherif, Ho. Wilson Tarpeh, Hon. C. Mike Doryen, Gregory Tarplah, Peter G. Mulbah, Dr. Annika Hillers, Dr. Mary Molokwu-Odozi, Prof William Desbordes, Richard sambolah, M. Gregory Taplah, Michael F. Garbo, Henry B. Smith, Laurent Delahousse, Kamil Kamaluddeen, Darlington S. Tuagben,(Liberia).

Formation en KBA

Les ateliers KBA ont été programmés pour utiliser les nouveaux matériels de formation KBA, qui ont été bien accueillis par les participants aux ateliers. Ces matériels ont été développés par Penny Langhammer et Andrew Snyder (Re:wild), Charlotte Boyd (UICN/Secrétariat KBA), Zoltan Waliczky (BirdLife International) et Andrew Plumptre (Secrétariat KBA).

Nous remercions le bureau de BirdLife International à Accra au Ghana pour son soutien dans la coordination et l’animation des ateliers KBA en collaboration avec les partenaires de BirdLife dans cinq pays. Nous tenons en particulier à remercier Joseph Afrifa, Agyemang Opoku et Samuel Temidayo Osinubi.

Nous sommes redevables au personnel du Missouri Botanical Garden pour son soutien dévoué à la formation et aux ateliers KBA en français en Côte d’Ivoire et au Cameroun. Il s’agissait de la première livraison de nouveaux matériels de formation KBA en français, au niveau mondial. Nous remercions en particulier Ehoarn Bidault, Gilles Dauby et Tariq Stevart.

Nous remercions également Andrew Plumptre (Secrétariat KBA) et Simeon Bezeng (UICN/BirdLife Afrique du Sud) pour leur soutien pendant la formation et les ateliers.

Publications et comité de rédaction de l’UICN

Nous remercions Sarina van der Ploeg, responsable des publications au sein de l’unité Science et Savoir de l’UICN, ainsi que les membres du comité des publications et du comité de rédaction de l’UICN pour leur examen et leur contribution à la publication de ce rapport.

Réviseurs

Enfin, nous remercions Nicolas Tubbs (WWF-Belgique) et Benjamin Barca (NatureMetrics) d’avoir révisé le manuscrit et d’avoir fourni des commentaires constructifs qui ont permis d’améliorer considérablement la qualité générale du rapport. Nous remercions également Elizabeth Williams pour la relecture du manuscrit.

Résumé exécutif

L'Afrique occidentale est riche en biodiversité d'eau douce et en endémicité régionale, soutenant l'ensemble des populations mondiales de nombreuses espèces d'eau douce menacées, notamment les poissons, les mollusques, les libellules, les crabes, les crevettes et les plantes aquatiques. Ce rapport s'appuie sur une évaluation de référence régionale réalisée en 2009 ainsi que sur une évaluation des Zones clés pour la biodiversité d'eau douce en 2015. L'état de conservation des espèces d'eau douce est en déclin, mais il est frappant de constater l'absence de données de surveillance suffisantes pour révéler les tendances de conservation des espèces d'eau douce, de nombreuses espèces n'ayant pas été observées depuis des décennies.

Ce rapport identifie les principales menaces qui pèsent sur des espèces et des sites spécifiques, et formule des recommandations pour la conservation de ces sites en tant que Zones clés pour la biodiversité. Il met également en évidence les sites spécifiques qui ont un besoin urgent d'études et identifie les actions essentielles de recherche. Nous espérons que les informations présentées ici seront utilisées par les gouvernements, les praticiens de la conservation et les chercheurs pour aider à protéger et à conserver la biodiversité d'eau douce unique de l'Afrique de occidentale par le biais d'un développement régional durable.

Messages clés

- **L'Afrique occidentale abrite une riche diversité d'espèces d'eau douce, dont beaucoup sont endémiques.** Nous proposons ici une réévaluation régionale, en nous appuyant sur l'évaluation précédente et en apportant de nouvelles données pour étayer l'analyse. Nous rendons compte de l'état de conservation mondial de quelques 1 502 espèces d'eau douce, dont 555 espèces de poissons d'eau douce, 100 espèces de mollusques d'eau douce, 307 espèces d'odonates (libellules et demoiselles), 54 espèces de décapodes d'eau douce (crabes et crevettes) et 486 espèces de plantes aquatiques, en nous appuyant sur les données de la Liste rouge des espèces menacées de l'UICN™.
- **Les espèces d'eau douce sont menacées d'extinction.** Nous constatons que 213 espèces, soit 14% de toutes les espèces d'eau douce indigènes, sont globalement menacées d'extinction. Le niveau de menace varie considérablement entre les groupes taxonomiques. Parmi les plantes aquatiques et les odonates, 4% et 5% sont menacées, respectivement. Cependant, d'autres groupes taxonomiques sont confrontés à des niveaux de menace plus élevés ; 25 % des poissons et des mollusques d'eau douce sont menacés au niveau mondial et 37 % du plus petit groupe taxonomique évalué, les décapodes, sont menacés.
- **La biodiversité des eaux douces est en déclin.** L'indice de la Liste rouge montre une augmentation du risque d'extinction pour 1 % des poissons d'eau douce et 6 % des mollusques d'eau douce, mais aucun changement n'a été détecté pour les autres groupes. Et ce, malgré des preuves évidentes de l'augmentation de la dégradation de l'environnement et de la pression humaine dans la région au cours des dix dernières années. L'indice de la Liste rouge est une mesure relativement grossière de l'évolution de l'état de conservation au fil du temps, et il existe un décalage entre les changements réels et ceux détectés par l'ILR. L'Indice Planète Vivante montre un déclin de 65% de l'abondance des populations d'espèces en Afrique, et un déclin de 84% des populations d'eau douce au niveau mondial.
- **Il est urgent d'assurer un suivi.** Des enquêtes régionales standardisées n'ont pas été menées depuis de nombreuses années, voire pas du tout, et il n'existe pas de programmes significatifs à long terme pour surveiller l'état de la biodiversité des eaux douces dans la région. De nombreuses évaluations de la Liste rouge sont donc nécessairement basées sur des déclinés présumés des populations ou des distributions d'espèces en fonction de la dégradation de l'habitat, plutôt que sur des données de surveillance scientifiques solides. Les nouvelles techniques d'enquête telles que la surveillance de l'ADN électronique ont un énorme potentiel pour combler le manque de surveillance de la biodiversité d'eau douce en Afrique occidentale.

- **Les principales menaces qui pèsent sur la biodiversité des eaux douces sont la pollution, la perte d'habitat, la récolte, l'exploitation minière et la gestion de l'eau.** Certaines menaces ont un impact disproportionné sur des groupes taxonomiques spécifiques, comme l'exploitation minière sur les poissons ou la sécheresse sur les plantes. La menace la plus fréquemment identifiée pour les espèces d'eau douce est la pollution par les effluents agricoles et industriels et les eaux usées.
- **Des mesures doivent être prises pour arrêter et inverser le déclin de la diversité des eaux douces en Afrique occidentale.** Il est vital que des actions de conservation soient mises en œuvre pour stopper et inverser le déclin de la biodiversité d'eau douce là où c'est possible. Les actions de conservation sont recommandées ici dans ce rapport, pour chaque groupe taxonomique et pour la biodiversité d'eau douce dans son ensemble.
- **Les Zones clés pour la biodiversité sont des sites d'importance mondiale pour la conservation de la biodiversité.** Nous révisons ici les KBA d'eau douce du CEPF dans les Forêts Guinéennes de l'Afrique de l'Ouest, en les réévaluant par rapport à la norme mondiale KBA et en identifiant les prochaines étapes pour leur reconnaissance et leur conservation. Nous décrivons également un vaste processus de renforcement des capacités KBA qui a été entrepris au niveau régional.
- **Quelques sites critiques contiennent des populations irremplaçables d'espèces menacées.** Quelques vingt-deux sous-bassins versants sont identifiés comme des sites irremplaçables, représentant les seules localités de trente-neuf espèces d'eau douce menacées. Ces sites peuvent être utilisés comme base pour a) assurer une plus grande concentration de la gestion sur les éléments uniques de la biodiversité d'eau douce de ces sites ; b) cibler l'identification des Zones clés pour la biodiversité et la désignation des zones protégées et conservées, et c) sauvegarder ces sites critiques pour la biodiversité d'eau douce face au développement rapide et à grande échelle de la région.
- **La biodiversité d'eau douce soutient les moyens de subsistance et la sécurité alimentaire.** Les revenus de la pêche, combinés à ceux de l'agriculture, contribuent à atténuer la pauvreté d'une population en pleine croissance. Le rôle des pêcheries intérieures à petite échelle est souvent marginalisé dans les politiques économiques, politiques et de conservation, et leur contribution à la sécurité alimentaire, aux moyens de subsistance des économies locales et nationales doit être reconnue et prise en compte par les décideurs, afin de s'assurer que ces avantages continuent à être réalisés.
- **Les données rassemblées et présentées dans ce rapport devraient être utilisées par les décideurs pour informer le développement durable en Afrique occidentale tout en sauvegardant sa biodiversité d'eau douce d'importance mondiale.** Des recommandations sont faites pour la conservation des espèces et de leurs habitats, pour de nouvelles opportunités de recherche et pour l'intégration de la biodiversité d'eau douce dans le programme général de conservation, par exemple par le biais d'exercices de priorisation de la conservation spatiale et la désignation de Zones clés pour la biodiversité. Le Bureau régional de l'UICN pour l'Afrique centrale et occidentale (PACO) a diffusé ce rapport, accompagné d'une note d'orientation, aux parties prenantes concernées dans toute la région.

Chapitre 1

Introduction

Darwall, W.R.T.¹

Sommaire

1.1 Contexte.....	1
1.2 Situation au niveau mondial de la biodiversité d'eau douce	1
1.2.1 Diversité des espèces.....	2
1.2.2 Causes du déclin de la biodiversité	2
1.3 Analyse de la situation pour la Région d'Afrique occidentale	3
1.3.1 Le climat	4
1.3.2 Les grands réseaux fluviaux	4
1.3.3 Ecorégions d'eau douce.....	4
1.3.4 Les espèces d'eau douce	4
1.3.5 Les Zones clés pour la biodiversité (KBA) – sites importants pour les espèces d'eau douce	7
1.3.6 Les facteurs du déclin de la biodiversité.....	8
1.4 Objectifs de l'étude.....	12
Références	12

1.1 Contexte

De 2020 à 2050, l'essentiel de la progression démographique à travers le monde devrait se produire en Afrique. Cela entraînera une pression accrue sur les ressources naturelles, telles que celles fournies par les écosystèmes des zones humides. Par exemple, la demande d'énergie en Afrique augmente deux fois plus vite que la moyenne mondiale de sorte que l'expansion de l'hydroélectricité devrait augmenter de manière significative fournissant à plus de 23% d'énergie électrique de l'Afrique d'ici 2040. Plus de 50 projets hydroélectriques sont actuellement en cours de construction en Afrique (International Hydropower Association, 2020). La majorité des personnes devant souffrir d'insécurité alimentaire selon les prévisions pour 2020 vivant en Afrique, la conversion des terres pour l'agriculture devrait également continuer à augmenter. Cela accentuerait la pression sur les zones humides pour la conversion agricole. Celles-ci et de nombreuses autres pressions de construction sur les écosystèmes des zones humides ont déjà entraîné une perte majeure et une dégradation de la biodiversité d'eau douce dans la région de l'Afrique occidentale, d'après l'évaluation de référence achevée en 2009 (Smith et al., 2009). L'urbanisation massive et la croissance des villes telles que Lagos, Accra et Freetown créent également une pression importante sur les écosystèmes d'eau douce, comme par exemple la pollution

et la demande croissante de ressources naturelles, telles que le sable pour la construction. Onze ans plus tard, nous montrons à présent l'évolution des écosystèmes d'eau douce dans la région de l'Afrique occidentale au cours de cette période et initiions un processus d'identification de ces sites importants pour la conservation des espèces d'eau douce, appelés Zones clés pour la biodiversité (KBA). Après avoir identifié les espèces en difficulté et les sites critiques pour leur protection, nous pouvons désormais aider à informer et à stimuler l'action de conservation sur le terrain à la suite de l'adoption par la Commission de sauvegarde des espèces de l'UICN du cycle « Evaluer-Planifier-Agir ».

1.2 Situation au niveau mondial de la biodiversité d'eau douce

Malgré la valeur annuelle estimée de 4 000 milliards de dollars des services écosystémiques fournis pour la satisfaction de besoins vitaux, la biodiversité d'eau douce est en crise à l'échelle mondiale (Béné et al., 2016 ; Costanza et al., 2014 ; Lynch et al., 2016 ; Youn et al., 2014). Le déclin des écosystèmes d'eau douce et des espèces qui les constituent est désormais bien connu et largement rapporté (par exemple, Darwall et al., 2018). On estime que trois quarts des zones humides naturelles intérieures mondiales

¹ Unité de la biodiversité d'eau douce, Programme mondial sur les espèces, UICN (Union internationale pour la conservation de la nature), David Attenborough Building, Pembroke Street, Cambridge, CB2 3QZ, Royaume Uni

ont été perdues au cours du XXe siècle (Davidson, 2014) et cela a entraîné une baisse significative de la diversité des espèces d'eau douce. Selon l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN, 2021) environ un tiers des 34 000 espèces dépendantes de l'habitat d'eau douce jusqu'à présent évaluées sont menacées d'extinction. Un échantillon d'eau douce constitué de 3 741 populations de vertébrés surveillés au fil du temps a diminué en moyenne de plus de 84% entre 1970 et 2016, un taux de déclin à peu près deux fois enregistré pour les systèmes marins ou terrestres (WWF, 2020).

Cette perte et dégradation de la biodiversité d'eau douce ont des incidences profondes sur nos chances d'atteindre de nombreux objectifs et cibles définis d'un commun accord à l'échelle mondiale, tels que les objectifs de développement durable (ODD). Par exemple, les ODD comprennent des objectifs de protection et de restauration des écosystèmes liés à l'eau (cible 6.1) ; assurer la conservation, la restauration et l'utilisation durable des écosystèmes d'eau douce terrestres et intérieurs et de leurs services (cible 15.1) ; et réduire la dégradation des habitats naturels, arrêter la perte de la biodiversité et protéger et empêcher l'extinction d'espèces menacées (cible 15.5). Malgré ces objectifs louables, il est clair que sans un changement d'orientation, ceux-ci et d'autres cibles pour les écosystèmes d'eau douce ne seront pas atteints et que ces défaillances vont dans de nombreux cas, compromettre de nombreux objectifs, tels que la réduction de la pauvreté et de la faim, qui sont tous deux fortement tributaires des ressources d'eau douce, telles que les pêcheries intérieures.

La bonne nouvelle est que nous savons ce qu'il faut pour inverser tendance à la baisse, mais il faudra un changement d'orientation majeur si nous voulons réussir. Un plan de relance d'urgence pour la biodiversité d'eau douce (Tickner et al., 2020) a été développé et doit être mis en œuvre. Développé par des scientifiques et des experts en eau douce du monde entier, ce plan pratique et scientifique intègre six piliers –dont chacun a été démontré efficacement par des études de cas à travers le monde.

- 1 Laisser les cours d'eau s'écouler plus naturellement
- 2 Améliorer la qualité de l'eau dans les écosystèmes d'eau douce
- 3 Protéger et restaurer les habitats essentiels
- 4 Arrêter la surpêche et l'extraction de sable non durable dans les fleuves et les lacs
- 5 Prévenir et contrôler les invasions par des espèces non indigènes
- 6 Protéger les rivières à courant libre et démanteler les barrages vétustes.

Ce n'est qu'en mettant en œuvre ce plan, qui se retrouve

dans la Convention sur la diversité biologique 5^e édition des Perspectives mondiales en matière de biodiversité (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2020), que nous pourrions espérer rétablir les écosystèmes d'eau douce de la planète et inverser les décennies de déclin des espèces d'eau douce.

1.2.1 Diversité des espèces

Les animaux d'eau douce sont généralement définis comme les espèces qui dépendent des habitats d'eau douce pour toute étape essentielle de leur cycle de vie. La définition des plantes d'eau douce ou des hydrophytes est communément admise comme « toutes les plantes qui tolèrent ou nécessitent des inondations pendant une durée minimale de saturation / inondation » (Anon, 2000). La seule évaluation globale de la diversité des espèces d'eau douce a été publiée en 2008 au moment où l'ensemble des espèces animales d'eau douce était estimé à 126 000, dont la moitié est représentée par la classe insecta très particulière (Balian et al., 2008). Le nombre réel sera beaucoup plus élevé que cela, par exemple, le nombre estimé de poissons d'eau douce décrits formellement a augmenté de 6 851 espèces déclarées en 1976 (Nelson, 1976) à l'estimation de 2021 de 18 075 espèces (Fricke, Eschmeyer & van der Laan, 2021) représentant environ 50% des espèces de poissons connues et près de 25% des vertébrés connus du monde. Lorsque les amphibiens, les reptiles aquatiques et les mammifères sont ajoutés à ce total, il devient clair que, près du tiers de toutes les espèces de vertébrés sont confinés à l'eau douce. On estime qu'il existe 2 614 espèces de plantes macrophytes vasculaires aquatiques dans les deux divisions de plantes les mieux connues ptéridophyta et spermatophyta (Chambers et al., 2008). Environ 39% des 412 genres comprenant des macrophytes vasculaires aquatiques sont endémiques à une seule région biogéographique, parmi lesquelles 61 à 64% de toutes les espèces végétales vasculaires aquatiques trouvées dans les zones afrotropiques ou néotropiques sont endémiques à ces régions (Chambers et al., 2008). La relative richesse des espèces des écosystèmes d'eau douce est extrêmement élevée étant donné que ces espèces sont limitées à la vie dans un habitat qui couvre seulement 0,8% de la surface mondiale (Gleick, 1996).

1.2.2 Causes du déclin de la biodiversité

Les causes de cette crise de la biodiversité d'eau douce ont été résumées dans Darwall et al. (2018) et sont reconnues depuis de nombreuses années (Abell, 2002 ; Anon, 1999 ; Collen et al., 2014 ; Dudgeon et al., 2006 ; McAllister, Hamilton & Harvey, 1997; Strayer & Dudgeon, 2010; Thieme et al., 2010; Vörösmarty et al., 2010), mais aucune mesure n'a encore été prise pour y remédier. Une des causes principales du déclin de la biodiversité d'eau douce est l'augmentation

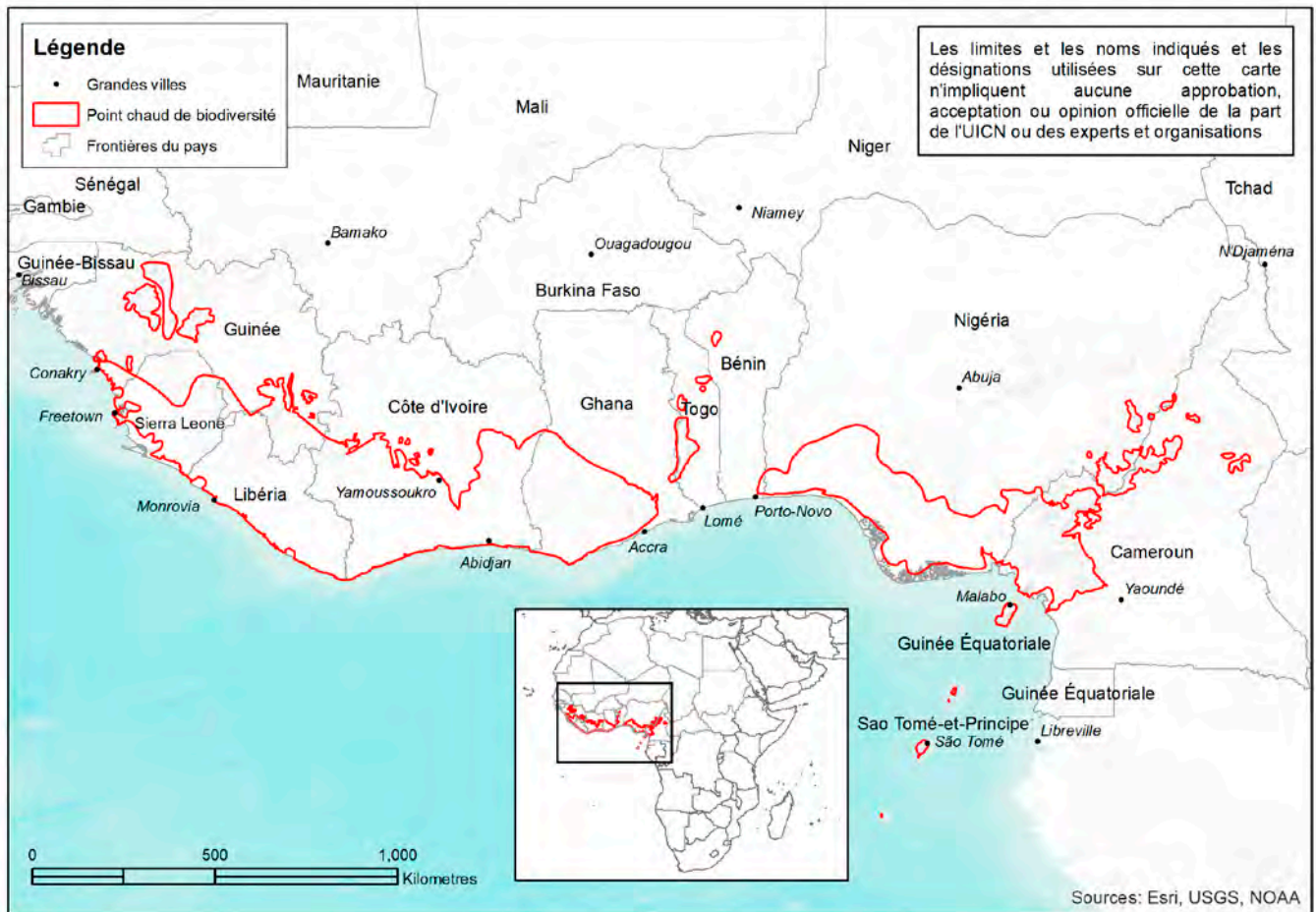


Figure 1.1 Carte du Hotspot de Biodiversité des Forêts Guinéennes de l'Afrique de l'Ouest. Source : Compilée par les auteurs du rapport avec des données provenant de GADM (2020) et Myers et al. (2000).

spectaculaire de la consommation mondiale de ressources naturelles au cours du siècle dernier (Garcia-Moreno et al., 2014). Cela a conduit au captage d'eau potable non durable, à une perte et à une dégradation de l'habitat généralisées, à une augmentation des niveaux de pollution et à une prolifération d'espèces envahissantes (Garrick et al., 2017). De nombreuses zones humides ont été converties zones de production agricole (Ramsar Convention Secretariat, 2017) et d'autres eaux douces sont activement utilisées comme évier pour les polluants ou décharges pour les déchets d'effluents et industriels, sans tenir compte du préjudice causé ni de la perte résultante de la biodiversité et du fonctionnement de l'écosystème dans ces systèmes (Craig et al., 2017). Les solutions basées sur l'ingénierie pour l'approvisionnement en eau mettent l'accent sur les infrastructures hydrauliques (Green et al., 2015 ; Tockner et al., 2016 ; Vörösmarty et al., 2010). Celles-ci peuvent aider à répondre aux demandes humaines en matière d'eau à court terme, mais ont souvent des impacts considérables sur les écosystèmes d'eau douce (Harrison et al., 2016). Les changements dans les régimes de précipitations et de température liés au changement climatique aggravent considérablement ces impacts (Tedesco et al., 2013).

1.3 Analyse de la situation pour la Région d'Afrique occidentale

Le Hotspot de la Biodiversité des Forêts Guinéennes de l'Afrique de l'Ouest (ci-après, par souci de concision, le hotspot), tel que défini par (Mittermeier et al., 2004), s'étend au sud de l'Afrique occidentale et jusqu'en Afrique centrale, au nord de l'aire de nature sauvage du Congo (figure 1.1). Une description détaillée du hotspot est donnée dans le profil d'écosystème du CEPF (CEPF, 2015). En résumé, le hotspot couvre 621 705 km² et peut être divisé en deux sous-régions. La première sous-région, appelée « forêts de Haute Guinée », s'étend à l'ouest de la Guinée, par la Sierra Leone, le Libéria, la Côte d'Ivoire, le Ghana, le Togo et, marginalement, au Bénin. La deuxième sous-région, « forêts de Basse Guinée », couvre une grande partie du sud du Nigeria, s'étend dans le sud-ouest du Cameroun, et comprend également São Tomé et Príncipe et les îles au large de la Guinée équatoriale. Les forêts guinéennes sont l'un des huit hotspots de biodiversité en Afrique et à Madagascar.

Le hotspot soutient d'impressionnants niveaux de biodiversité, y compris de nombreuses espèces endémiques

en plus de nombreuses autres caractéristiques écologiques qui le rendent globalement unique. Les forêts marécageuses du Delta du Niger, par exemple, sont les deuxièmes plus grandes forêts marécageuses sur le continent. L'un des plus grands fleuves de l'Afrique occidentale, la Volta et le delta du fleuve le plus long et le plus grand d'Afrique occidentale, le Niger se trouvent dans le hotspot.

Les écosystèmes d'eau douce du hotspot fournissent d'immenses avantages aux économies locales et nationales et constituent la base des moyens de subsistance de nombreuses personnes les plus pauvres vivant dans le hotspot (Smith et al., 2009). Les avantages comprennent la régulation des inondations, où le fonctionnement des zones humides contrôlent la montée et la chute des eaux de crue, la fourniture et le traitement de l'eau potable, les voies de transport suivant les voies navigables et de nombreux avantages directs tels que la fourniture de matériaux de construction, les pâturages des plaines inondables riches en nutriments, des médicaments et des aliments tels ceux des pêcheries intérieures. Il est difficile de quantifier, de termes économiques, la valeur, la dépendance, les biens et services des zones humides par les communautés locales, mais les exemples suivants démontrent leur importance. La valeur de la production de pêche pour les principaux systèmes fluviaux de l'Afrique occidentale a été estimée à un peu plus de 200 millions USD par an (The WorldFish Center, 2008).

1.3.1 Le climat

Le climat dominant du hotspot est tropical et humide, avec des températures maximales annuelles allant d'environ 30 à 36 °C. Le climat a un effet significatif sur la biodiversité du hotspot, permettant à une grande diversité d'espèces de subsister. L'extrémité plus fraîche de cette plage de température se trouve à proximité de la côte et les températures augmentent à mesure que l'on se déplace vers le nord (Hijmans et al., 2005).

Pendant les périodes climatiques les plus humides, telles que celles des derniers milliers d'années, la région aurait été couverte en grande partie par des formations de forêt tropicale humide, peut-être plus de 624 000 km². Cependant, la couverture forestière a été réduite à une série de fragments de forêt d'altitude séparés par de vastes zones de terres agricoles (souvent appelées brousses agricoles) et de nombreux villages et hameaux. En 2004, le hotspot conserverait environ 93 047 km² de végétation naturelle, soit environ 15% de sa couverture originale (Mittermeier et al., 2004), mais ce chiffre aura davantage diminué depuis lors.

1.3.2 Les grands réseaux fluviaux

La région du hotspot est drainée par trois des 13 grands bassins fluviaux en Afrique : le Niger, le Sénégal et la Volta.

Le bassin du fleuve Sénégal couvre quatre pays : la Guinée, le Mali, la Mauritanie et le Sénégal, avec ses trois principaux affluents Bafing, Bakoye et Faleme. Les trois affluents proviennent des montagnes du Fouta Djallon en Guinée. Le fleuve Niger est le fleuve le plus long et le plus grand de l'Afrique occidentale et s'étend sur plus de 10 pays, dont l'Algérie, le Bénin, le Burkina Faso, le Cameroun, le Tchad, la Côte d'Ivoire, la Guinée, le Mali, le Niger et le Nigéria. Le fleuve Niger prend sa source dans les montagnes de Loma de la Sierra Leone et a de nombreux affluents qui s'y jettent. L'un des principaux affluents du fleuve Niger est la Bénoué, qui rejoint le fleuve à Lokoya au Nigéria. Le bassin de la Volta couvre six pays : Bénin, Burkina Faso, Côte d'Ivoire, Ghana, Togo et Mali. Les trois grands affluents de la Volta sont les suivants : la Volta Blanche, la Volta Noire et l'Oti.

Les autres grands fleuves drainant les pays du hotspot incluent la Gambie, qui s'étire du Fouta Djallon de Guinée, du fleuve Sewa de la Sierra Leone, qui compte beaucoup de ses affluents découlant des montagnes de Loma et des collines de Tingi, les nombreux fleuves côtiers, tels que la MOA et la Manu, drainant la Guinée, la Cross River qui est le principal fleuve du Sud-est du Nigéria et le fleuve Sanaga au Cameroun.

1.3.3 Ecorégions d'eau douce

La répartition générale et l'état de la biodiversité d'eau douce à travers le hotspot ont été décrits de manière détaillée dans le cadre de l'ensemble des écorégions d'eau douce délimitées pour l'Afrique par (Thieme et al., 2005). Les 15 écorégions d'eau douce qui se chevauchent sur le hotspot sont illustrées à la figure 1.2. Ces écorégions se trouvent généralement à l'intérieur des principaux bassins hydrographiques du hotspot (illustré à la figure 1.3). Une description générale de chaque écorégion est donnée dans le tableau 1.1.

1.3.4 Les espèces d'eau douce

L'aperçu suivant des espèces d'eau douce du hotspot repose en grande partie sur l'évaluation de référence de l'UICN achevée en 2009 (Smith et al., 2009), qui visait à inclure des informations sur toutes les espèces de poissons d'eau douce connues, les odonates (libellules et demoiselles), mollusques, crabes et familles sélectionnées de plantes aquatiques dans la région. Des informations sur les crevettes d'eau douce ont été obtenues dans les évaluations des 25 espèces du hotspot dans le cadre d'une évaluation globale plus large de toutes les espèces de crevettes d'eau douce (De Grave et al., 2015).

Le hotspot soutient des niveaux élevés de diversité biologique et d'endémisme, en particulier dans la zone côtière méridionale de la Guinée, dans le cours inférieur du fleuve

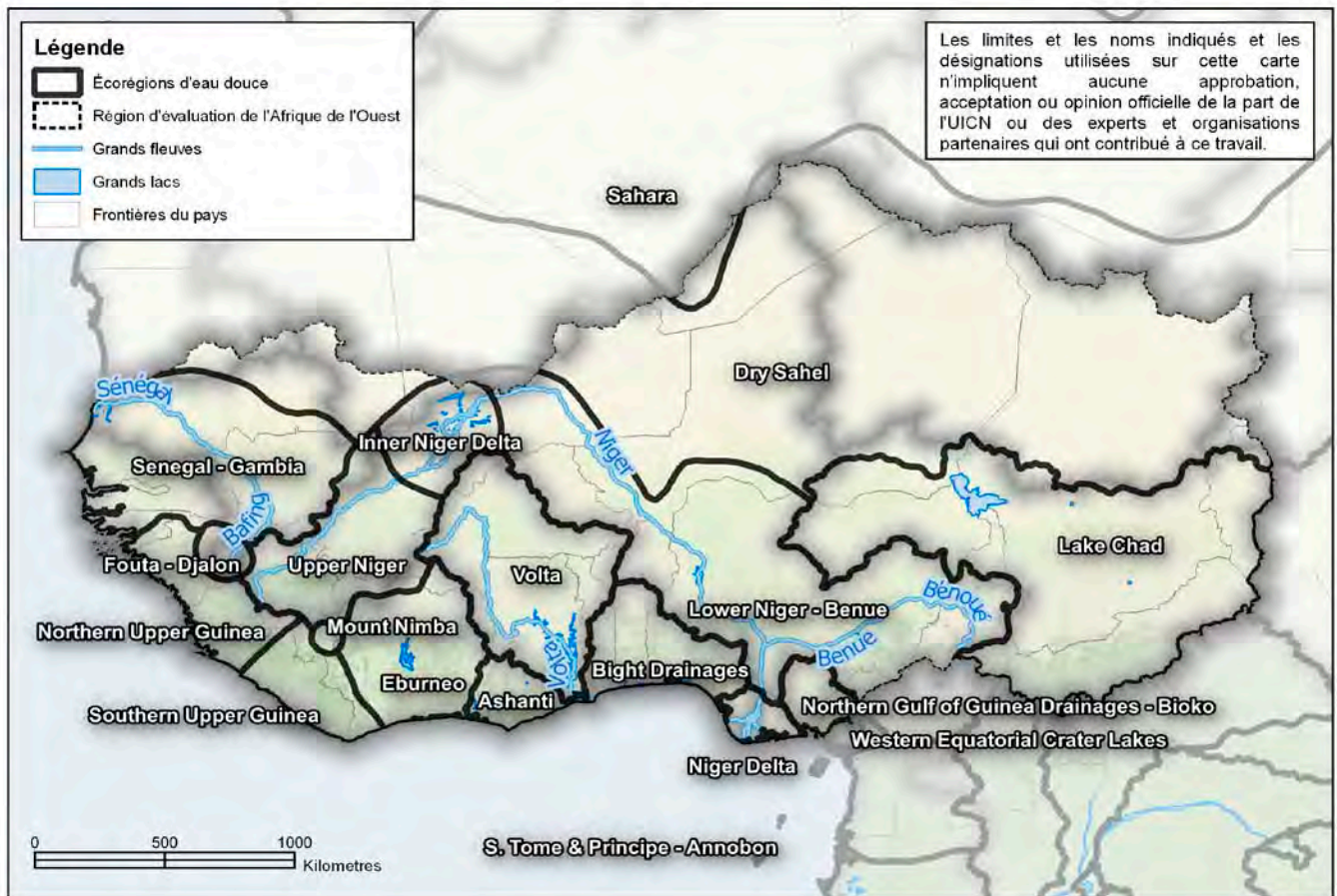


Figure 1.2 Ecorégions d'eau douce du Hotspot de Biodiversité des Forêts Guinéennes de l'Afrique de l'Ouest. Source : Compilée par les auteurs du rapport avec des données provenant d'Abell et al. (2008).

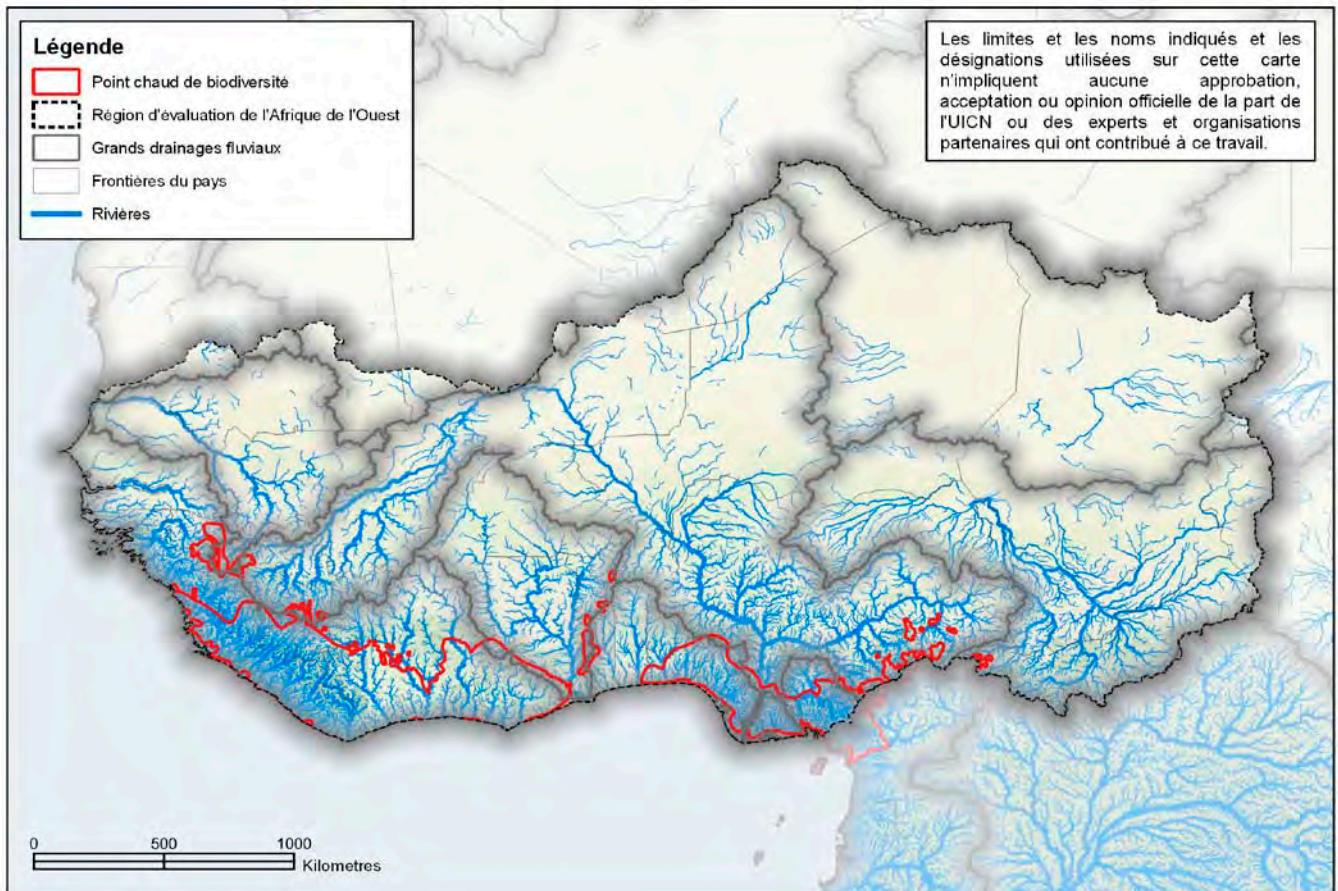


Figure 1.3 Carte des principaux bassins fluviaux de l'Afrique occidentale et du Hotspot de Biodiversité de l'Afrique de l'Ouest. Source : Compilée par les auteurs du rapport avec des données provenant de Myers et al. (2000) ; GADM (2020) ; Lehner & Grill (2013).

Tableau 1.1 Les écorégions d'eau douce telles que définies dans Thieme et al. (2005). Principaux types d'habitat : systèmes xériques –XS ; Forêt de savane sèche SDF ; Systèmes de hautes terres et de montagnes – HMS ; Rivières des îles – IR ; Fleuves de forêts humides – MFR ; Plaines inondables, marécages et lacs – FSL ; Large. Source : Compilée par les auteurs du rapport avec des données provenant de Thieme et al. (2005).

Ecorégion	Principal type d'habitat	Spécificité biologique	Etat de conservation	Délimitation de l'écorégion
Bassins hydrographiques du Sénégal et de Gambie	SDF	NI	V	Comprend les bassins côtiers du fleuve Sénégal au Gébe. La faune nilo-soudanienne, les espèces de poissons probablement colonisées du Niger.
Volta	SDF	BO	C	Délimité par le bassin de la Volta et comprend des espèces de poissons semblables à celles du Niger.
Baie côtière	SDF	CO	C	Les bassins côtiers qui se trouvent dans la Fosse du Dahomey (une région de savane traversant la bande de forêt côtière) et s'écoulent dans le golfe de Guinée, du Mono à l'Ogun-Oshun. La faune nilo-soudanienne, les espèces de poissons probablement colonisées du Niger.
Bas Niger-Benoue	SDF	CO	C	Le Bassin du Niger de la fin du Delta intérieur du Niger à Tombouctou au début Delta du Niger sur le littoral, y compris le Bassin de la Benoue. Assemblage typique de la faune nilo-soudanienne.
Fouta-Djalon	HMS	BO	V	Les fleuves du plateau de Fouta-Djalon comprennent les cours supérieurs des fleuves Sénégal et Niger. Faune de poissons de Haute Guinée avec espèces endémiques adaptées aux cours d'eau d'amont.
Mount Nimba	HMS	BO	E	Cours d'eau du Mont Nimba dans la zone sud des hautes montagnes guinéennes. Niveaux élevés de richesse des espèces chez les invertébrés.
Bijagos	IR	BO	V	L'archipel des Bijagos contient une faune d'eau douce dépeuplée, mais est importante pour les échassiers.
Nord de la Haute Guinée	MFR	CO	E	Drainages de la forêt côtière de Coliba et Kogon à la Moa. Niveaux élevés d'endémisme chez les espèces de poissons.
Sud de la Haute Guinée	MFR	BO	E	Drainages de la forêt côtière de la Mano à Cavally. Niveaux élevés d'endémisme chez les espèces de poissons.
Haut-Niger	MFR	NI	V	Bassin du Haut Niger au-dessus du Delta intérieur du Niger. La faune nilo-soudanienne, semblable à celle du fleuve Sénégal.
Nord de la côte ouest équatoriale	MFR	GO	E	Fleuves côtiers de la Cross River à la baie du Cameroun et l'île de Bioko. Cette zone a servi de refuge au cours de la dernière période glaciaire et a de nombreuses espèces endémiques. La faune de poissons est semblable à celle nilo-soudanienne et à celle du Congo.
Ashanti	MFR	BO	E	Fleuves côtiers à l'ouest du Ghana du Bia au Pra. Principalement la faune de poissons nilo-soudanienne.
Delta intérieur du Niger	FSL	CO	E	Défini par les plaines inondables du Delta intérieur du Niger. Une zone riche en espèces avec des poissons endémiques et une zone importante pour les oiseaux de terres humides.
Bassin versant du Lac Tchad	FSL	NI	E	Le Bassin du lac Tchad, y compris les fleuves Logone et Chari. Abrite une faune de poisson nilo-soudanienne typique mais est importante pour les oiseaux des terres humides.
Delta du Niger	LRD	GO	C	Les affluents, les marécages et la forêt de mangrove du Delta du Niger de l'Imo au Bénin. Le Delta possède des niveaux élevés de richesse des espèces aquatiques et possède une famille endémique d'espèces de poissons (Denticipidae).

Jong de la Sierra Leone, la lagune de l'Ebrié en Côte d'Ivoire, le cours inférieur des fleuves Ogun et Oueme et leurs lagunes côtières au Bénin, et dans l'ouest du Nigeria et du Delta du Niger. Dans ces zones, ainsi que dans d'autres, la diversité des taxons d'eau douce tels que les crabes et les crevettes, les amphibiens, les odonates (libellules et demoiselles), les plantes et les mollusques, est particulièrement élevée.

Dans la communauté des poissons d'eau douce, 542 espèces ont été recensées comme typiques de la région

(Lalèyè & tsua-Mensah, 2009) avec la plus grande richesse des espèces trouvées dans le Delta du Niger et les bassins versants de la Sierra Leone et du Libéria se déversant dans l'Atlantique. Le delta du Niger lui-même avait 180 espèces de poissons d'eau douce et 19 espèces supplémentaires pensées susceptibles d'être présentes. Plus de la moitié des poissons d'eau douce enregistrés étaient endémiques à la région de l'Afrique occidentale, mais seulement quelques-unes étaient endémiques au hotspot lui-même, principalement du fait que les limites du hotspot sont en

Tableau 1.2 Résumé des classifications des catégories de la Liste rouge à l'échelle régionale par groupe taxonomique tel qu'enregistré en 2009. Source: Compilée par les auteurs du rapport avec des données de la Liste Rouge de l'UICN (2009) dans Smith et al. (2009).

Taxons	Total*	EX	RE	EW	CR	EN	VU	NT	LC	DD	NA
Poissons	521	0	0	0	16	44	77	56	273	55	16
Odonates	287	0	0	0	7	6	14	3	217	40	24
Mollusques	90	0	0	0	5	5	5	2	59	14	4
Crabes	25	0	0	0	2	4	4	0	10	5	0
Plantes aquatiques	472	0	0	0	2	0	5	5	356	104	23
Total	1395	0	0	0	32	59	105	66	915	218	67

Catégories de la Liste rouge de l'UICN : **EX** – Eteint, **RE** – Eteints au niveau régional, **EW** – Eteint à l'état sauvage, **CR** – En danger critique d'extinction, **EN** – En danger, **VU** – Vulnérable, **NT** – Quasi menacé, **LC** – Préoccupation mineure, **DD** – Données insuffisantes, **NA** – Non applicable (par exemple, espèces errantes, espèces introduites), **NE** – Non évalué.

* A exclure, les espèces classées comme Non applicable (NA).

grande partie basées sur des habitats forestiers et non des bassins versants et la plupart des systèmes fluviaux dans le hotspot prennent leur source à l'extérieur de ses limites. De nombreuses espèces sont toutefois endémiques aux bassins versants traversant le hotspot.

Les mollusques gastéropodes d'eau douce sont assez bien connus dans la région en grande partie parce que certaines espèces des genres *Lymnaea* (Lymnaeidae), *Biomphalaria* et *Bulinus* (Planorbidae) agissent comme hôtes intermédiaires pour les vers plats parasites jugés importants pour la médecine (trématodes) des humains et des animaux domestiques (Kristensen et al., 2009). Les enquêtes nationales menées dans plusieurs pays au cours du siècle dernier ont été conçues pour cibler ces genres mais elles ont également enregistré d'autres espèces de mollusques. Les résultats de ces relevés et d'autres collections ont été rassemblés par Brown (1994, 1980). Environ 70 espèces ont été recensées dans le hotspot, dont 13 étaient menacées. Les bivalves, avec 35 espèces recensées dans le hotspot, ne sont pas aussi connus que les gastéropodes.

Les espèces d'odonates (libellules et demoiselles) sont nombreuses à travers le hotspot avec environ 316 espèces enregistrées. Juste avant la publication de ce rapport, le Groupe de spécialistes de la CSE (UICN) des libellules a mis à jour la base de données des odonates d'Afrique (ODA) avec un lot considérable de nouveaux enregistrements provenant de récents voyages sur le terrain dans la région. Ces nouvelles données n'ont pas pu être incluses dans cette analyse, mais les nouvelles données d'enregistrement portent le total des espèces pour la région à 360 espèces (V. Clausnitzer, K.-D. Dijkstra et J. Kipping, comm. pers.). Sur les 316 espèces évaluées ici, seize espèces ont été évaluées comme menacées au plan mondial, dont quatre espèces étaient en danger critique d'extinction.

Parmi les invertébrés d'eau douce, les crabes et les crevettes étaient les plus menacés, avec 16 des 72 espèces

enregistrées dans le hotspot évaluées comme menacées. L'Afrique occidentale est considérée comme un centre de diversité pour les crabes d'eau douce d'Afrique (Cumberlidge et al., 2009).

Enfin, une grande diversité de plantes aquatiques a été enregistrée, notamment dans le Bas Niger. Parmi celles-ci, 472 espèces ont été évaluées pour la Liste rouge dans le cadre de l'évaluation de référence. Plus récemment, un certain nombre d'espèces supplémentaires ont également été évaluées (Niang-Diop & Ouedraogo, 2009).

En résumé, avec l'inclusion des évaluations de la Liste rouge pour un certain nombre de groupes taxonomiques supplémentaires évalués dans le cadre d'autres initiatives, le nombre d'espèces dépendantes de l'eau douce évaluées pour leur risque d'extinction au niveau mondial en Afrique occidentale en 2009 était de 1 009 dont 197 espèces (19,5% de celles évaluées) ont été évaluées comme menacés au plan mondial (tableau 1.2).

1.3.5 Les Zones clés pour la biodiversité (KBA) – sites importants pour les espèces d'eau douce

De nombreuses espèces sont mieux conservées en protégeant leurs habitats et les communautés biologiques dont elles font partie, grâce à des actions de conservation à travers un réseau de sites. Les sites qui composent ces réseaux sont souvent des Zones clés pour la biodiversité (KBA), définies comme les lieux les plus importants au monde pour les espèces et leurs habitats. En cartographiant ces sites les plus importants et en fournissant des informations sur la faune qui y vit, l'industrie privée, les gouvernements et les autres parties prenantes peuvent prendre les meilleures décisions sur la façon de gérer ces terres (ou eaux), où éviter une forme de développement et comment mieux conserver et protéger les animaux et les plantes pour lesquels les sites sont si importants.

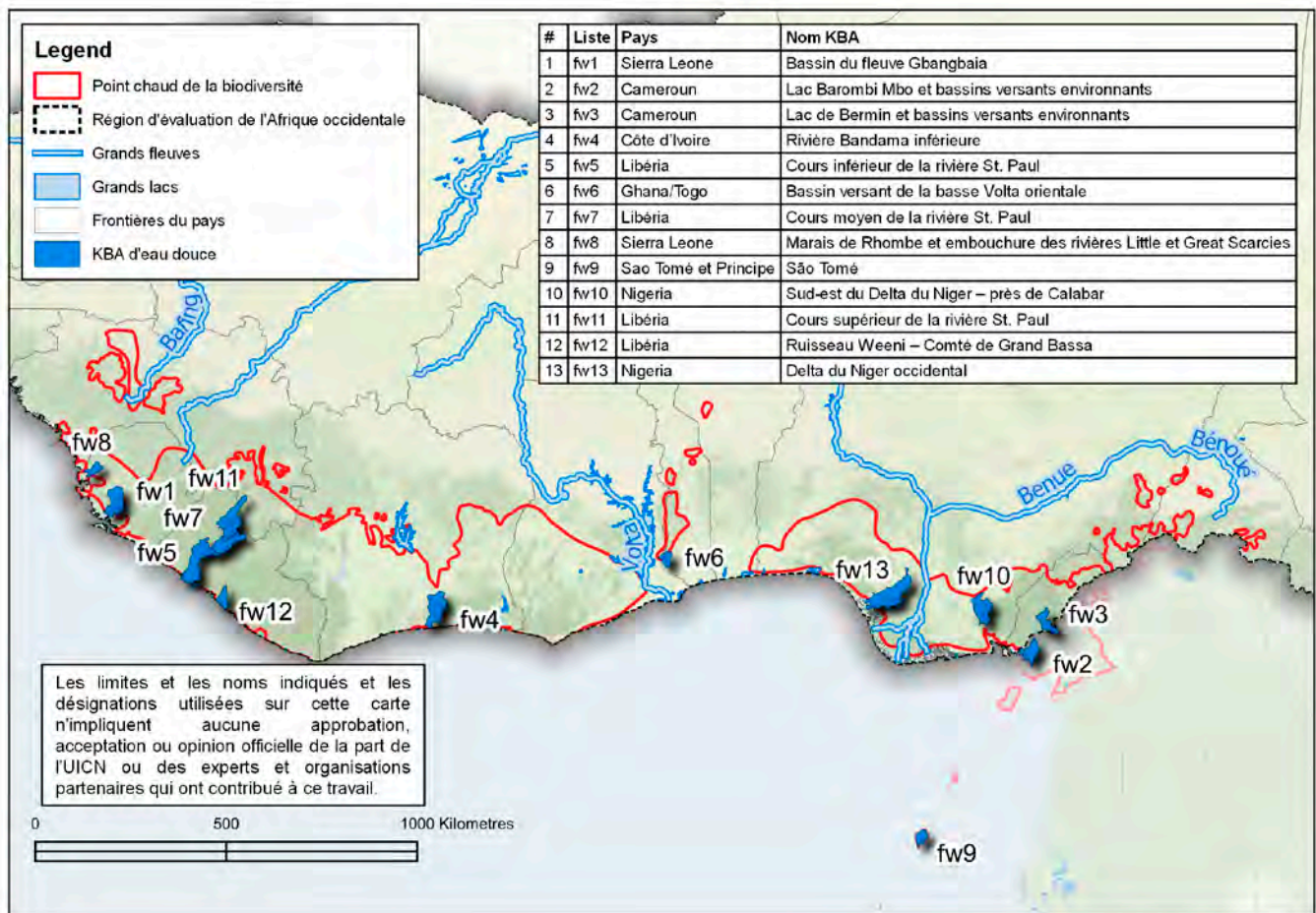


Figure 1.4 Carte des KBA du CEPF dans le Hotspot de l'Afrique de l'Ouest. Source: Compilée par les auteurs du rapport avec des données du CEPF (2015); GADM (2020); Lehner & Grill (2013).

En 2015, dans le cadre de l'élaboration du profil d'écosystème du CEPF pour le hotspot, un premier ensemble de KBA d'eau douce a été identifié avec des limites de site potentielles définies en fonction des unités de sous-bassins fluviaux/lacustres, comme l'unité de gestion largement acceptée la plus appropriée à l'eau douce. Un sous-ensemble de ces sous-bassins contenant des « espèces déclencheuses » de KBA (espèces répondant potentiellement à au moins un des critères de qualification des KBA) a ensuite été proposé comme KBA potentielle et diffusé pour examen par les parties prenantes. Treize de ces sites ont ensuite été identifiés comme étant les plus susceptibles de bénéficier des ressources financières disponibles grâce aux investissements du CEPF (figure 1.4). Au cours de cet exercice de profilage du CEPF, un grand nombre de sous-bassins supplémentaires ont été identifiés comme abritant des espèces déclencheuses potentielles de la KBA. Par conséquent, l'ensemble des KBA potentielles d'eau douce est incomplet et les quelques-unes qui ont été identifiées doivent être validées par rapport au standard mondial pour l'identification des KBA (Union internationale pour la conservation de la nature (UICN), 2016) qui intègre des seuils de qualification et des données nécessaires non en place au moment de leur proposition.

1.3.6 Les facteurs du déclin de la biodiversité

Les menaces pesant sur les fleuves, les lacs et les zones humides du hotspot, ainsi que sur la biodiversité et les services écosystémiques associés, sont liées à une population croissante, au développement industriel et agricole et au changement climatique. Les principales menaces actuelles ont été identifiées comme la perte d'habitat et la pollution de l'eau, en particulier dues à la sédimentation suite à la déforestation, à l'agriculture, aux établissements humains, à l'exploitation minière et à l'exploration pétrolière (Smith et al., 2009), avec 11 des 15 écorégions d'eau douce chevauchant le hotspot répertorié comme critique ou en danger (voir le tableau 1.1) (Thieme et al., 2005).

À titre d'exemple de l'ampleur de cette pression croissante sur les écosystèmes d'eau douce, l'Agence des États-Unis pour le développement international (USAID), en lançant un projet de surveillance de l'eau et d'assainissement dans le nord du Nigeria, a déclaré sans ambages en 2017 : « Le secteur de l'eau, de l'assainissement et de l'hygiène du Nigeria (WASH) a atteint un état de déclin alarmant, avec près d'un tiers de la population (environ 70 millions) n'ayant pas accès à des sources d'eau potable améliorées et environ

deux tiers vivant sans installations sanitaires adéquates. Avec l'une des populations urbaines dont la croissance est la plus rapide au monde, les centres municipaux du Nigéria en particulier sont susceptibles de rencontrer des difficultés croissantes pour répondre aux besoins de leurs citoyens en matière de services d'eau et d'assainissement (DAI, 2017) ».

Le principal moteur de ces pressions croissantes sur les écosystèmes d'eau douce est la croissance rapide de la population de la région. L'Afrique occidentale a toujours l'un des taux de croissance démographique annuels les plus élevés de toutes les régions du continent, estimé à environ 2,6 % en 2012 (African Development Bank Group, 2012). Le développement économique (et en particulier la croissance de l'agriculture commerciale et des industries extractives) s'est accéléré dans les pays de la zone forestière comme plusieurs conflits civils se sont apaisés. L'Afrique occidentale a connu le taux de croissance du PIB le plus rapide du continent, prévu à 6,8 % en 2013 et 7,4 % en 2014 (African Development Bank Group, 2013), bien qu'en raison de la pandémie de COVID-19, cela ait ralenti à 2,8 % en 2021 et 3,9% en 2022, alors que les mesures de confinement liées au COVID-19 se sont assouplies (African Development Bank, 2021). Ces moteurs sont renforcés par la tendance de tous les êtres humains à donner la priorité à leurs intérêts personnels à court terme et à consommer des ressources au-delà de leurs besoins de survie immédiats.

L'augmentation rapide de la population est encore alimentée par l'immigration en provenance de la région du Sahel où des dizaines de millions de personnes dépendent des services fournis par ses zones humides en diminution. Cependant, ces zones humides se dégradent dans toute la région du Sahel, souvent en raison de projets de développement économique peu judicieux tels que les détournements de cours d'eau pour soutenir l'agriculture irriguée, entraînant une pénurie d'eau (Wetlands International, 2017). Par conséquent, certaines zones humides ont cessé de fournir un refuge dans les moments difficiles et les gens migrent à la recherche de moyens de subsistance alternatifs. Beaucoup de ces migrants arrivent dans le hotspot, augmentant encore la pression sur les ressources des zones humides de la région déjà fortement touchées. Par exemple, le prélèvement d'eau en amont du Delta intérieur du Niger a réduit les inondations annuelles nécessaires pour soutenir les éleveurs, les pêcheurs et les agriculteurs au point que plus d'un million de personnes pourraient être déplacées de façon permanente. La perte et la dégradation des services des zones humides au sein même du hotspot obligent de nombreuses personnes à migrer encore plus loin vers l'Europe. Un exemple, le fleuve Sénégal qui ne peut plus compter sur les crues saisonnières en raison d'un grand barrage en amont au Mali et qui est désormais incapable de soutenir les moyens de subsistance des agriculteurs,

des éleveurs et des pêcheurs. Bien que ce problème soit largement reconnu par les autorités, l'expansion de l'agriculture irriguée se poursuit, augmentant encore la pression sur ces zones humides. L'échelle et l'étendue de ces pressions sur les écosystèmes des zones humides sont maintenant présentées plus en détail.

L'Agriculture. L'expansion agricole entraîne souvent la perte et/ou la dégradation des écosystèmes d'eau douce qui sont généralement considérés comme les terres incultes les mieux adaptées à une conversion à d'autres usages, tels que l'agriculture. En Afrique occidentale, l'expansion agricole est la principale cause de déforestation, avec environ 80% du paysage forestier d'origine à présent des mosaïques forêt-agriculture (Norris et al., 2010) et un déclin global estimé de la couverture forestière depuis 1900 d'environ 83% (Aleman, Jarzyna & Staver, 2018). La déforestation a à son tour un impact sur les écosystèmes d'eau douce, notamment par l'augmentation des niveaux de sédimentation et la perturbation des cycles hydrologiques. Dans la région, le Nigeria est en tête de liste des pays connaissant le plus grand changement dans la superficie des cultures annuelles (augmentation absolue des terres arables) au cours de la période 1999–2008, tandis que la Sierra Leone, la Guinée et la Gambie sont dans les cinq premiers pays dans lesquels les cultures annuelles ont augmenté le plus rapidement (par rapport à la superficie des terres cultivées) (Phalan et al., 2013).

Soixante-dix pour cent de la production mondiale de cacao est réalisée par de petits exploitants en Afrique occidentale et le niveau de production a augmenté de 50 pour cent au cours de la première décennie du 21^e siècle (Wessel & Quist-Wessel, 2015). Avec plus de six millions d'hectares de terres désormais plantées de cacao, les impacts environnementaux sont importants. Les producteurs de cacao défrichent généralement les forêts tropicales pour planter de nouveaux cacaoyers plutôt que de réutiliser la même terre. Cette pratique a entraîné une déforestation massive en Afrique occidentale, en particulier en Côte d'Ivoire où les experts estiment que 70 % de la déforestation illégale du pays est liée à la culture du cacao (World Wildlife Fund (WWF), 2017). La combinaison de la perte de forêts, entraînant une augmentation du ruissellement des sédiments, la perte de la couverture forestière riveraine et le lessivage des pesticides et des engrais qui en résulte dans les écosystèmes d'eau douce représente un impact majeur sur les espèces d'eau douce.

La production de coton a nettement augmenté depuis les années 1960 (Perret, 2006). Bien qu'aucun pays ne domine les exportations internationales, la région dans son ensemble est le troisième exportateur mondial après les États-Unis et l'Asie centrale. La production de coton dans la région est principalement pluviale et cultivée dans des régions recevant

des précipitations annuelles comprises entre 500–700 mm et 1 200–1 500 mm couvrant les zones nord des pays côtiers et les zones sud des pays enclavés. La production et les exportations de coton des pays d'Afrique occidentale ont cependant été compromises par des subventions gouvernementales controversées (et importantes) aux secteurs du coton aux États-Unis.

Les plantations de palmiers à huile sont largement considérées comme l'une des principales causes actuelles et possibles de déforestation en Afrique, même si l'on se demande si des rendements comparables à ceux de l'Asie du Sud-Est sont même réalisables compte tenu des limitations climatiques et infrastructurelles (Mallon et al., 2015). Le Nigeria est le troisième producteur mondial après l'Indonésie et la Malaisie, et les dernières décennies ont vu une augmentation considérable de la production dans toute l'Afrique occidentale, avec environ 2,8 millions de tonnes produites en 2018 (European Palm Oil Alliance (EPOA), 2019) pour approvisionner les marchés d'exportation. Alors que dans de nombreux pays d'Afrique occidentale, les dommages aux cours d'eau des forêts guinéennes et à leur biote ont déjà été commis, les plantations de palmiers à huile se développent actuellement dans les dernières régions préservées du Libéria et de la Sierra Leone, où les niveaux de déforestation étaient 6 à 12 fois plus importants en 2015 qu'en 2001, respectivement (UNEP-WCMC, IUCN et NGS, 2018).

Les conflits. Les guerres ont de multiples impacts sur la biodiversité et les aires protégées, ainsi que sur les moyens de subsistance des populations locales tributaires des ressources naturelles. La guerre civile, les conflits internes, l'insurrection, la présence de groupes armés illégaux et les retombées des conflits dans les pays voisins ont touché de nombreux pays d'Afrique occidentale au cours des 50 à 60 dernières années. La surexploitation de la faune et de la végétation dans les zones de conflit exacerbe les contraintes existantes sur l'accès aux ressources naturelles, menaçant à la fois la base de ressources et les moyens de subsistance des communautés locales dépendantes de ces ressources (Dudley et al., 2002).

La pollution. Les principaux impacts de la pollution concernent les espèces dépendantes de l'eau douce. Les sources de pollution largement signalées dans la région comprennent l'exploration minière et pétrolière ; les pesticides, qui sont couramment utilisés pour lutter contre les vecteurs de maladies comme le paludisme, la trypanosomiase et la schistosomiase, et les engrais ; et les polluants domestiques et industriels. Ces effets sont aggravés par l'augmentation de la sédimentation due à l'érosion des sols résultant de la déforestation, provoquant à son tour une eutrophisation importante des lacs et des fleuves.

Production de l'énergie et exploitation minière. Un boom minier sans précédent est désormais en cours en Afrique (Weng et al., 2013) avec un budget d'exploration minière de 1,12 milliard de dollars US en 2019 (Garside, 2021) et le Burkina Faso, le Ghana et la Côte d'Ivoire investissent massivement. En effet, une grande partie de l'augmentation récente des investissements étrangers directs en Afrique est liée aux industries extractives. Par exemple, en 2011, près de 150 sociétés minières australiennes investissaient 20 milliards de dollars dans plus de 40 pays africains (Sachs, Negin & Denning, 2011). La Chine augmente rapidement ses investissements dans les minéraux en Afrique, en particulier pour les ressources à haut volume telles que le charbon, le fer, le cuivre et le cobalt et d'autres métaux (Zhang & Wilkes, 2010). En 2013, le ministère chinois du Commerce et le ministère de la Protection de l'environnement ont publié des directives environnementales conjointes sur l'investissement étranger et la coopération pour inciter les entreprises chinoises à réglementer davantage leurs comportements environnementaux en matière d'investissement étranger et de coopération.

L'or est la plus grande ressource minérale en Afrique occidentale. Depuis les années 1980, l'or a attiré des investissements considérables, et l'extraction artisanale de l'or est également encore répandue aujourd'hui, fournissant des moyens de subsistance à plusieurs centaines de milliers de personnes dans des pays comme le Mali, le Burkina Faso, la Côte d'Ivoire et la Guinée. L'extraction artisanale de l'or (et du diamant) nécessite peu de capital ou d'équipement, peut affecter de vastes zones, a tendance à être non réglementée et, comme elle se produit souvent dans les zones riveraines, elle contribue à la pollution des cours d'eau par l'utilisation de produits chimiques (même dans les zones protégées). Les autres principales substances extraites (hors matériaux de construction de bâtiments et de routes) sont les diamants, le minerai de fer, la bauxite, le phosphate et l'uranium.

Les opérations à ciel ouvert pour les métaux lourds peuvent laisser des marques profondes et poser des problèmes de réhabilitation. Des exemples bien connus dans la région (dont un certain nombre ont considérablement mobilisé l'attention des organisations de conservation) incluent le Mont Nimba et le mont Putu au Libéria, Simandou en Guinée, Tonkololi en Sierra Leone et les 14 millions de tonnes par an de la mine de Sangaredi en Guinée (pour la bauxite). Autre exemple, l'exploitation minière alluviale à petite échelle et l'extraction commerciale de sable à proximité des fleuves Ankobra et Birim au Ghana ont gravement affecté la vie des poissons sous le site de rejet.

Le sable destiné à la construction est considéré comme la deuxième ressource naturelle la plus consommée au monde, derrière l'eau douce (Villioth, 2014). L'extraction

du sable des lits des rivières et des plaines inondables en Afrique occidentale pour répondre à l'appétit croissant de l'industrie de la construction alors que les villes et les villages se développent à un rythme soutenu exerce une pression énorme sur les écosystèmes d'eau douce. Les impacts de l'extraction de sable sur les espèces et les habitats d'eau douce sont importants, y compris, par exemple, la perte d'habitat, les modifications des schémas de sédimentation et les pertes et changements d'espèces, mais des recherches supplémentaires sont nécessaires pour comprendre tous les impacts (Koehnken et al., 2020).

Enfin, le pétrole est une part importante des économies extractives du Gabon et du Nigeria (en particulier dans et autour du Delta du Niger) et l'exploration est en augmentation, y compris au large du Libéria. Le Niger, par exemple, a connu une augmentation rapide de son activité d'extraction et de raffinage de pétrole ces dernières années. Outre les impacts évidents sur l'environnement, d'autres effets directs et indirects de l'exploration minière et pétrolière sur la faune sont probablement comparables à ceux observés pour les concessions forestières, en particulier la construction de routes, l'accroissement de la densité des populations humaines et la chasse.

Barrages et autres modifications du système. (Dudgeon, Paugy & Lévêque, 2011) fournissent une synthèse récente des impacts des barrages et des prélèvements d'eau sur la faune d'eau douce africaine. Plus de 1 200 barrages ont été construits sur les petits et les grands fleuves d'Afrique ; beaucoup d'autres sont en construction ou ont été proposés avec un accent particulier sur l'Afrique occidentale. Les barrages ont été construits à diverses fins, notamment pour l'approvisionnement en eau domestique, industrielle et minière, l'irrigation des cultures et l'hydroélectricité. La plupart des plus grands barrages ont été construits après le milieu des années 1950, sur les grands fleuves et pour l'approvisionnement en électricité. Cependant, plus récemment, de nombreux petits réservoirs ont été créés pour répondre à d'autres demandes en eau, notamment l'irrigation, l'approvisionnement en eau (usage domestique) ou la production de poisson. Les impacts environnementaux plus larges des barrages sont bien établis et ne seront pas abordés ici.

Espèces exotiques envahissantes. Le principal impact des espèces exotiques envahissantes est sans doute visible chez les espèces de poissons d'eau douce de la région. Seize espèces de poissons ont été introduites dans la région de l'Afrique centrale, dont *Oreochromis niloticus* et *Heterotis niloticus*, qui est devenu une composante dominante dans de nombreuses rivières de la Cuvette Centrale. Cependant,

l'espèce exotique envahissante la plus importante est probablement la jacinthe d'eau *Eichhornia crassipes*, une espèce super-invasive qui a causé une dégradation majeure de la qualité de l'eau dans la région, affectant les espèces d'eau douce et perturbant également l'accès à la pêche et le transport par bateau.

Pêcheries. Il y a près de trente ans, (Brainerd, 1997) a prévenu que la plupart des ressources halieutiques étaient proches de leur niveau maximal d'exploitation, pleinement exploitées ou surexploitées. Pour l'Afrique occidentale, la pêche a été documentée comme principale menace pour ~5% des espèces de poissons menacées dans l'évaluation de 2009 (Lalèyè & Entsua-Mensah, 2009). Dans de nombreuses zones de la région, en particulier dans le système de la Volta, l'augmentation des niveaux de récolte a modifié la structure et la distribution des communautés de poissons et a réduit le recrutement. Par exemple, dans le système de l'Ouémé au Bénin, des espèces prédatrices plus grandes ont été remplacées par des poissons-chats, des cichlidés et des cyprinidés plus petits.

Bien que le commerce international des animaux de compagnie d'ornement en rapport aux poissons d'eau douce tropicaux soit énorme, s'élevant à plusieurs millions de dollars américains par an, et que 82 % des poissons d'eau douce africains commercialisés soient des espèces menacées, le commerce semble basé principalement sur des spécimens élevés en captivité (Raghavan et al., 2013) et il n'a pas encore été signalé comme une menace spécifique pour les poissons en Afrique occidentale.

Changement climatique. En Afrique occidentale, le siècle dernier a connu une énorme variabilité climatique, comme en témoignent la période humide 1930–1960, les sécheresses 1970–1980 et le retour des précipitations dans les années 1990 et 2000. Le projet PARCC (Aires protégées résilientes au changement climatique en Afrique occidentale) a évalué la sensibilité et la capacité d'adaptation des vertébrés terrestres et d'eau douce de cette région (tels que définis dans cette analyse de situation, plus le Tchad) aux impacts du changement climatique (Carr, Hughes & Foden, 2014). Les poissons d'eau douce d'Afrique occidentale montrent une grande sensibilité au changement climatique et à ses impacts, en particulier en raison d'associations spécifiques d'habitats et de micro habitats, qui peuvent être affectées par les changements climatiques ; une faible capacité intrinsèque de dispersion apparaît également comme la caractéristique commune la plus courante au sein de ce groupe. La présence de barrières physiques telles que des habitats inadaptés qui sont susceptibles d'empêcher la dispersion pose un problème particulier.

1.4 Objectifs de l'étude

Il ressort clairement de l'analyse de situation présentée ci-dessus que les écosystèmes d'eau douce et les services qu'ils fournissent sont sérieusement affectés par les activités humaines dans la région. Dans l'étude présentée ici, nous visons à fournir une base de référence à jour sur la répartition et l'état de la biodiversité d'eau douce dans la région en tant que fondement de la conservation et de la prise de décision environnementale pertinente pour les espèces d'eau douce. Concrètement, nous allons :

- i) réévaluer toutes les espèces d'eau douce pour la Liste rouge de l'UICN, en fournissant un indice de changement dans l'état de la biodiversité d'eau douce (un indice de la Liste rouge) depuis l'évaluation de référence effectuée en 2009;
- ii) évaluer les treize KBA d'eau douce proposées par rapport au standard mondial des KBA et avec l'avantage d'informations mises à jour sur les espèces déclencheuses de KBA pertinentes;
- iii) faire connaître et renforcer les capacités pour la désignation de KBA dans 6 pays du hotspot;
- iv) démontrer comment les informations peuvent être utilisées pour identifier un réseau de sites représentant au mieux la biodiversité d'eau douce dans tout le hotspot.

En travaillant par l'intermédiaire des bureaux régionaux de l'UICN, nous veillerons ensuite à ce que les conclusions soient communiquées aux ONG impliquées dans : i) les actions de conservation sur le terrain, ii) la planification de la conservation au niveau national, et iii) les entreprises du secteur privé intéressées à minimiser leurs impacts sur la biodiversité d'eau douce. Les résultats du projet aideront également les donateurs, tels que le Fonds de partenariat pour les écosystèmes critiques (CEPF), à orienter leur soutien vers les espèces et les sites qui ont le plus besoin d'actions de conservation ou de restauration.

Références

- Abell, R. (2002). Conservation Biology for the Biodiversity Crisis: a Freshwater Follow-up. *Conservation Biology*. [Online] 16 (5), 1435–1437. Available from: <https://www.doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01532.x>.
- African Development Bank (2021). *African Economic Outlook 2021*. [Online]. p.180. Available from: <https://www.afdb.org/en/knowledge/publications/african-economic-outlook> [Accessed: 29 June 2021].
- African Development Bank Group (2012). *Africas Demographic Trends.pdf*. [Online]. p.9. Available from: <https://www.afdb.org/fileadmin/uploads/afdb/Documents/Policy-Documents/FINAL%20Briefing%20Note%204%20Africas%20Demographic%20Trends.pdf> [Accessed: 29 June 2021].
- African Development Bank Group (2013). *West Africa Monitor 2013*. [Online]. p.25. Available from: https://www.afdb.org/fileadmin/uploads/afdb/Documents/Publications/West_Africa_Monitor_2013.pdf [Accessed: 29 June 2021].
- Aleman, J.C., Jarzyna, M.A. & Staver, A.C. (2018) Forest extent and deforestation in tropical Africa since 1900. *Nature Ecology & Evolution*. [Online] 2 (1), 26–33. Available from: <https://www.doi.org/10.1038/s41559-017-0406-1>.
- Balian, E.V., Lévêque, C., Segers, H. & Martens, K. (2008). *Freshwater animal diversity assessment*. [Online]. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers. Available from: <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8259-7> [Accessed: 22 August 2017].
- Béné, C., Arthur, R., Norbury, H., Allison, E.H., et al. (2016). Contribution of Fisheries and Aquaculture to Food Security and Poverty Reduction: Assessing the Current Evidence. *World Development*. [Online] 79, 177–196. Available from: <https://www.doi.org/10.1016/j.worlddev.2015.11.007>.
- George W. Benz & David E. Collins (eds.) (1999). *Aquatic Fauna in Peril: The Southeastern Perspective*. Decatur, Ga, Lenz Design & Communications.
- Brainerd, T.R. (1997). Socioeconomic research needs for fisheries and aquaculture in Africa. In: J.H. Annala (ed.). *Fisheries and Aquaculture Research Planning Needs for Africa and West Asia*. [Online]. ICLARM. pp. 59–60. Available from: <https://www.worldfishcenter.org/publication/fisheries-and-aquaculture-research-planning-needs-africa-and-west-asia>.
- Brown, D.S. (1994). *Freshwater Snails Of Africa And Their Medical Importance*. 2nd edition. [Online]. London, CRC Press. Available from: <https://www.doi.org/10.1201/9781482295184>.
- Brown, D.S. (1980). *Freshwater Snails Of Africa And Their Medical Importance*. 1st edition. London, CRC Press.
- Carr, J.A., Hughes, A.F. & Foden, W.B. (2014). A Climate Change Vulnerability Assessment of West African Species. *UNEP-WCMC technical report*. 59.
- CEPF (2015). *Profil d'écosystème: Hotspot de biodiversité des forêts guinéennes de l'Afrique de l'ouest*. [Online]. Available from: https://www.cepf.net/sites/default/files/fr_profil_ecosysteme_forets_guineennes.pdf [Accessed: 27 February 2020].
- Chambers, P.A., Lacoul, P., Murphy, K.J. & Thomas, S.M. (2008). Global Diversity Of Aquatic Macrophytes In Freshwater. In: E.V. Balian, C. Lévêque, H. Segers, & K. Martens (eds.). *Freshwater Animal Diversity Assessment*. [Online]. ICLARM Conf. Proc., Springer Netherlands. pp. 9–26. Available from: <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8259-7>.
- Collen, B., Whitton, F., Dyer, E.E., Baillie, J.E.M., et al. (2014). Global patterns of freshwater species diversity, threat and endemism. *Global Ecology and Biogeography*. [Online] 23

- (1), 40–51. Available from: <https://www.doi.org/10.1111/geb.12096>.
- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., et al. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*. [Online] 26, 152–158. Available from: <https://www.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>.
- Craig, L.S., Olden, J.D., Arthington, A.H., Entekin, S., et al. (2017). Meeting the challenge of interacting threats in freshwater ecosystems: A call to scientists and managers Donald R. Zak & Peter M. Groffman (eds.). *Elementa: Science of the Anthropocene*. [Online] 5 (72). Available from: <https://www.doi.org/10.1525/elementa.256> [Accessed: 29 June 2021].
- Cumberlidge, N., Ng, P.K.L., Yeo, D.C.J., Magalhães, C., et al. (2009). Freshwater crabs and the biodiversity crisis: Importance, threats, status, and conservation challenges. *Biological Conservation*. [Online] 142 (8), 1665–1673. Available from: <https://www.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.038>.
- DAI (2017). *Nigeria—Water, Sanitation, and Hygiene Coordination Project (WCP)*. [Online]. 2017. Available from: <https://www.dai.com/our-work/projects/nigeria-water-sanitation-and-hygiene-coordination-project-wcp> [Accessed: 29 June 2021].
- Darwall, W.R.T., Bremerich, V., De Wever, A., Dell, A.I., et al. (2018). The Alliance for Freshwater Life: A global call to unite efforts for freshwater biodiversity science and conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 28, 1015–1022. Available from: <https://doi.org/10.1002/aqc.2958>.
- Davidson, N.C. (2014). How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*. [Online] 65 (10), 934–941. Available from: <https://www.doi.org/10.1071/MF14173>.
- De Grave, S., Smith, K.G., Adeler, N.A., Allen, D.J., et al. (2015) Dead Shrimp Blues: A Global Assessment of Extinction Risk in Freshwater Shrimps (Crustacea: Decapoda: Caridea) Gaofeng Qiu (ed.). *PLOS ONE*. [Online] 10 (3), e0120198. Available from: <https://www.doi.org/10.1371/journal.pone.0120198>.
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.-I., et al. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*. [Online] 81 (02), 163. Available from: <https://www.doi.org/10.1017/S1464793105006950>.
- Dudgeon, D., Paugy, D. & Lévêque, C. (2011). Chapter 1. Background. In: W. R. T Darwall, Kevin G. Smith, D. J. Allen, R. A. Holland, et al. (eds.). *The Diversity of Life in African Freshwaters: Under Water, Under Threat. An analysis of the status and distribution of freshwater species throughout mainland Africa*. [Online]. Cambridge, UK and Gland, Switzerland, IUCN. pp. 2–31. Available from: <https://portals.iucn.org/library/node/9409>.
- Dudley, J.P., Ginsberg, J.R., Plumptre, A.J., Hart, J.A., et al. (2002). Effects of War and Civil Strife on Wildlife and Wildlife Habitats. *Conservation Biology*. [Online] 16 (2), 319–329. Available from: <https://www.doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00306.x>.
- European Palm Oil Alliance (EPOA) (2019). *The Palm Oil Story: Facts and Figures*. [Online]. p.18. Available from: <https://palmoilalliance.eu/wp-content/uploads/2019/10/Brochure-Palm-Oil-Story-2019-FINAL.pdf> [Accessed: 29 June 2021].
- Fricke, R., Eschmeyer, W.N. & van der Laan, R. (2021). *Eschmeyer's Catalog of Fishes: Genera, Species, References*. [Online]. 2021. Available from: <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp> [Accessed: 3 February 2021].
- Garcia-Moreno, J.M., Harrison, I.J., Dudgeon, D., Clausnitzer, V., et al. (2014). Sustaining freshwater biodiversity in the Anthropocene. In: A. Bhaduri, J. Bogardi, J. Leentvaar, & S. Marx (eds.). *The Global Water System in the Anthropocene*. [Online]. Cham, Switzerland, Springer International Publishing. pp. 247–270. Available from: <https://www.doi.org/10.1007/978-3-319-07548-8>.
- Garrick, D.E., Hall, J.W., Dobson, A., Damania, R., et al. (2017). Valuing water for sustainable development. *Science*. [Online] 358 (6366), 1003–1005. Available from: <https://www.doi.org/10.1126/science.aao4942>.
- Garside, M. (2021). *Mining exploration budget Africa 2019*. [Online]. 29 June 2021. Statista. Available from: <https://www.statista.com/statistics/1052068/african-mining-exploration-budget/> [Accessed: 29 June 2021].
- Gleick, P.H. (1996). Water resources. In: S. H. Schneider (ed.). *Encyclopedia of climate and weather*. New York, USA, Oxford University Press. pp. 817–823.
- Gopal, Junk, & Davis (eds.) (2000) *Biodiversity in Wetlands: Assessment, Function, and Conservation*. Leiden, The Netherlands, Backhuys Publishers.
- Green, P.A., Vörösmarty, C.J., Harrison, I., Farrell, T., et al. (2015). Freshwater ecosystem services supporting humans: Pivoting from water crisis to water solutions. *Global Environmental Change*. [Online] 34, 108–118. Available from: <https://www.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.06.007>.
- Harrison, I.J., Green, P.A., Farrell, T.A., Juffe-Bignoli, D., et al. (2016). Protected areas and freshwater provisioning: a global assessment of freshwater provision, threats and management strategies to support human water security. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. [Online] 26 (S1), 103–120. Available from: <https://www.doi.org/10.1002/aqc.2652>.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., et al. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*. [Online] 25 (15), 1965–1978. Available from: <https://www.doi.org/10.1002/joc.1276>.

- International Hydropower Association (2020). *2020 Hydropower Status Report: Sector trends and insights*. [Online]. Available from: https://hydropower-assets.s3.eu-west-2.amazonaws.com/publications-docs/2020_hydropower_status_report.pdf.
- Koehnken, L., Rintoul, M.S., Goichot, M., Tickner, D., et al. (2020). Impacts of riverine sand mining on freshwater ecosystems: A review of the scientific evidence and guidance for future research. *River Research and Applications*. [Online] 36 (3), 362–370. Available from: <https://doi.org/10.1002/aqc.2958>.
- Kristensen, T.K., Stensgaard, A.-S., Seddon, M.B. & Mclvor, A. (2009). The status and distribution of freshwater molluscs (Mollusca). In: K.G. Smith, M.D. Diop, M. Niane, & W.R.T. Darwall (eds.). *The Status and Distribution of Freshwater Biodiversity in Western Africa*. [Online]. Cambridge, UK and Gland, Switzerland. pp. 33–40. Available from: <https://portals.iucn.org/library/node/9638>.
- Lalèyè, P. & Entsua-Mensah, M. (2009). Freshwater fishes of western Africa. In: Kevin G. Smith, M.D. Diop, M. Niane, & W.R.T. Darwall (eds.). *The Status and Distribution of Freshwater Biodiversity in Western Africa*. [Online]. Cambridge, UK and Gland, Switzerland. pp. 20–32. Available from: <https://portals.iucn.org/library/node/9638>.
- Lynch, A.J., Cooke, S.J., Deines, A.M., Bower, S.D., et al. (2016). The social, economic, and environmental importance of inland fish and fisheries. *Environmental Reviews*. [Online] 24 (2), 115–121. Available from: <https://www.doi.org/10.1139/er-2015-0064>.
- Mallon, D.P., Hoffmann, M., Grainger, M.J., Hibert, F., et al. (2015). *An IUCN situation analysis of terrestrial and freshwater fauna in West and Central Africa*. 54. [Online]. Gland, Switzerland, IUCN. Available from: <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2015.SSC-OP.54.en> [Accessed: 29 June 2021].
- McAllister, D.E., Hamilton, A.L. & Harvey, B.J. (1997). Global Freshwater Biodiversity: Striving for the Integrity of Freshwater Ecosystems. *Sea Wind: Bulletin of Ocean Voice International*. 11, 1–140.
- Mittermeier, R.A., Robles-Gil, P., Hoffmann, M., Pilgrim, J.D., et al. (2004). *Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions*. CEMEX Conservation Book Series 12. [Online]. Mexico City, Mexico, Conservation International. Available from: <https://www.nhbs.com/hotspots-revisited-book> [Accessed: 29 June 2021].
- Nelson, J.S. (1976). *Fishes of the World*. 1st edition. Hoboken, John Wiley & Sons.
- Niang-Diop, F. & Ouedraogo, L.R. (2009). Aquatic plants of western Africa. In: Kevin G. Smith, M.D. Diop, M. Niane, & W.R.T. Darwall (eds.). *The Status and Distribution of Freshwater Biodiversity in Western Africa*. [Online]. Cambridge, UK and Gland, Switzerland. pp. 20–32. Available from: <https://portals.iucn.org/library/node/9638>.
- Norris, K., Asase, A., Collen, B., Gockowksi, J., et al. (2010). Biodiversity in a forest-agriculture mosaic – The changing face of West African rainforests. *Biological Conservation*. [Online] 143 (10), 2341–2350. Available from: <https://www.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.032>.
- Perret, C. (2006). Cotton. In: *Atlas on Regional Integration in West Africa*. [Online]. ECOWAS-SWAC/OECD. p. Available from: <https://www.oecd.org/swac/publications/38409410.pdf>.
- Phalan, B., Bertzky, M., Butchart, S.H.M., Donald, P.F., et al. (2013). Crop Expansion and Conservation Priorities in Tropical Countries. *PLOS ONE*. [Online] 8 (1), e51759. Available from: <https://www.doi.org/10.1371/journal.pone.0051759>.
- Raghavan, R., Dahanukar, N., Tlustý, M.F., Rhyne, A.L., et al. (2013). Uncovering an obscure trade: Threatened freshwater fishes and the aquarium pet markets. *Biological Conservation*. [Online] 164, 158–169. Available from: <https://www.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.019>.
- Ramsar Convention Secretariat (2017). *Wetlands: a global disappearing act*. [Online]. Available from: https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/factsheet3_global_disappearing_act_0.pdf [Accessed: 29 June 2021].
- Sachs, L.E., Negin, J. & Denning, G. (2011). Wider Role for Our Miners in Africa. *The Australian Financial Review, August 31, 2011*. [Online] Available from: https://scholarship.law.columbia.edu/sustainable_investment_staffpubs/166.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2020). *Global Biodiversity Outlook 5*. [Online]. Available from: <https://www.cbd.int/gbo/gbo5/publication/gbo-5-en.pdf> [Accessed: 27 February 2021].
- Smith, K.G., Diop, M.D., Niane, M. & Darwall, W.R.T. (2009). *The Status and Distribution of Freshwater Biodiversity in Western Africa*. [Online]. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, International Union for Conservation of Nature (IUCN). Available from: <https://portals.iucn.org/library/node/9638>.
- Strayer, D.L. & Dudgeon, D. (2010). Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society*. [Online] 29 (1), 344–358. Available from: <https://www.doi.org/10.1899/08-171.1>.
- Tedesco, P.A., Oberdorff, T., Cornu, J.-F., Beauchard, O., et al. (2013). A scenario for impacts of water availability loss due to climate change on riverine fish extinction rates. *Journal of Applied Ecology*. [Online] 50 (5), 1105–1115. Available from: <https://www.doi.org/10.1111/1365-2664.12125>.
- The WorldFish Center (2008). *Tropical river fisheries valuation: establishing economic value to guide policy*. [Online]. p.16. Available from: <https://hdl.handle.net/20.500.12348/1520> [Accessed: 29 June 2021].
- Thieme, M.L., Abell, R., Burgess, N., Lehner, B., et al. (2005). *Freshwater Ecoregions of Africa and Madagascar: A Conservation Assessment*. Island Press.

- Thieme, M.L., Turak, E., McIntyre, P.B., Darwall, W.R.T., et al. (2010). Freshwater ecosystems under threat – the ultimate hotspot. In: R.A. Mittermeier, T.A. Farrell, I.J. Harrison, A.J. Upgren, et al. (eds.). *Fresh water: The essence of life*. CEMEX Conservation Book Series. [Online]. Arlington, United States, CEMEX & ILCP. pp. 118–151. Available from: <https://portals.iucn.org/library/node/48728>.
- Tickner, D., Opperman, J.J., Abell, R., Acreman, M., et al. (2020). Bending the Curve of Global Freshwater Biodiversity Loss: An Emergency Recovery Plan. *BioScience*. [Online] 70 (4), 330–342. Available from: <https://www.doi.org/10.1093/biosci/biaa002>.
- Tockner, K., Bernhardt, E.S., Koska, A. & Zarfl, C. (2016). A global view on future major water engineering projects. In: R.F. Hüttli, O. Bens, C. Bismuth, & S. Hoehstetter (eds.). *Society, water, technology: A critical appraisal of major water engineering projects*. Water Resources Development and Management. 1st edition. [Online]. Cham, Switzerland, Springer. pp. 47–64. Available from: <https://www.doi.org/10.1007/978-3-319-18971-0>.
- UNEP-WCMC, IUCN and NGS (2018). *Protected Planet Report 2018*. [Online]. p.56. Available from: <https://portals.iucn.org/library/node/48344> [Accessed: 16 May 2020].
- Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) (2016). *Standard mondial pour l'identification des Zones Clés pour la Biodiversité, Version 1.0. Première édition*. Gland, Suisse : UICN. [Online]. Available from: <https://portals.iucn.org/library/node/46320> [Accessed: 27 February 2020].
- Villioth, J. (2014). Building an economy on quicksand. *EJOLT*. [Online]. Available from: <http://www.ejolt.org/2014/08/building-an-economy-on-quicksand/> [Accessed: 12 July 2021].
- Vörösmarty, C.J., McIntyre, P.B., Gessner, M.O., Dudgeon, D., et al. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*. [Online] 467 (7315), 555–561. Available from: <https://www.doi.org/10.1038/nature09440>.
- Weng, L., Boedihartono, A.K., Dirks, P.H.G.M., Dixon, J., et al. (2013). Mineral industries, growth corridors and agricultural development in Africa. *Global Food Security*. [Online] 2 (3), 195–202. Available from: <https://www.doi.org/10.1016/j.gfs.2013.07.003>.
- Wessel, M. & Quist-Wessel, P.M.F. (2015). Cocoa production in West Africa, a review and analysis of recent developments. *NJAS – Wageningen Journal of Life Sciences*. [Online] 74–75, 1–7. Available from: <https://www.doi.org/10.1016/j.njas.2015.09.001>.
- Wetlands International (2017). *Water Shocks: Wetlands and Human Migration in the Sahel*. [Online]. Wageningen, The Netherlands, Wetlands International. Available from: <https://www.wetlands.org/publications/water-shocks-wetlands-human-migration-sahel/> [Accessed: 29 June 2021].
- World Wildlife Fund (WWF) (2017). Bittersweet: chocolate's impact on the environment. *World Wildlife Fund*. [Online]. Available from: <https://www.worldwildlife.org/magazine/issues/spring-2017/articles/bittersweet-chocolate-s-impact-on-the-environment> [Accessed: 29 June 2021].
- WWF (2020). *Living Planet Report 2020. Bending the curve of biodiversity loss: a deep dive into freshwater*. [Online]. Available from: https://wwfint.awsassets.panda.org/downloads/lpr_2020___deep_dive_into_freshwater___spreads_embargo_10_09_20_1.pdf.
- Youn, S.-J., Taylor, W.W., Lynch, A.J., Cowx, I.G., et al. (2014). Inland capture fishery contributions to global food security and threats to their future. *Global Food Security*. [Online] 3 (3), 142–148. Available from: <https://www.doi.org/10.1016/j.gfs.2014.09.005>.
- Zhang, H. & Wilkes, A. (2010). *Trends in Chinese trade and investment in Africa's mining sector*.

Chapitre 2

Méthodologie d'évaluation

Starnes, T. ¹, Sayer, C.A. ¹

Sommaire

2.1 Sélection de taxons prioritaires.....	16
2.1.1 Poissons.....	16
2.1.2 Mollusques.....	17
2.1.3 Odonates.....	17
2.1.4 Décapodes.....	18
2.1.5 Plantes.....	18
2.2 Nomenclature.....	18
2.3 Cartographie des espèces.....	19
2.3.1 Espèces à aire de répartition restreinte.....	20
2.4 Evaluation de l'état des menaces des espèces.....	20
2.4.1 Collecte des données et contrôle qualité.....	20
2.5 Indice Liste rouge.....	21
Références.....	21

2.1 Sélection de taxons prioritaires

Dans la majorité des cas, les évaluations de la biodiversité à grande échelle se sont concentrées sur un éventail limité de groupes taxonomiques, comprenant le plus souvent les groupes qui offrent des avantages évidents aux humains par la consommation directe, ou les groupes plus charismatiques, tels que les mammifères et les oiseaux. Dans le cas des systèmes aquatiques, les oiseaux des zones humides, les amphibiens et les poissons ont reçu le plus d'attention. Cependant, il est important d'adopter une approche plus holistique en rassemblant des informations pour conserver d'autres composants de la chaîne alimentaire qui sont essentiels au maintien du bon fonctionnement d'écosystèmes de zones humides, même s'ils ne sont ni très connus ni souvent remarqués, comme c'est généralement le cas pour les espèces submergées. Comme il n'est pas pratique d'évaluer toutes les espèces, un certain nombre de groupes taxonomiques ont été priorités pour une évaluation complète à l'échelle mondiale (c'est-à-dire l'évaluation de toutes les espèces décrites au sein du groupe taxonomique sur la Liste rouge mondiale des espèces menacées de l'UICNTM, www.iucnredlist.org) dans le cadre de l'évaluation mondiale de la biodiversité des eaux douces de l'UICN.

2.1.1 Poissons

Les poissons sont sans doute les produits les plus importants (en termes d'utilisation humaine) des écosystèmes d'eau douce à l'échelle mondiale. En 2016, la capture totale de poissons dans les eaux intérieures dans le monde était de 11,6 millions de tonnes, ce qui représente une augmentation de 11 % par rapport à la moyenne 2005–2014 (FAO, 2018). En Afrique, qui représente 25 % des captures continentales mondiales (FAO, 2018), les poissons constituent une importante source de nourriture pour plus de 400 millions de personnes et contribuent à leur alimentation en protéines, graisses, minéraux et vitamines essentiels (Heck & Béné, 2005). En plus de la nutrition essentielle, cette capture fournit des revenus et soutient les moyens de subsistance des communautés les plus pauvres, à la fois par la consommation et les utilisations non alimentaires (Dugan et al., 2010).

Aux fins de cette évaluation, les poissons d'eau douce sont définis comme les espèces qui passent la totalité ou une partie essentielle de leur cycle de vie en eau douce. Il existe environ 17 800 espèces de poissons d'eau douce dans le monde (R. van der Laan, comm. pers. 2019) et à l'heure

¹ Unité de la biodiversité d'eau douce, Programme mondial sur les espèces, UICN (Union internationale pour la conservation de la nature), David Attenborough Building, Pembroke Street, Cambridge, CB2 3QZ, Royaume Uni

actuelle, le risque d'extinction à l'échelle mondiale a été évalué pour environ 51 % (9 138 espèces) des poissons d'eau douce à l'aide des catégories et critères de la Liste rouge de l'UICN (UICN, 2012). Une évaluation mondiale des poissons d'eau douce est actuellement en cours dans le but d'évaluer toutes les espèces pour la Liste rouge d'ici 2021.

Lévêque et al., (1990) ont identifié 558 espèces de poissons appartenant à 180 genres et 61 familles dans la région de l'Afrique occidentale. Cette évaluation a ensuite été mise à jour par (Paugy, Lévêque & Teugels, 2003), portant le nombre d'espèces connues dans la région à 584, au sein de 192 genres et 64 familles. Depuis 2010, on estime que 13 nouvelles espèces ont été décrites, portant le nombre de poissons d'Afrique occidentale à 597. Cela comprend un certain nombre d'espèces à prédominance marine qui se trouvent également dans les eaux saumâtres. Dans le présent rapport, nous nous concentrons uniquement sur les espèces de poissons d'eau douce dont il existe 555 espèces, de 164 genres et 49 familles actuellement répertoriées en Afrique occidentale. Parmi celles-ci, 10 espèces et une sous-espèce ne sont pas typiques de la région et une espèce est une erreur d'identification. L'évaluation actuelle présentée ici se concentre uniquement sur les espèces indigènes décrites.

2.1.2 Mollusques

Les mollusques d'eau douce sont l'un des groupes de taxons d'eau douce les plus diversifiés et les plus menacés, et se sont avérés être le groupe le plus menacé d'extinction et le moins connu dans l'évaluation de l'Afrique continentale par Darwall et al. (2011), avec 29 % des espèces évaluées comme menacées et 30 % sont classés à la catégorie Données insuffisantes (DD). Les mollusques d'eau douce sont pour la plupart discrets et ne sont normalement pas considérés comme charismatiques, attirant rarement l'attention des médias populaires, sauf sous un jour négatif car certaines espèces sont des vecteurs de transmission de parasites et de maladies humaines et animales. C'est regrettable car les mollusques d'eau douce jouent un rôle vital dans la fourniture de services écosystémiques et sont essentiels au maintien des zones humides, principalement en raison de leur contribution à la qualité de l'eau et au cycle des nutriments par le biais de l'alimentation par filtration, du pâturage des algues et en tant que source de nourriture pour d'autres animaux (Howard & Cuffey, 2006 ; Vaughn, Nichols & Spooner, 2008 ; Vaughn, Gido & Spooner, 2004).

Il existe environ 6 000 à 7 000 espèces de mollusques d'eau douce décrites dans le monde (MolluscaBase Eds., 2021). À l'heure actuelle, le risque d'extinction à l'échelle mondiale a été évalué pour environ 57 % (3 688 espèces) des espèces de mollusques d'eau douce décrites sur la Liste rouge de

l'UICN (Union internationale pour la conservation de la nature (UICN), 2021). Le risque d'extinction de 83 espèces de mollusques d'eau douce typiques de la région de l'Afrique occidentale a été évalué selon les catégories et critères de la Liste rouge de l'UICN (UICN, 2012). 17 autres espèces ont récemment été évaluées et ont été incluses dans ce rapport.

2.1.3 Odonates

Les larves de presque toutes les espèces de libellules et de demoiselles (ordre des odonates) dépendent des habitats d'eau douce. La sélection de l'habitat des libellules adultes dépend fortement du type de végétation terrestre, et leurs larves se développent dans l'eau où elles jouent un rôle essentiel en ce qui concerne la qualité de l'eau, le cycle des nutriments et la structure de l'habitat aquatique. Les larves sont des prédateurs voraces, souvent considérés comme importants dans le contrôle des espèces d'insectes nuisibles. Un large éventail de niches écologiques est représenté au sein du groupe et, comme elles sont sensibles aux changements de débit d'eau, à la turbidité ou à la perte de végétation aquatique (Trueman & Rowe, 2009), elles ont été largement utilisées comme indicateur de la qualité des zones humides. Il existe environ 6 300 espèces d'odonates décrites mais, même si le groupe est bien étudié et relativement facile à étudier, on pense que le nombre réel est plus proche de 7 000 espèces (Kalkman et al., 2007). À l'heure actuelle, le risque d'extinction à l'échelle mondiale a été évalué pour 85 % (5 342 espèces) des odonates décrits (UICN, 2021).

Les espèces d'odonates sélectionnées pour inclusion dans ce rapport comprenaient les 307 espèces évaluées sur la Liste rouge avec tout ou partie de leur aire de répartition cartographiée dans la région d'évaluation de l'Afrique de occidentale. La sélection comprenait 249 espèces avec des aires de répartition cartographiées et 58 autres espèces avec des répartitions représentées uniquement par des données ponctuelles de localités. Les cartes de richesse spécifique présentées dans le chapitre sur les odonates (chapitre 6) sont réalisées pour les 249 espèces dont les aires de répartition sont cartographiées. Le résumé de l'état de conservation et l'indice Liste rouge ont été calculés en utilisant l'ensemble des 307 espèces.

Juste avant la publication de ce rapport, le Groupe de spécialistes de la CSE (UICN) des libellules a mis à jour la base de données sur les odonates d'Afrique (ODA) avec un lot considérable de nouveaux enregistrements provenant de récents voyages sur le terrain dans la région. Ces nouvelles données n'ont pas pu être incluses dans cette analyse, mais les nouvelles données d'enregistrement portent le total des espèces pour la région à 360 (V. Clausnitzer, K.-D. Dijkstra et J. Kipping, comm. pers.).

2.1.4 Décapodes

Les crustacés décapodes d'eau douce comprennent les crabes, les écrevisses et les crevettes. En Afrique occidentale, les groupes de décapodes d'eau douce indigènes sont les crabes et les crevettes – il n'y a pas d'écrevisses indigènes d'Afrique occidentale.

Les crabes d'eau douce sont l'un des groupes de macro-invertébrés d'eau douce les plus écologiquement importants au monde. Ils jouent un rôle clé dans le cycle des nutriments en raison de la grande importance des détritiques dans le régime alimentaire de nombreuses espèces, associée à leur abondance et à leur biomasse élevée (Cumberlidge et al., 2009). Comme les crabes d'eau douce se trouvent dans une grande variété d'habitats aquatiques et qu'ils sont normalement associés à une eau relativement bonne qualité, ils sont d'excellents indicateurs de la qualité de l'eau (Yeo et al., 2008). De plus, ils sont un élément clé des réseaux trophiques aquatiques tropicaux, agissant comme proies pour un grand nombre de prédateurs, tout en étant largement consommés par les humains (Cumberlidge et al., 2009).

Il y a 2 755 décapodes d'eau douce évalués sur la Liste rouge de l'UICN, dont 2 642 espèces strictement d'eau douce ainsi que 147 espèces d'eau douce et terrestres et 4 espèces d'eau douce et marines (UICN, 2021).

2.1.4.1 Crabes

Il existe environ 1 400 espèces de crabes d'eau douce dans le monde, ainsi que plusieurs centaines d'espèces qui habitent à la fois les systèmes marins et d'eau douce (Cumberlidge, 2016). Ceux-ci sont divisés en huit familles dont une seule, les Potamonautidae, est reconnue d'Afrique subsaharienne, étant endémique au continent (y compris Madagascar, les Seychelles et d'autres îles environnantes) (Cumberlidge, 2008). Actuellement, 145 espèces de Potamonautidae sont évaluées sur la Liste rouge (UICN, 2021).

Les 26 espèces indigènes de crabes d'eau douce de six genres au sein des Potamonautidae ont été réévaluées dans le présent travail, y compris le genre monospécifique *Globonautismacropus* (EN), permettant de calculer un index de Liste rouge complet pour les crabes d'eau douce d'Afrique occidentale par rapport à la référence de 2008 (Smith et al., 2009).

2.1.4.2 Crevettes

Il existe environ 770 à 800 espèces de crevettes d'eau douce dans le monde, représentant environ 20 % de la diversité totale des crevettes (De Grave et al., 2015). Quelque 29 espèces de crevettes d'eau douce ont été incluses dans le présent travail, représentant huit genres de cinq familles, dont deux genres monospécifiques ; *Caridinopsis chevalieri*

(LC) et *Euryrhynchoidesholthuisi* (DD). Une évaluation globale des crevettes d'eau douce a été réalisée en 2015 (De Grave et al., 2015) et une seule espèce récemment découverte – *Euryrhynchinaputeola* (DD) a été évaluée dans le cadre de ce projet.

2.1.5 Plantes

Les plantes aquatiques sont les éléments constitutifs des écosystèmes des zones humides, fournissant de la nourriture, de l'oxygène et des habitats à de nombreuses autres espèces. Ils sont également une ressource naturelle extrêmement importante offrant des avantages directs aux communautés humaines. De nombreuses plantes aquatiques sont très appréciées pour leurs propriétés nutritives, médicinales, culturelles, structurelles ou biologiques. Certaines espèces fournissent également d'importants services écosystémiques des zones humides tels que la filtration de l'eau et le recyclage des nutriments.

Selon Cook (1996), les plantes aquatiques sont définies ici comme « les plantes vasculaires dont les parties photosynthétiquement actives sont en permanence ou, au moins, pendant plusieurs mois de l'année, immergées dans l'eau ou flottent à la surface de l'eau », et suivant cette définition, on estime que les plantes aquatiques représentent entre 1 et 2 % de toutes les espèces végétales, ce qui équivaut à environ 2 900 à 5 800 des quelque 300 000 espèces de plantes vasculaires (Vié, Hilton-Taylor & Stuart, 2009). Cependant, si l'on considère les plantes non vasculaires, telles que les bryophytes, le nombre de plantes dépendantes de l'eau douce est plus élevé d'au moins un ordre de grandeur (R. Lansdown, comm. pers. 2019).

Pour ce travail, 382 espèces de 59 familles ont été évaluées sur la Liste rouge de l'UICN. 104 autres espèces ont été identifiées comme étant typiques d'Afrique occidentale mais n'ont pas été réévaluées car elles avaient toutes été évaluées récemment. Au total, donc, 486 espèces de plantes aquatiques sont visées par cette étude. 43 autres espèces, 13 espèces de Lentibulariaceae et 30 espèces de Podostemaceae, ont été identifiées comme faisant partie du champ d'application mais n'ont finalement pas été évaluées ici.

2.2 Nomenclature

Les schémas taxonomiques sont en constante évolution en raison des résultats des études en cours, notamment avec l'introduction des techniques moléculaires. Comme il est dans de nombreux cas difficile de trouver une hiérarchie taxonomique universellement acceptée, la taxonomie suivie ici est celle adoptée par la Liste rouge de l'UICN, qui, dans la mesure du possible, utilise les listes de contrôle mondiales

publiées existantes. Pour cette étude, la classification des poissons suit généralement le Catalogue des poissons d'Eschmeyer (Fricke, Eschmeyer & van der Laan, 2019) et la classification des odonates suit généralement la liste mondiale des odonates tenue à l'Université de Puget Sound (Schorr & Paulson, 2019). Pour les plantes, le cas échéant, nous suivons la liste de contrôle mondiale des familles de plantes sélectionnées hébergée par les jardins botaniques royaux de Kew (WCSP, 2019), mais d'autres listes plus spécialisées sont également suivies. Il n'existe actuellement aucune taxonomie unique communément acceptée pour les mollusques et les décapodes, et nous suivons donc les normes recommandées par le Groupe de spécialistes de la CSE (UICN) des mollusques et le Groupe de spécialistes de la CSE (UICN) des crustacés d'eau douce, respectivement.

2.3 Cartographie des espèces

La répartition des espèces a été cartographiée dans les sous-bassins fluviaux délimités par les niveaux 8 et 12 d'HydroBASINS (Lehner & Grill, 2013) à l'aide de l'application de cartographie des eaux douces (IUCN, 2020). Les bassins fluviaux ont été sélectionnés comme unité spatiale pour la cartographie et l'analyse de la répartition des espèces, car il est généralement admis que le bassin fluvial/lacustre ou le bassin versant est l'unité de gestion la plus appropriée pour les eaux intérieures (Collares-Pereira & Cowx, 2004).

Il existe pour la majorité des espèces des cartes de répartition publiées issues d'évaluations précédentes de la Liste rouge de l'UICN, par exemple celles menées par Darwall et al. (2011). Ces cartes de répartition ont été utilisées comme point de départ et mises à jour sur la base des connaissances actuelles. La répartition mondiale indigène de chaque espèce a été cartographiée, y compris les aires de répartition s'étendant en dehors de l'Afrique. Cela a eu l'avantage non seulement de pouvoir évaluer le risque d'extinction à l'échelle mondiale de chaque espèce, mais aussi de déterminer par une analyse spatiale quelles espèces étaient endémiques à la région et de calculer les proportions de l'aire de répartition mondiale des espèces présentes dans les Zones clés pour la biodiversité potentielles.

Pour l'analyse de l'écorégion, les espèces avec 95 % ou plus de leur aire de répartition dans une écorégion ont été considérées comme endémiques à l'écorégion. Il s'agit du même seuil adopté dans le standard mondial des KBA (UICN, 2016). Les espèces avec moins de 0,5 % de leur aire de répartition dans une écorégion n'étaient pas considérées comme présentes dans l'écorégion.

Les attributs standards de la Liste rouge de l'UICN ont été utilisés pour indiquer la présence et l'origine des espèces

dans différentes localités de leur aire de répartition (IUCN Red List Technical Working Group, 2018). Lorsque des données étaient disponibles, des localités ponctuelles (la latitude et la longitude pour un enregistrement de collection d'espèces) ont été utilisées pour identifier les sites contenant des occurrences connues de l'espèce (codées comme Présence 1 : Existante). Ces données ponctuelles ont été complétées par une connaissance approfondie de la présence dans les sous-bassins où aucun enregistrement de collecte spécifique n'était disponible. Les cartes préliminaires de répartition des espèces ont été numérisées puis retravaillées lors de l'atelier de révision de la Liste rouge (voir 2.5 Collecte des données et contrôle qualité) où les erreurs ont été supprimées des cartes et les enregistrements douteux ont été recodés comme Présence incertaine (Présence 6). Les répartitions inférées (codées comme Présence 3 : Possiblement existante), où une espèce devrait être présente mais n'a pas encore été confirmée, ont été déterminées grâce à une combinaison de savoirs spécialisés, d'enregistrements de répartition à grande échelle et d'informations non publiées. Les répartitions où l'espèce était Possiblement éteinte (présence 4), Eteinte (Présence 5) et Introduite (Origine 3) ont également été captées lorsqu'elles étaient connues.

Pour calculer les cartes de répartition de la diversité des espèces, les aires de répartition des espèces cartographiées à partir des évaluations de la Liste rouge ont été filtrées de manière à inclure des portions de l'aire de répartition où l'espèce était existante, indigène (ou réintroduite) et à l'exclusion des portions de l'aire de répartition qui affichent l'état possiblement existante, possiblement éteinte, disparue, introduite, errante et passage migratoire uniquement.

Les cartes de répartition de la diversité des espèces présentées dans ce travail ne représentent que la région de l'Afrique occidentale. Les aires de répartition mondiales des espèces peuvent s'étendre en dehors de cette région, sont incluses dans l'analyse, par exemple le calcul de la restriction de l'aire de répartition, mais ces portions des aires de répartition des espèces ne sont pas affichées dans les cartes ci-dessous.

Toute la cartographie a été réalisée à l'aide du logiciel ArcGIS (ESRI, 2018). Les cartes de répartition HydroBASIN, avec des superpositions de données ponctuelles et/ou des superpositions détaillées de polygones dans le lac pour des espèces sélectionnées, sont publiées en ligne sur le site Web de la Liste rouge de l'UICN (www.iucnredlist.org) et peuvent être téléchargées gratuitement pour une utilisation non commerciale.

2.3.1 Espèces à aire de répartition restreinte

Les travaux antérieurs sur la biodiversité des eaux douces en Afrique occidentale (Smith, 2009) ont défini les espèces dont l'aire de répartition est sévèrement restreinte comme celles dont l'aire de répartition est inférieure à 20 000 km². Ici, nous avons pris le seuil de 10 000 km² conformément à la limite inférieure pour les espèces à aire de répartition restreinte telle que définie par le standard mondial des KBA (UICN, 2016). Le standard des KBA définit les espèces à aire de répartition restreinte comme celles dont l'aire de répartition est égale ou inférieure au 25^e centile de la taille de l'aire de répartition au sein d'un groupe taxonomique évalué de manière exhaustive, ou 10 000 km², selon la valeur la plus élevée. Comme aucun des groupes d'eau douce n'est évalué de manière exhaustive à l'échelle mondiale, nous avons utilisé le seuil par défaut de 10 000 km². Cela rend les résultats plus directement applicables à l'identification des KBA pour ces espèces.

2.4 Evaluation de l'état des menaces des espèces

Les catégories et critères de la Liste rouge sont largement acceptés comme le système le plus objectif et faisant autorité disponible pour évaluer le risque d'extinction d'une espèce (Mace et al., 2008 ; Rodrigues et al., 2006). La Liste rouge des espèces menacées de l'UICN™ est la source d'informations la plus complète au monde sur l'état de conservation mondial des espèces végétales, animales et fongiques, et est largement utilisée pour aider à éclairer l'établissement des priorités de conservation. Le risque d'extinction a été évalué selon les catégories et critères de la Liste rouge de l'UICN : version 3.1 (UICN, 2012) pour toutes les espèces des groupes taxonomiques prioritaires typiques du LMNNC.

Les neuf catégories de la liste rouge au niveau mondial sont illustrées à la figure 2.8. Une espèce est considérée comme **Éteint (EX)** lorsqu'il n'y a aucun doute raisonnable que le dernier individu est mort. Une espèce est considérée comme **Éteint à l'état sauvage (EW)** lorsqu'on sait qu'elle ne survit qu'en culture, en captivité ou en tant que population naturalisée bien en dehors de son aire de répartition naturelle. Une espèce classée **En danger critique d'extinction (CR)** est considérée comme confrontée à un risque d'extinction extrêmement élevé dans la nature. Une espèce évaluée comme **En danger (EN)** est considérée comme faisant face à un risque très élevé d'extinction à l'état sauvage. Une espèce évaluée comme **Vulnérable (VU)** est considérée comme faisant face à un risque élevé d'extinction à l'état sauvage. Toutes les espèces répertoriées comme En danger critique d'extinction, En danger ou Vulnérables sont qualifiées de menacées. Une espèce est classée **Quasi**

menacé (NT) lorsqu'elle est sur le point de se qualifier pour une catégorie menacée, ou si elle fait l'objet d'un programme de conservation spécifique et ciblé, dont l'arrêt entraînerait la qualification prochaine de l'espèce comme menacée. Une espèce est classée **Préoccupation mineure (LC)** si elle ne se qualifie pas (et n'est pas près de se qualifier) comme menacée ou Quasi menacée. Les espèces les moins préoccupantes sont généralement communes et répandues. Une espèce est classée **Données insuffisantes (DD)** si les informations sont insuffisantes pour faire une évaluation directe ou indirecte de son risque d'extinction. La DD n'est donc pas une catégorie de menace et indique plutôt que des informations supplémentaires sur l'espèce sont nécessaires. Les espèces évaluées comme DD sont prioritaires pour des recherches supplémentaires et devraient être reconnues comme potentiellement menacées. Pour déterminer si une espèce doit être classée dans l'une des trois catégories menacées, il existe cinq critères avec des seuils quantitatifs, reflétant des indicateurs biologiques de populations menacées d'extinction. Pour une explication détaillée des catégories et des critères qui doivent être remplis pour qu'une espèce se qualifie dans chaque catégorie, veuillez-vous référer aux *Catégories et critères de la Liste rouge de l'UICN* : Version 3.1 (UICN, 2012). Les évaluations de la Liste rouge sont publiées en ligne sur le site Web de la Liste rouge de l'UICN (www.iucnredlist.org).

Les actions de recherche et de conservation recommandées sont documentées dans le cadre des évaluations de la Liste rouge, ce qui représente un bon point de départ pour orienter les stratégies de conservation pertinentes. Ceux-ci sont classés selon *le Research Needed Classification Scheme* et le *Conservation Actions Classification Scheme*, respectivement (Salafsky et al., 2008). Parfois, les évaluateurs de la Liste rouge fournissent des recommandations spécifiques supplémentaires sous forme de texte. Les recommandations sont résumées pour toutes les espèces au sein de chaque groupe taxonomique, dans les chapitres respectifs (chapitres 3–7).

2.4.1 Collecte des données et contrôle qualité

Les évaluations du risque d'extinction des espèces nécessitent de rechercher et de rassembler les meilleures informations sur toutes les espèces connues et décrites au sein des groupes taxonomiques prioritaires. En tant que source principale de ces informations, les meilleurs experts régionaux et internationaux pour ces taxons ont d'abord été identifiés en consultation avec les groupes de spécialistes de la CSE (UICN) et avec les contributeurs précédents de Smith et al. (2009).

Des experts régionaux et internationaux pour ces taxons ont été identifiés par l'UICN et en consultation avec les groupes

de spécialistes de la CSE (UICN). La plupart de ces experts avaient déjà reçu une formation préalable à l'utilisation du module de saisie de données du service d'information sur les espèces (SIS DEM), à l'application des catégories et critères de la Liste rouge de l'UICN (UICN, 2012), à l'évaluation du risque d'extinction des espèces et à la cartographie des répartitions des espèces d'eau douce conformément aux normes de cartographie des espèces d'eau douce pour les évaluations de la Liste rouge de l'UICN (IUCN Red List Technical Working Group, 2018). Une formation supplémentaire a été dispensée par l'UICN.

2.5 Indice Liste rouge

L'indice Liste rouge de l'UICN (RLI) est utilisé pour mesurer les tendances du risque d'extinction à l'échelle mondiale de groupes d'espèces, en tant qu'indicateur des tendances de l'état de la biodiversité (Bubb et al., 2009). L'extinction est une mesure clé de la perte de biodiversité et, par conséquent, le RLI a été adopté comme indicateur de biodiversité par un certain nombre de politiques et d'accords internationaux de conservation. Par exemple, le RLI mondial a été utilisé pour suivre les progrès accomplis vers les objectifs d'Aichi 2010 de la Convention sur la diversité biologique (CDB), tandis que des sous-ensembles du RLI ont été utilisés pour suivre les progrès réalisés dans le cadre de divers accords environnementaux multilatéraux, tels que la Convention de Ramsar et la Convention sur les espèces migratrices (CMS) (Bubb et al., 2009 ; Butchart et al., 2005, 2005 ; Tittensor et al., 2014). Le RLI est également l'indicateur officiel de la cible 15.5 des objectifs de développement durable (ODD).

Le RLI est établi sur la base des catégories de risque d'extinction des espèces telles que publiées sur la Liste rouge de l'UICN. Toutes les espèces du groupe étudié doivent avoir été évaluées pour la Liste rouge de l'UICN au moins deux fois afin de calculer le RLI. Le RLI est calculé à partir du nombre d'espèces dans chaque catégorie de la Liste rouge et du nombre d'espèces changeant de catégorie entre les évaluations en raison d'une véritable amélioration ou détérioration de l'état (c'est-à-dire de véritables changements). Les changements de catégorie résultant d'une amélioration des connaissances ou d'une taxonomie révisée (c'est-à-dire des changements non réels) sont exclus (Bubb et al., 2009).

Le RLI peut être calculé à l'aide de l'équation 9.1 (Butchart et al., 2007) :

$$RLI_t = 1 - \frac{\sum_s W_{c(t,s)}}{W_{EX} N}$$

Equation 2.1 Equation effectuée pour calculer l'Indice Liste rouge de l'UICN

Alors que $W_{c(t,s)}$ est le poids de la catégorie c pour l'espèce s à l'instant t , W_{EX} est le poids de la catégorie Éteint (EX), et N est le nombre d'espèces évaluées à l'exclusion de celles considérées comme Données Insuffisantes (DD) dans la période actuelle et celles considérées comme EX l'année où l'ensemble d'espèces a été évalué pour la première fois. Les pondérations de catégorie (c) utilisées sont : Préoccupation mineure (LC) = 0, Quasi menacé (NT) = 1, Vulnérable (VU) = 2, En danger (EN) = 3, En danger critique d'extinction (CR) = 4 et CR (Peut-être éteint) (CR(PE)), CR (Peut être éteint à l'état sauvage) (CR(PEW)), Eteint à l'état sauvage (EW) et Eteint (EX) = 5.

Pour calculer le RLI, le nombre d'espèces dans chaque catégorie de la Liste rouge est d'abord multiplié par le poids de la catégorie. Ces produits sont ensuite additionnés et divisés par le produit maximum possible (le nombre d'espèces multiplié par le poids maximum) puis soustraits de 1. L'indice produit peut aller de 0 à 1, où 1 indique que toutes les espèces sont préoccupantes et 0 indique que toutes les espèces sont éteintes. Les baisses des valeurs RLI au fil du temps indiquent que le risque attendu d'extinction augmente, les augmentations des valeurs RLI au fil du temps indiquent que le risque attendu d'extinction diminue, et des valeurs RLI inchangées indiquent que le risque attendu d'extinction reste le même.

Il est possible de désagréger les RLI mondiaux pour montrer les tendances à des échelles plus fines, par exemple à des échelles nationales ou régionales. Les RLI à l'échelle sous-mondiale peuvent être basés sur des évaluations de la Liste rouge mondiale ou régionale. Si l'on envisage des évaluations mondiales, il est alors nécessaire d'évaluer pour chaque espèce de cette région qui a subi un véritable changement de statut (comme indiqué par le mouvement entre les catégories de la Liste rouge) si les processus à l'origine de ce changement se sont également produits dans la région (Bubb et al., 2009).

Références

- Bubb, P.J., Butchart, S.H.M., Collen, B., Dublin, H., et al. (2009). *IUCN Red List Index: guidance for national and regional use. Version 1.1*. [Online]. Gland, Switzerland, IUCN. Available from: <https://portals.iucn.org/library/node/9321>.
- Butchart, S.H.M., Resit Akçakaya, H., Chanson, J., Baillie, J.E.M., et al. (2007). Improvements to the Red List Index David Lusseau (ed.). *PLoS ONE*. [Online] 2 (1), e140. Available from: <https://www.doi.org/10.1371/journal.pone.0000140>.
- Butchart, S.H.M., Stattersfield, A.J., Baillie, J., Bennun, L.A., et al. (2005). Using Red List Indices to measure progress towards the 2010 target and beyond. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*.

- [Online] 360 (1454), 255–268. Available from: <https://www.doi.org/10.1098/rstb.2004.1583>.
- Collares-Pereira, M.J. & Cowx, I.G. (2004). The role of catchment scale environmental management in freshwater fish conservation. *Fisheries Management and Ecology*. [Online] 11 (3–4), 303–312. Available from: <https://www.doi.org/10.1111/j.1365-2400.2004.00392.x>.
- Cook, C.D.K. (1996). *Aquatic plant book*. The Hague, SPB Academic Publishing.
- Cumberlidge, N. (2016). Global Diversity and Conservation of Freshwater Crabs (Crustacea: Decapoda: Brachyura). In: Tadashi Kawai & Neil Cumberlidge (eds.). *A Global Overview of the Conservation of Freshwater Decapod Crustaceans*. [Online]. Cham, Springer International Publishing. pp. 1–22. Available from: https://www.doi.org/10.1007/978-3-319-42527-6_1 [Accessed: 7 May 2019].
- Cumberlidge, N. (2008). Insular species of Afrotropical freshwater crabs (Crustacea: Decapoda: Brachyura: Potamonautidae and Potamidae) with special reference to Madagascar and the Seychelles. *Contributions to Zoology*. [Online] 77 (2), 71–81. Available from: <https://www.doi.org/10.1163/18759866-07702003>.
- Cumberlidge, N., Ng, P.K.L., Yeo, D.C.J., Magalhães, C., et al. (2009). Freshwater crabs and the biodiversity crisis: Importance, threats, status, and conservation challenges. *Biological Conservation*. [Online] 142 (8), 1665–1673. Available from: <https://www.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.038>.
- Darwall, W.R.T., Smith, K.G., Allen, D.J., Holland, R.A., et al. (2011). *The diversity of life in African freshwaters: under water, under threat: an analysis of the status and distribution of freshwater species throughout mainland Africa*. [Online]. Cambridge, UK and Gland, Switzerland, IUCN. Available from: <https://portals.iucn.org/library/node/9409>.
- De Grave, S., Smith, K.G., Adeler, N.A., Allen, D.J., et al. (2015). Dead Shrimp Blues: A Global Assessment of Extinction Risk in Freshwater Shrimps (Crustacea: Decapoda: Caridea) Gaofeng Qiu (ed.). *PLOS ONE*. [Online] 10 (3), e0120198. Available from: <https://www.doi.org/10.1371/journal.pone.0120198>.
- Dugan, P., Delaporte, A., Andrew, N., O’Keefe, M., et al. (2010). *Blue harvest: inland fisheries as an ecosystem service*. [Online]. Penang, Malaysia, WorldFish Center. Available from: <https://www.unep.org/resources/report/blue-harvest-inland-fisheries-ecosystem-service>.
- ESRI (2018). *ArcGIS Release 10.5*. Redlands, CA, USA, Environmental Systems Research Institute (ESRI).
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2018). *The state of world fisheries and aquaculture: Meeting the sustainable development goals*. The state of world fisheries and aquaculture 2018. [Online]. Rome, Italy, FAO. Available from: <http://www.fao.org/documents/card/en/c/I9540EN/>.
- Fricke, R., Eschmeyer, W.N. & van der Laan, R. (2019). *Eschmeyer’s Catalog of Fishes: Genera, species, references*. [Online]. 2019. Available from: <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>.
- Heck, S. & Béné, C. (2005). *Fish and Food Security in Africa*. [Online]. Available from: <https://hdl.handle.net/20.500.12348/1946>.
- Howard, J.K. & Cuffey, K.M. (2006). The functional role of native freshwater mussels in the fluvial benthic environment. *Freshwater Biology*. [Online] 51 (3), 460–474. Available from: <https://www.doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01507.x>.
- IUCN (2020) *Freshwater Mapping Application*. [Online]. 2020. Freshwater Mapping Application. Available from: <http://mappingfw.iucnredlist.org/FWMA/> [Accessed: 1 January 2020].
- IUCN Red List Technical Working Group (2018). *Mapping Standards and Data Quality for the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 1.16 (September 2018)*. [Online]. Available from: <https://www.iucnredlist.org/resources/mappingstandards>.
- Kalkman, V.J., Clausnitzer, V., Dijkstra, K.-D.B., Orr, A.G., et al. (2007). Global diversity of dragonflies (Odonata) in freshwater. In: *Freshwater Animal Diversity Assessment*. [Online]. Dordrecht, Springer Netherlands. pp. 351–363. Available from: https://www.doi.org/10.1007/978-1-4020-8259-7_38 [Accessed: 22 August 2017].
- Lehner, B. & Grill, G. (2013). Global river hydrography and network routing: baseline data and new approaches to study the world’s large river systems. *Hydrological Processes*. [Online] 27 (15), 2171–2186. Available from: <https://www.doi.org/10.1002/hyp.9740>.
- Lévêque, C. (ed), Paugy, D. (ed) & Teugels, G.G. (ed) (1990). publisher: MRAC. *Faune des poissons d’eaux douces et saumâtres de l’Afrique de l’Ouest: Tome 1*. Collection Faune tropicale 28. [Online]. Paris, France, MRAC and ORSTOM. Available from: <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=AV2012061551> [Accessed: 4 May 2021].
- Mace, G.M., Collar, N.J., Gaston, K.J., Hilton-Taylor, C., et al. (2008). Quantification of Extinction Risk: IUCN’s System for Classifying Threatened Species. *Conservation Biology*. [Online] 22 (6), 1424–1442. Available from: <https://www.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01044.x>.
- MolluscaBase Eds. (2021) *MolluscaBase*. Accessed at <http://www.molluscabase.org> on yyyy-mm-dd. [Online]. Available from: <https://www.doi.org/10.14284/448> [Accessed: 4 May 2021].
- Paugy, D., Lévêque, C. & Teugels, G.G. (2003). *The Fresh and Brackish Water Fishes of West Africa*. 40. [Online]. Muséum national d’Histoire naturelle. Available from: <https://sciencepress.mnhn.fr/en/collections/faune-et-flore-tropicales/poissons-d-eaux-douces-et-saumatres-de-l-afrique-de-l-ouest-vol-1-2> [Accessed: 4 May 2021].

- Rodrigues, A., Pilgrim, J., Lamoreux, J., Hoffmann, M., et al. (2006). The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*. [Online] 21 (2), 71–76. Available from: <https://www.doi.org/10.1016/j.tree.2005.10.010>.
- Salafsky, N., Salzer, D., Stattersfield, A.J., Hilton-Taylor, C., et al. (2008). A standard lexicon for biodiversity conservation: unified classifications of threats and actions. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*. [Online] 22 (4), 897–911. Available from: <https://www.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00937.x>.
- Schorr, M. & Paulson, D. (2019). *World Odonata List*. [Online]. 2019. Available from: <https://www2.pugetsound.edu/academics/academic-resources/slater-museum/biodiversity-resources/dragonflies/world-odonata-list2/>.
- Smith, K.G., Diop, M.D., Niane, M. & Darwall, W.R.T. (2009). *The Status and Distribution of Freshwater Biodiversity in Western Africa*. [Online]. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, International Union for Conservation of Nature (IUCN). Available from: <https://portals.iucn.org/library/node/9638>.
- Tittensor, D.P., Walpole, M., Hill, S.L.L., Boyce, D.G., et al. (2014). A mid-term analysis of progress toward international biodiversity targets. *Science*. [Online] 346 (6206), 241–244. Available from: <https://www.doi.org/10.1126/science.1257484>.
- Trueman, J.W.H. & Rowe, R.J. (2009). *Odonata. Dragonflies and Damselflies. Version 16 October 2009*. [Online]. 2009. Available from: <http://tolweb.org/Odonata>.
- Union internationale pour la conservation de la nature (IUCN) (2012). *Catégories et Critères de la Liste rouge de l'IUCN : Version 3.1. Deuxième édition*. Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni : IUCN. vi + 32pp. Originellement publié en tant que *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition*. (Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN, 2012). [Online]. Available from: <https://portals.iucn.org/library/node/10317> [Accessed 14 April 2021].
- IUCN (2016). *Standard mondial pour l'identification des Zones Clés pour la Biodiversité, Version 1.0. Première édition*. Gland, Suisse : IUCN. [Online]. Available from: <https://portals.iucn.org/library/node/46320> [Accessed: 27 February 2020].
- IUCN (2021). La Liste rouge de l'IUCN des espèces menacées. Version 2021-1. [Online]. 2021. Liste rouge de l'IUCN des espèces menacées™. Available from: <https://www.iucnredlist.org> [Accessed: 4 May 2021].
- Vaughn, C.C., Gido, K.B. & Spooner, D.E. (2004). Ecosystem Processes Performed by Unionid Mussels in Stream Mesocosms: Species Roles and Effects of Abundance. *Hydrobiologia*. [Online] 527 (1), 35–47. Available from: <https://www.doi.org/10.1023/B:HYDR.0000043180.30420.00>.
- Vaughn, C.C., Nichols, S.J. & Spooner, D.E. (2008). Community and foodweb ecology of freshwater mussels. *Journal of the North American Benthological Society*. [Online] 27 (2), 409–423. Available from: <https://www.doi.org/10.1899/07-058.1>.
- Vié, J.-C., Hilton-Taylor, C. & Stuart, S.N. (2009). *Wildlife in a changing world: an analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species*. [Online]. Gland, Switzerland : Barcelona, Spain, IUCN ; Lynx Edicions. Available from: <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2009.17.en>.
- WCSP (2019). *World Checklist of Selected Plant Families. Facilitated by the Royal Botanic Gardens, Kew. Published on the Internet; http://apps.kew.org/wcsp/*.
- Yeo, D.C.J., Ng, P.K.L., Cumberlidge, N., Magalhães, C., et al. (2008). Global diversity of crabs (Crustacea: Decapoda: Brachyura) in freshwater. *Hydrobiologia*. [Online] 595 (1), 275–286. Available from: <https://www.doi.org/10.1007/s10750-007-9023-3>.

Chapitre 3

Etat de conservation et répartition des poissons d'eau douce en Afrique de occidentale

Lalèyè, P.¹, Olaosebikan, D.B.², Dankwa, H.³, Schmidt, R.C.⁴ & Diallo, I.⁵, Darwall, W.R.T.⁶

Sommaire

3.1 Aperçu des poissons d'Afrique occidentale en relation avec les écorégions d'eau douce	24
3.1.1 Systèmes xériques	25
3.1.2 Rivières de forêt sèche de savane	25
3.1.3 Systèmes de haut plateau et de montagne	25
3.1.4 Rivières des forêts humides	25
3.1.5 Plaines inondables, marécages et lacs	26
3.1.6 Grands deltas fluviaux	26
3.2 Etat de conservation	26
3.3 Modèles de répartition de la diversité en espèces	27
3.4 Principales menaces pesant sur les poissons d'eau douce	29
3.4.1 Pollution	29
3.4.2 Utilisation des ressources biologiques	30
3.4.3 Production d'énergie et exploitation minière	31
3.4.4 Modifications du système naturel	32
3.4.5 Agriculture et aquaculture, développement résidentiel et commercial	33
3.4.6 Espèces exotiques envahissantes	34
3.5 Recommandations de conservation et actions de recherche	35
3.5.1 Recommandations de conservation	35
Références	37

3.1 Aperçu des poissons d'Afrique occidentale en relation avec les écorégions d'eau douce

Au cours des 40 dernières années, de nombreux programmes de recherche ont contribué à améliorer nos connaissances sur les poissons d'eau douce en Afrique occidentale, comme revu par Smith et al., (2009). Le plus notable de ces programmes de recherche comprend la compilation de l'importante Liste indicative des poissons d'eau douce d'Afrique (CLOFFA) (Daget, Gosse & Thys Van Den Audenaerde, 1991, 1986a, 1986b, 1984). S'ensuit un ouvrage important, publié par *l'Institut de recherche pour le développement*, France (ORSTOM) et *le Musée royal*

de l'Afrique centrale, Belgique (MRAC) (Lévêque, Paugy & Teugels, 1992, 1990), qui recense 558 espèces de poissons appartenant à 180 genres et 61 familles dans la région de l'Afrique occidentale. Cette évaluation a ensuite été mise à jour par Paugy et al. (2003), augmentant le nombre d'espèces connues dans la région à 584, au sein de 192 genres et 64 familles.

Depuis 2010, environ 13 nouvelles espèces ont été décrites, dont une espèce de *Pronothobranchius* (Valdesalici, 2013) ; deux espèces d'*Enteromius*, précédemment considérées comme '*Barbus*', (Bamba, Vreven & Snoeks, 2011; Lederoun & Vreven, 2016), une espèce de cichlidés (*Astatotilapia tchadensis*, (Trape, 2016) et neuf espèces de *Chiloglanis*

¹ Laboratoire d'Hydrobiologie et d'Aquaculture (LHA), Faculté des Sciences Agronomiques, Université d'Abomey-Calavi, 01 BP : 526 Cotonou, Bénin

² Collège fédéral de technologie des pêches en eau douce, P.M.B. 1500, New Bussa, État du Niger, Nigéria

³ Conseil pour la recherche scientifique et industrielle-Institut de recherche sur l'eau, Accra, Ghana

⁴ Département de biologie, Randolph-Macon College, Ashland, VA 23005, États-Unis ; Smithsonian Research Associate, Museum national d'histoire naturelle, Division of Fishes, Washington, DC 20560, États-Unis

⁵ CNSHB, 814, Rue MA 500, Corniche Sud, Port Boussoura, Conakry, BP 3738 République de Guinée

⁶ Unité de la biodiversité d'eau douce, Programme mondial sur les espèces, IUCN (Union internationale pour la conservation de la nature), David Attenborough Building, Pembroke Street, Cambridge, CB2 3QZ, Royaume Uni

(Mochokidae) (Schmidt et al., 2017). Cela a augmenté le nombre de poissons d'Afrique occidentale à 597 (plus de 10 % du total pour l'Afrique continentale). Ces statistiques incluent un certain nombre d'espèces à prédominance marine qui se trouvent également dans les eaux saumâtres. Dans ce courant rapport, nous nous concentrons uniquement sur les espèces de poissons d'eau douce dont il existe 555 espèces, de 164 genres et 49 familles maintenant enregistrées en Afrique occidentale. Parmi celles-ci, 10 espèces et une sous-espèce ne sont pas originaires de la région et une espèce est un L'évaluation actuelle rapportée ici se concentre uniquement sur les espèces indigènes décrites.

La région de l'Afrique occidentale, telle que définie ici, contient 15 des écorégions d'eau douce définies par Abell et al., (2008) (chapitre 1, figure 1.2 et tableau 1.1). Les caractéristiques des communautés de poissons dans chaque écorégion sont résumées dans les travaux de Smith et al., (2009). Nous fournissons ici une mise à jour sur ce qui a changé depuis la référence de 2009.

3.1.1 Systèmes xériques

3.1.1.1 Sahel sec

Quelques espèces de poissons de la région sont spécialement adaptées pour vivre dans les systèmes aquatiques temporaires qui existent dans le Sahel sec. Une nouvelle espèce de poisson cichlidé haplochromine, *Astatotilapia tchadensis* a été décrite récemment dans l'un des plans d'eau du désert du Sahara, le lac Boukou (Tchad) (Trape, 2016). Comme on sait peu de choses sur cette espèce, elle n'a pas été incluse dans l'évaluation actuelle.

3.1.2 Rivières de forêt sèche de savane

3.1.2.1 Bassins versants Sénégal-Gambie

À ce jour, 211 espèces de poissons sont recensées dans cette écorégion, avec seulement deux espèces à aire de répartition restreinte. L'une des espèces à aire de répartition restreinte, *Malapterurus occidentalis* (LC) est signalée du milieu du fleuve Gambie (Gambie) jusqu'au fleuve Géba (Guinée-Bissau) et la seconde, *Pronothobranchius gambiensis* (EN) est connue dans la majorité des localités comprenant les mares temporaires et les marécages du bassin du fleuve Gambie en Gambie et au Sénégal.

3.1.2.2 Volta

On estime que 240 espèces de poissons ont été enregistrées dans l'écorégion de la Volta. Les huit espèces restreintes à l'écorégion sont *Brycinus luteus* (EN), *Micropanchax bracheti* (EN), *Chiloglanis voltae* (LC), *Synodontis voltae* (DD), *Synodontis macrophthalmus* (CR), *E. vandewallei* (DD), *Proothobranchius seymouri* (EN) et *Irvineia voltae* (EN).

3.1.2.3 Bas Niger-Benoué

Cette partie de l'Afrique occidentale contient une riche faune piscicole, comprenant environ 289 espèces. Parmi celles-ci, il est confirmé que les trois espèces suivantes endémiques à l'écorégion, *Chiloglanis benuensis*, *Dagetichthys lakdoensis* et *Synodontis omias*, sont toutes classées comme Préoccupation mineure.

3.1.2.4 Drains de la baie

Quelque 246 espèces ont été recensées dans cette écorégion. Cinquante-deux de ces espèces sont endémiques d'Afrique occidentale et quatre, peut-être cinq, sont endémiques de l'écorégion, à savoir *Michropanchax keilhacki* (LC), *Synodontis ouemeensis* (LC) *Enteromius clauseni* (CR) et *Marcusenius brucii* (DD), avec *Labeobarbus lagensis* (DD) une endémie possible qui peut également être signalée au Ghana et au Cameroun.

3.1.3 Systèmes de haut plateau et de montagne

3.1.3.1 Fouta Djallon

À ce jour, 195 espèces de poissons ont été recensées dans cette écorégion, dont quatre espèces strictement endémiques. Les espèces endémiques sont *Enteromius anniae* (EN) ; *Enteromius cadenati* (VU) ; *Enteromius guineensis* (VU) et *Rhexipanchax lamberti* (LC).

3.1.4 Rivières des forêts humides

3.1.4.1 Nord de la Haute Guinée

Les ruisseaux et rivières côtiers boisés de Haute Guinée abritent une faune aquatique diversifiée et largement endémique (Lévêque, 1997 ; Lévêque et al., 1989). Les rivières de cette écorégion prennent leur source sur les pentes bien arrosées de la chaîne guinéenne et ont probablement servi de refuge lors des fluctuations climatiques passées (Lévêque, 1997). La rivière Konkouré est l'une des plus riches des bassins atlantiques, avec 96 espèces de poissons d'eau douce recensées. Avec l'inclusion des tronçons supérieurs des rivières Konkouré, Corubal et Petites Scarcies (strictement dans l'écorégion du Fouta-Djallon), il existe 279 espèces de poissons recensées dans l'écorégion. Beaucoup de ces espèces ont des distributions restreintes, 35 étant des espèces endémiques de l'écorégion. Ces espèces endémiques sont généralement des poissons de petite taille adaptés aux courants rapides et aux eaux claires de l'écorégion et sont généralement limités à des bassins fluviaux individuels (Schmidt, Bart & Pezold, 2016; Schmidt & Pezold, 2011; Thieme et al., 2005).

3.1.4.2 Sud de la Haute Guinée

Cette écorégion regorge de nombreuses espèces aquatiques

et des niveaux élevés d'endémisme (Hugueny & Lévêque, 1994 ; Thieme et al., 2005). Quelque 246 espèces de poissons ont été enregistrées ici. Dix-neuf espèces sont endémiques à l'écorégion, principalement au sein des familles Cyprinidae, Nothobranchiidae, Cichlidae, Amphiliidae, et comprennent plusieurs *Chiloglanis* spp. qui sont limités à des bassins fluviaux individuels (Schmidt et al., 2017).

3.1.4.3 Éburnéo

Cette écorégion regorge quelque 228 espèces de poissons dont quatre endémiques ; *Clarias lamottei* (VU), *Micralestes comoensis* (EN), *Synodontis comoensis* (LC) et *Epiplatys etzeli* (EN). Le *Citharinus eburneensis* (NT) est presque entièrement limité à l'écorégion mais est également signalé dans la rivière Tano au Ghana.

3.1.4.4 Ashanti

Cette écorégion contient 195 espèces de poissons. Parmi celles-ci, les six espèces suivantes sont endémiques à l'écorégion : *Coptodon discolor* (NT), *Limbochromis robertsi* (EN), *Chrysichthys walkeri* (VU), *Enteromius subinensis* (EN), *Enteromius walkeri* (LC) et *Nimbapanchax petersi* (EN).

3.1.4.5 Haut Niger

Il existe 267 espèces de poissons recensées dans cette écorégion. Trois espèces sont endémiques à l'écorégion : *Brycinus carolinae* (EN), *Micropanchax ehrichi* (LC) et *Enteromius kissiensis* (DD). Un *Amphilius indescriptible* sp. nov. « drainage du fleuve Niger » (EN) est limité aux cours d'eau d'amont du bassin du fleuve Niger.

3.1.5 Plaines inondables, marécages et lacs

3.1.5.1 Bassin versant du lac Tchad

Il existe 160 espèces de poissons recensées dans le lac Tchad et son bassin versant. Les deux espèces suivantes sont endémiques de l'écorégion : *Barilius shariensis* (DD) et *Pronothobranchius kiyawensis* (EN).

3.1.6 Grands deltas fluviaux

3.1.6.1 Delta du Niger

Le delta du Niger contient 221 espèces de poissons d'eau douce. On pense que six espèces de poissons sont endémiques à l'écorégion. Ces espèces endémiques sont *Ctenopoma nebulosum* (EN) ; *Neolebias powelli* (EN); *Fundulopanchax arnoldi* (EN); *Parauchenoglanis buettikoferi* (CR), *Epiplatys biafranus* (EN) et *Notoglanidium akiri* (EN).

3.2 Etat de conservation

Il y a 131 (24 %) espèces de poissons d'eau douce menacées dans la région de l'Afrique occidentale, dont 21 (4 %)

sont sérieusement en danger d'extinction, 66 (12 %) sont en danger et 44 (8 %) sont vulnérables (tableau 3.1 et figure 3.1). Quinze espèces (3 %) sont Quasi menacées, les autres espèces étant classées comme Préoccupation mineure (377 spp.) ou Données insuffisantes (32 spp.), notant que les espèces à données insuffisantes sont également potentiellement menacées. Il y a eu une augmentation du nombre d'espèces évaluées comme étant sérieusement en danger d'extinction, passant de 16 dans l'évaluation précédente (Lalèye & Entsua-Mensah, 2009) à 21 dans cette étude. De même, le nombre d'espèces classées en danger est passé de 44 à 66 au cours de la période 2009 à 2019. Par conséquent, au cours de cette période, il y a eu une diminution du nombre d'espèces classées comme vulnérables de 77 à 44, et comme quasi menacées, de 56 à 15. De nombreuses espèces précédemment répertoriées comme vulnérables sont désormais évaluées comme En danger critique d'extinction ou En danger, tandis que certaines des espèces précédemment répertoriées comme Quasi menacées sont désormais évaluées comme Vulnérables ou En danger. Ce modèle de déclin n'est pas inattendu étant donné que, depuis 2009, la population

Tableau 3.1 Nombre d'espèces de poissons d'eau douce indigènes et endémiques par catégorie de la Liste rouge en Afrique occidentale. Les chiffres entre parenthèses renvoient à l'évaluation précédente (Smith et al., 2009) et incluent les évaluations régionales. Source : Compilé par les auteurs du rapport à l'aide des données de la Liste rouge de l'UICN (2021) et de Smith et al. (2009).

Catégorie de la Liste rouge de l'UICN	Nombre d'espèces indigènes	Nombre d'espèces endémiques régionales
Éteint (EX)	0 (0)	0 (0)
Éteint à l'état sauvage (EW)	0 (0)	0 (0)
En danger critique (DC)	21 (16)	16 (15)
En danger (ED)	66 (44)	61 (39)
Vulnérable (VU)	44 (77)	40 (59)
Quasi menacé (QM)	15 (56)	11 (45)
Préoccupation mineure (PM)	377 (273)	131 (109)
Données insuffisantes (DI)	32 (55)	19 (33)
TOTAL	555 (521)	278 (300)

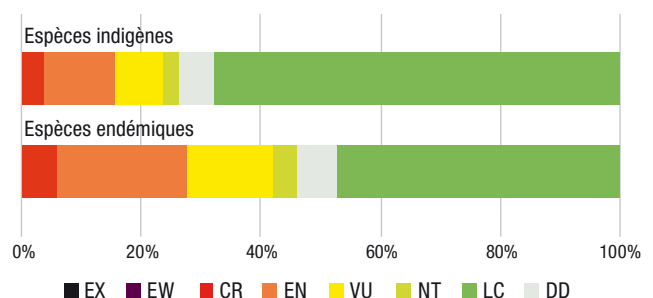


Figure 3.1 Pourcentage d'espèces de poissons d'eau douce indigènes et endémiques par catégorie de la Liste rouge en Afrique occidentale. Source : Compilé par les auteurs du rapport à l'aide des données de la Liste rouge de l'UICN 2021).

humaine de la région a augmenté en moyenne de 2,75 % par an (United Nations, 2019) parallèlement à une augmentation significative de l'industrialisation et de l'urbanisation. Pendant ce temps, l'accent principal de la conservation a été mis sur les zones protégées existantes, qui sont rarement désignées pour les espèces d'eau douce et les sites identifiés pour les oiseaux et les mammifères. Les besoins de conservation des écosystèmes d'eau douce semblent avoir été largement méconnus au cours de cette période de développement intense. Un examen plus approfondi des raisons des changements observés dans le statut des espèces menacées est présenté au chapitre 8, où l'indice de changement de la Liste rouge (RLI) est présenté pour tous les groupes taxonomiques évalués dans le cadre de cette étude.

3.3 Modèles de répartition de la diversité en espèces

La distribution spatiale de la diversité spécifique des poissons d'eau douce d'Afrique occidentale est présentée à la figure 3.2. La plus grande diversité en espèces a été enregistrée dans le Bas-Niger-Benue. Les autres zones riches en espèces comprennent le nord de la Haute-

Guinée, le Haut-Niger, le sud de la Haute-Guinée et les bassins hydrographiques de Bight, la Volta, les bassins hydrographiques du nord du golfe de Guinée, Eburnea, le delta du Niger, l'écorégion Sénégal-Gambie, le Fouta-Djalon et Ashanti.

Le delta du Niger reste la zone avec la plus forte concentration d'espèces menacées avec jusqu'à 10 espèces enregistrées dans chaque HydroBASIN de niveau 8 (figure 3.3). Des nombres relativement élevés d'espèces menacées se trouvent également dans les rivières de la partie occidentale de la Guinée.

Deux cent soixante-dix-huit espèces sont limitées à la région de l'Afrique occidentale avec leur répartition illustrée à la figure 3.4. Il existe un centre principal d'endémisme, la région de la Haute-Guinée (versants côtiers de la Guinée, de la Sierra Leone et de l'ouest du Libéria) avec jusqu'à 49 espèces cartographiées dans un seul HydroBASIN de niveau 8 (figure 3.4). La Haute-Guinée, le delta du Niger, la Volta et l'Ashanti contiennent chacun six espèces restreintes à l'écorégion. Les autres écorégions sont représentées chacune avec entre deux et quatre espèces endémiques.

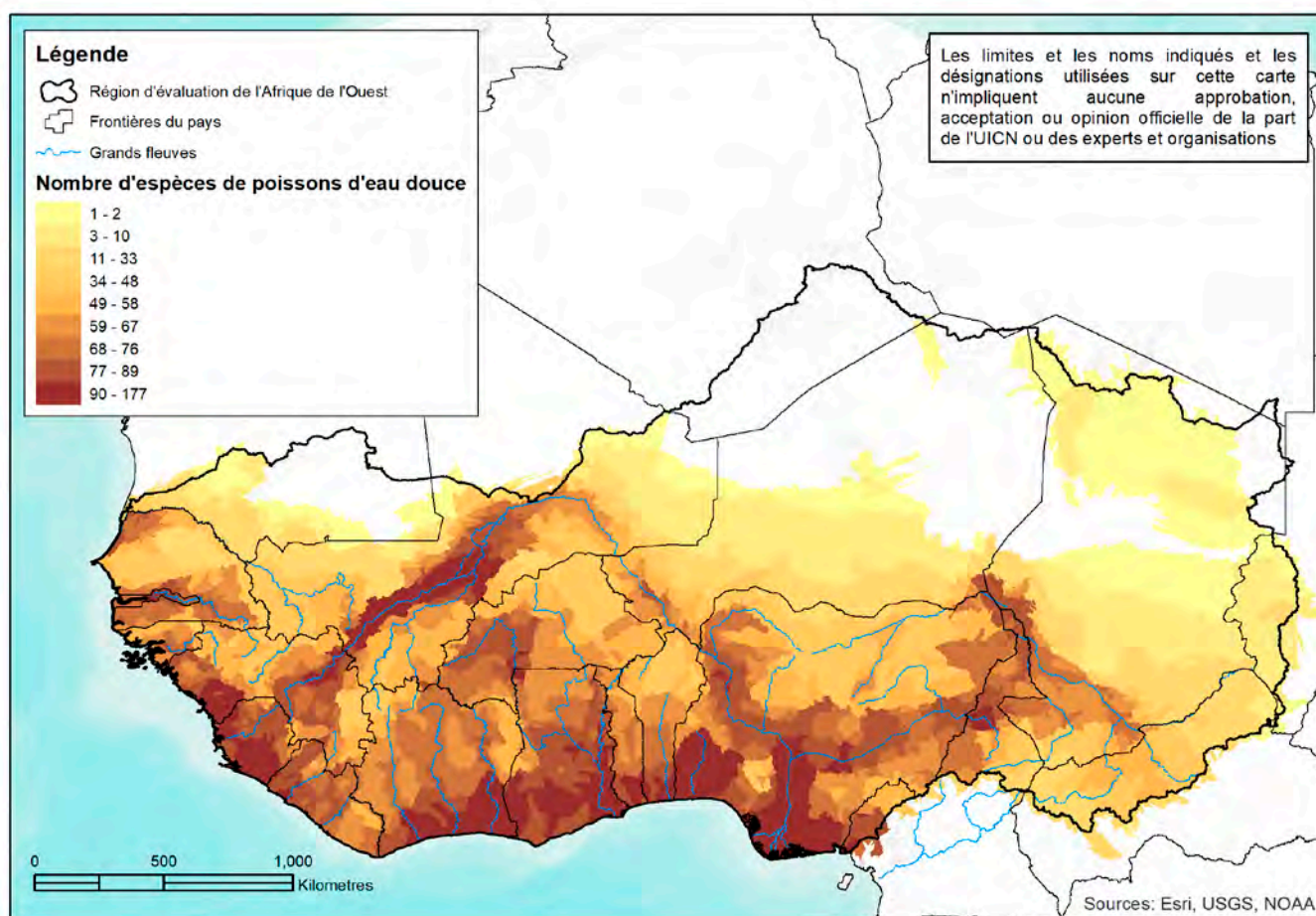


Figure 3.2 Richesse en espèces de poissons d'eau douce en Afrique occidentale sur la base des cartes des aires de répartition de la Liste rouge. Source : Compilé par les auteurs du rapport à l'aide des données de la Liste rouge de l'UICN (2021).

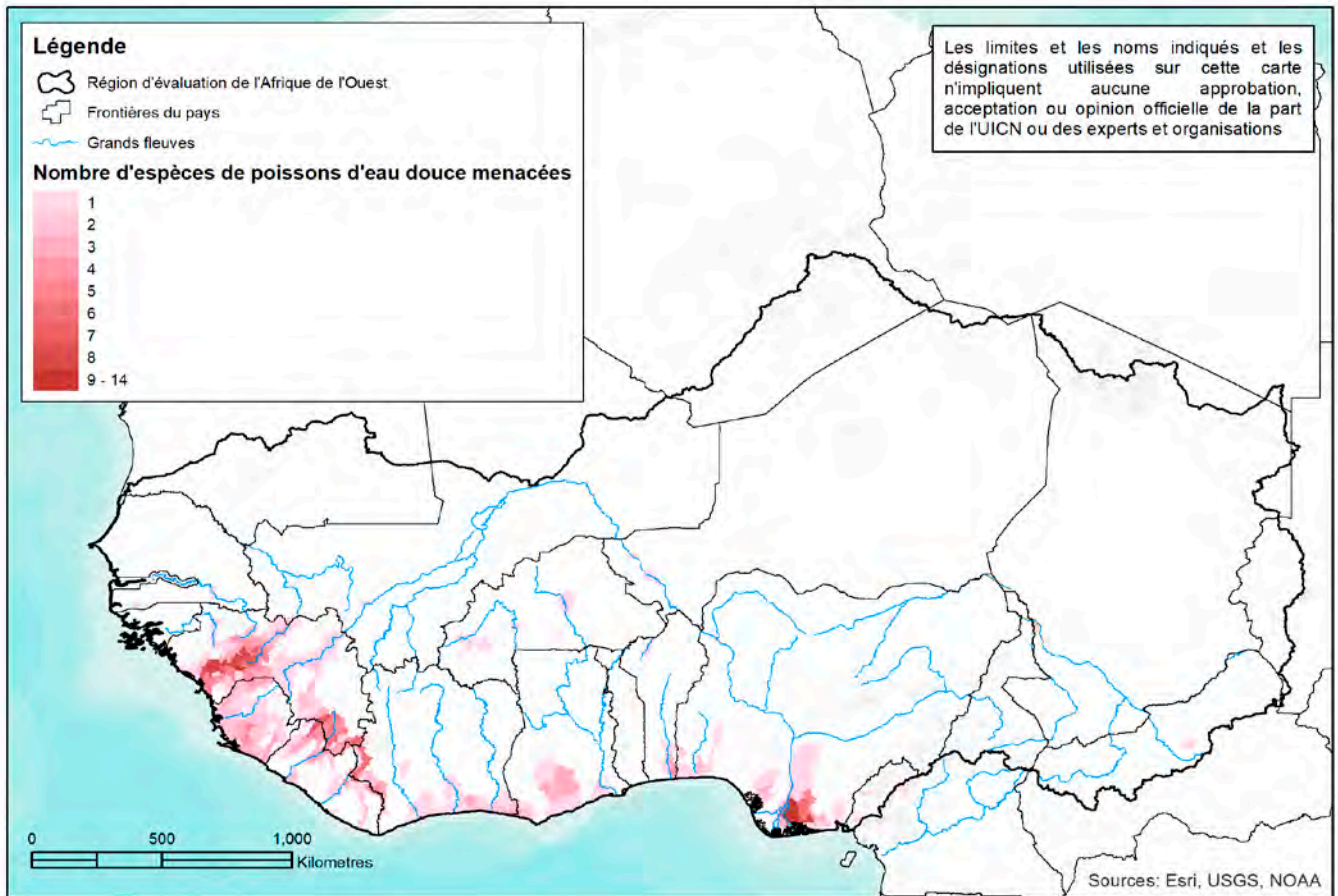


Figure 3.3 Richesse en espèces de poissons d'eau douce menacés en Afrique occidentale sur la base des cartes de répartition de la Liste rouge. Source : Compilé par les auteurs du rapport à l'aide des données de la Liste rouge de l'UICN (2021).

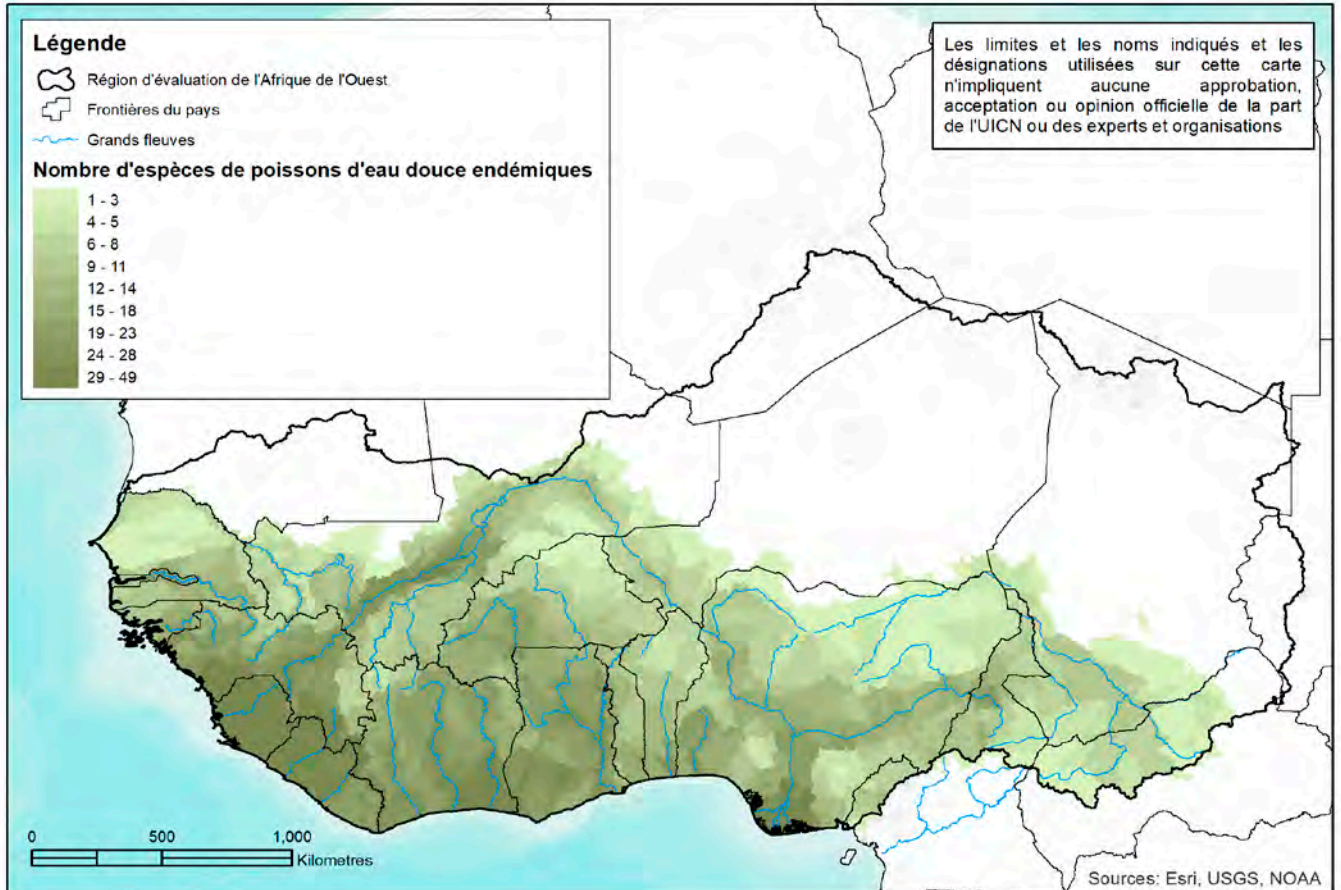


Figure 3.4 Richesse en espèces de poissons d'eau douce endémiques régionalement en Afrique occidentale sur la base des cartes des aires de répartition de la Liste rouge. Source : Compilé par les auteurs du rapport à l'aide des données de la Liste rouge de l'UICN (2021).

3.4 Principales menaces pesant sur les poissons d'eau douce

Les menaces les plus couramment codées pour les espèces de poissons d'eau douce d'Afrique occidentale selon cette dernière évaluation de l'UICN sont : la pollution, l'utilisation des ressources biologiques, l'exploitation minière, la modification des systèmes naturels, l'agriculture et l'aquaculture, le changement climatique et les phénomènes météorologiques violents, les espèces envahissantes et autres espèces problématiques, les gènes et maladies, les intrusions et perturbations humaines, les corridors de transport et de services (figure 3.5).

La pollution continue de figurer comme la menace la plus élevée, étant enregistrée comme une menace pour 317 espèces. Ceci est principalement attribué aux « effluents agricoles et forestiers » (responsables de 49,4 % des menaces codées de « pollution »), aux « effluents industriels et militaires » (31,2 %), aux « eaux usées domestiques et urbaines » (19,0 %) et « ordures et déchets solides » (0,3%). Ces menaces s'additionnent souvent, par exemple, les activités agricoles ou minières sont souvent associées à la déforestation.

Par rapport à l'évaluation de 2009, la différence la plus notable est l'augmentation perçue de la menace liée à l'utilisation des ressources biologiques, désormais enregistrée comme ayant un impact sur 299 des espèces évaluées (figure 3.5). On pense qu'il s'agit d'une réponse à la croissance démographique rapide de la région, la population passant de 307 035 257 en 2010 à 401 855 177 en 2020 (Nations Unies, 2019), combinée à un manque d'emplois qui a conduit à la surexploitation des ressources biologiques pour subvenir aux besoins de base de subsistance. Le poisson, en particulier, est soumis à une pression croissante

car la pêche dans la plupart des pays est libre d'accès et offre donc une source potentielle de subsistance.

Les principales menaces pesant sur les poissons d'eau douce dans la région sont examinées plus en détail ci-dessous.

3.4.1 Pollution

Les écosystèmes aquatiques d'Afrique occidentale sont touchés par un large éventail de polluants provenant de nombreuses sources, dont les plus notables sont le développement urbain, les effluents commerciaux/industriels, les déchets domestiques et l'utilisation de pesticides.

En raison de la croissance démographique et industrielle en cours dans la région, les milieux aquatiques sont devenus sujets à des apports croissants de matière organique en quantités qui dépassent les capacités naturelles de purification, de dilution et de décomposition physique et chimique. Dans cette situation, la biomasse végétale augmente à des taux supérieurs au taux de consommation par les herbivores. Cet apport et cette production excessifs de matière organique entraînent à leur tour une eutrophisation et une probabilité accrue de déficit en oxygène et de mortalité subséquente des poissons, laissant des zones impropres à l'habitation des poissons.

Un exemple d'impacts de pollution suite à l'apport de déchets humains et de rejets domestiques insuffisamment traités résultant de l'augmentation des développements résidentiels est observé sur la rivière Offin (par exemple à proximité de Wiawso) où on pense qu'il a un impact sur des espèces telles que le poisson-chat électrique *Malapterurus tanoensis*.

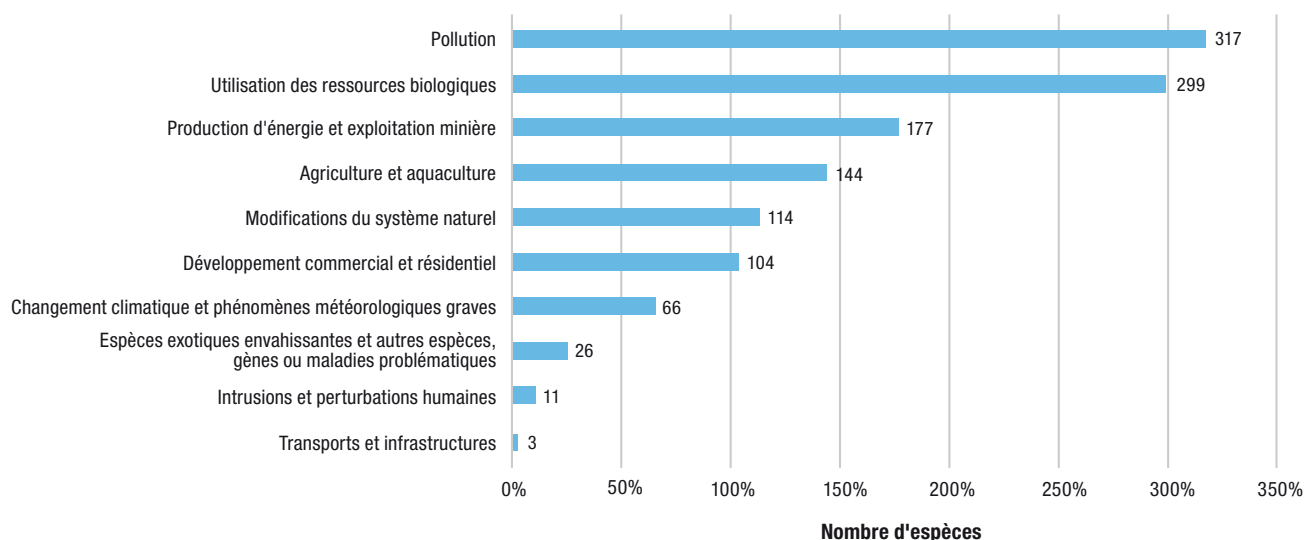


Figure 3.5 Le nombre d'espèces de poissons codées en fonction de chaque catégorie de menace de la Liste rouge de l'UICN. Source : Compilé par les auteurs du rapport à partir des données de la Liste rouge de l'UICN (2021).



Figure 3.6 Décharges organiques polluantes sur les rives du lac Nokoué au Bénin © Philippe Lalèye

Des espèces telles que le *Notoglanidium walkeri* (NT) trouvé à Appolonia près d'Accra, au Ghana et à la rivière Agnèbi en Côte d'Ivoire, et le *Chiloglanis niger* (EN) connu uniquement de la rivière Menchum dans le bassin de la Bénoué (Hauteurs de Bamenda) au Cameroun, sont fortement impactées par la pollution associée à un développement urbain accru. Le *Lipidarchus adonis* (VU) se trouve dans de petits bassins côtiers (Tano, Ankobra, Bia, Comoe et Bandama) dans le sud du Ghana et de la Côte d'Ivoire où il est impacté par l'apport accru de produits agrochimiques, les effluents miniers, l'augmentation de la sédimentation suite à la déforestation, et la pollution domestique. Le *Chrysichthys walkeri* (VU) qui n'est connue que du bassin de Pra comprenant les rivières Offin et Birim dans le sud-ouest du Ghana, est également menacé en raison des impacts combinés de l'exploitation minière, de la déforestation, des déchets humains et des rejets domestiques mal traités.

Une autre menace importante pour les poissons de la région est l'utilisation croissante de pesticides qui sont largement utilisés par les secteurs de la santé publique et animale pour freiner, voire éradiquer, les maladies endémiques telles que le paludisme, la schistosomiase et la trypanosomiase à travers contrôle des abris insectes ou mollusques. Ces produits chimiques finissent par s'infiltrer dans l'environnement aquatique et, selon leur concentration, soit tuent des espèces de poissons, soit rendent l'environnement impropre.

La pollution due à l'extraction pétrolière au Nigeria, au Ghana et au Cameroun représente une menace majeure pour de nombreuses espèces de poissons. Les fuites de pétrole dans les fleuves, les lacs ou les zones humides tuent directement les poissons ou les chassent, et altèrent souvent leur chair, réduisant ainsi leur valeur économique et les rendant potentiellement toxiques pour la consommation humaine. Un autre impact des déversements ou des fuites

de pétrole est observé lorsque le pétrole se répand à la surface de l'eau, empêchant l'échange de gaz entre l'eau et l'atmosphère, affectant toute la vie aquatique. Le pétrole est également toxique s'il est ingéré et, là où il coule, il étouffe les aires d'alimentation et d'alevinage des poissons (FAO, 1991).

3.4.2 Utilisation des ressources biologiques

On estime que 299 espèces de poissons sont enregistrées comme étant directement affectées par la surexploitation à pour usage humain, comme la pêche, ou indirectement par l'exploitation d'autres ressources telles que le bois, les mangroves et autres végétations riveraines, qui protègent ou fournissent un habitat aux poissons. (figure 3.5). Brainerd (1997) a signalé que la plupart des ressources halieutiques en Afrique sont soit proches de leur niveau maximal d'exploitation car pleinement exploitées dans certains cas, soit surexploitées. Cette dernière évaluation indique que les pressions de la surpêche se généralisent.

Avec la croissance démographique grandissante dans la région et le manque d'emplois, la surpêche est de plus en plus répandue avec de nombreux jeunes, en particulier dans les communautés riveraines et côtières, contraints à la pêche étant donné qu'elle est libre d'accès dans la plupart des pays de la région.

Les espèces largement réparties et celles dont la répartition est limitée semblent également sensibles à la surpêche. Des exemples d'espèces largement réparties qui sont surexploitées comprennent : *Hydrocynus brevis*, *Hydrocynus forskalii*, *Bagrus bajad*, *Tylochromis intermedius*, quelques *Chrysichthys spp.*, et *Citharinus eburneensis*. Les espèces avec des distributions plus restreintes signalées comme étant potentiellement sensibles à la surpêche comprennent ; *Brycinus leuciscus* (endémique du bassin de la Volta, du Niger-Benue, de la Gambie et de la Cassamance, et du Togo) ; *Steatochranus irvinei* (endémique du bassin de la Volta au Ghana et au Burkina Faso) ; *Chrysichthys teugelsi* (des cours moyen et supérieur des rivières Cess, Sarguin et Cavally en Côte d'Ivoire et au Libéria) et *Synodontis arnoulti* (endémique du bassin de la Volta).

Pour empirer la situation, l'augmentation de la population humaine a entraîné une demande accrue d'autres ressources biologiques, telles que le bois de construction et le bois de chauffage, créant une menace supplémentaire pour les habitats des poissons et, par conséquent, pour les communautés de poissons de la région.

Les mangroves (une ressource biologique importante) sont détruites dans de nombreux endroits le long des estuaires (par exemple, la basse Volta à Ada, le Pra à Shama et le village d'Anwona et la rivière Ankobra à Sanwoma,



Figure 3.7 Végétation de mangrove vierge (*Rhizophora* spp.) dans la basse Volta © Hederick Dankwa



Figure 3.8 Mangrove récoltée pour être utilisée comme bois de chauffage dans la basse Volta © Hederick Dankwa



Figure 3.9 Effets de la surpêche dans la lagune de Fosu, Cape Coast, Ghana, où le *Sarotherodon melanotheron* à maturité est plus petit qu'avant © Hederick Dankwa

Ankobra Village) pour le bois de chauffage et la construction. Cette surexploitation de l'habitat de mangrove affecte indirectement de nombreuses espèces de poissons dépendantes, principalement par la perte d'un habitat important. La couverture végétale des mangroves augmente la diversité et la complexité des systèmes estuariens au sein desquels les poissons juvéniles se réfugient et évitent la prédation. Les systèmes racinaires des mangroves servent de zones ou de points d'attache pour la croissance du périphyton, du zooplancton et d'autres organismes, qui servent de nourriture aux poissons. L'élimination continue de la couverture de mangrove est également susceptible

de réduire la production de déchets, qui est à la base de la chaîne alimentaire détritique dont dépendent la plupart des poissons, affectant la distribution des poissons et, finalement, la production (Dankwa & Gordon, 2002). De plus, la végétation des mangroves aide à prévenir l'érosion des sols, et leur récolte continue entraîne donc un engorgement accru dans les estuaires et les lagunes, affectant potentiellement davantage certaines espèces de poissons.

La surpêche de recrutement est également évidente là où l'augmentation de la récolte a entraîné des changements dans la structure et la répartition des communautés de poissons, avec une réduction globale du recrutement. La surpêche a également entraîné une baisse de la taille moyenne des poissons et abaisse souvent les niveaux trophiques des communautés de poissons suite à la disparition d'espèces plus grandes. Cette « pêche sur le réseau trophique » est particulièrement évidente dans le fleuve Ouémé au Bénin, où les poissons-chats de petite taille, les cichlides et les cyprinidés ont remplacé les grands centropomidés et les poissons-chats (Helfman, 2007). Certaines autres espèces potentiellement surexploitées comprennent : le *Tylochromis intermedius* qui est présent dans les fleuves côtiers de la Gambie au Ghana ; le *Citharinus eburneensis* au Ghana et en Côte d'Ivoire ; le *Chrysichthys teugelsi* en Côte d'Ivoire et au Libéria et le *Notoglanidium maculatum* (VU) en Sierra Leone.

3.4.3 Production d'énergie et exploitation minière

Les opérations minières sont assez étendues dans toute la région. Au Ghana par exemple, des activités minières généralisées sont présentes dans le bassin de Pra (comprenant les rivières Pra, Offin et Birim) ainsi que l'Ankobra, où des espèces telles que *Lepidarchus adonis* (VU) et *Limbochromis robertsi* (EN) sont toutes deux menacées en partie en raison des impacts miniers. Dans la rivière Farmington (monts Gibi) et la rivière Via dans le bassin de la rivière Saint-Paul au Libéria, certaines espèces à aire de répartition restreinte telles que *Enteromius boboi* (CR), *Enteromius carchahinoides* (CR) et *Labeo curriei* (CR) sont fortement menacées en raison des opérations minières. L'extraction d'étain sur le plateau de Bauchi au Nigeria a également conduit à l'évaluation d'une autre espèce, *Garra trewavassae*, comme étant en danger critique d'extinction. Comme dernier exemple, les opérations minières dans le sud-est de la Guinée et autour du mont Nimba menacent plusieurs espèces endémiques de l'écorégion du Haut Niger et du sud de la Haute Guinée, notamment *Chiloglanis nzerekore* (EN) et *Chiloglanis tweddlei* (EN).

Le développement de nouvelles exploitations minières et l'extraction en cours à partir de mines établies ont un



Figure 3.10 Preuve d'augmentations extrêmes de la sédimentation dues aux activités minières sur la rivière Pra à Daboase © Hederick Dankwa



Figure 3.11 Dégradation des terres due aux activités minières le long de sections de la rivière Ankobra © Hederick Dankwa

impact sur l'environnement d'eau douce de plusieurs manières. L'augmentation de la sédimentation résultant de la construction de nouvelles routes d'accès, du défrichage et de la déforestation, ainsi que les opérations d'extraction minière elles-mêmes ont toutes un impact sur les habitats d'eau douce, en particulier les cours d'eau boisés qui sont naturellement relativement clairs et exempts de turbidité. Ces activités associées à l'exploitation minière entraînent une augmentation des niveaux de matières en suspension dans l'eau, ce qui peut nuire physiquement aux poissons (par exemple, en obstruant leurs branchies) et réduire l'efficacité photosynthétique des producteurs primaires ayant un impact sur le réseau trophique soutenant les espèces de poissons. De plus, la réduction de la clarté de l'eau peut dans certains cas entraîner une perte réelle d'espèces telles que les tilapias qui se nourrissent d'algues de surface, qui ne sont plus capables de se développer dans des conditions turbides.

Dans une étude sur l'impact des opérations minières sur l'écologie de la rivière Offin au Ghana, (Dankwa, Biney & DeGraft-Johnson, 2005) a rapporté que la turbidité, la conductivité et les concentrations de plomb et de cadmium dans la colonne d'eau étaient plus élevées dans la zone de dragage. Les poissons de la zone de dragage présentaient également des concentrations moyennes plus élevées de métaux traces dans leurs tissus que ceux des sites non

touchés, tandis que la structure de la communauté de poissons dans la zone de dragage présentait une richesse spécifique inférieure à celle des zones adjacentes. Les planctivores, principalement les cichlides, étaient totalement absents des zones impactées. De même, les autotrophes (algues bleu-vert et vertes) étaient pratiquement absentes des sites à forte turbidité due à l'exploitation minière.

Les opérations minières localisées sont également généralement associées à des programmes de développement plus vastes, parfois transnationaux, axés sur la livraison de ces matières premières sur un marché mondial. Ces activités associées comprennent la construction de chemins de fer, de routes, de réseaux de transport d'électricité et de ports, qui sont tous susceptibles d'affecter négativement la qualité et l'étendue des habitats d'eau douce. L'extraction de sable dans les lits des rivières et les plaines inondables est également répandue et en augmentation afin de satisfaire la demande croissante à mesure que les niveaux de construction augmentent dans la région (voir chapitre 1). Cette activité a un impact négatif important sur les espèces de poissons benthiques et les sites de frai de la plupart des espèces.

Les opérations minières introduisent également régulièrement des produits chimiques nocifs dans les rivières. Même à de très faibles concentrations, ces produits chimiques peuvent, à long terme, modifier les communautés et les populations de poissons. Par exemple, dans le comté de Sinoe au Libéria, plusieurs cours d'eau avec des niveaux élevés d'activité minière artisanale d'or ont été trouvés complètement dépourvus de poissons (Pezold, Schmidt & Stiassny, 2016).

3.4.4 Modifications du système naturel

L'augmentation des infrastructures dans les cours d'eau telles que les barrages, qui perturbent l'hydrologie des fleuves et des zones humides et bloquent dans certains cas les migrations des poissons, est un impact des plus importants sur le fonctionnement des écosystèmes d'eau douce. Avec une demande croissante d'énergie hydroélectrique, à usage domestique et industriel, et d'eau potable, de nombreux systèmes fluviaux en Afrique occidentale ont désormais au moins un barrage et souvent beaucoup plus. Il existe plus de 150 grands barrages dans la région (Zhang, Urpelainen & Schlenker, 2018). Certains des principaux barrages de la région se trouvent sur le fleuve Niger – le Markala (Niger) et Kainji (Nigeria) ; sur le système de la Volta (deux barrages) – Akosombo et Kpong (Ghana) et Bagre (Burkina Faso) ; sur le fleuve Sénégal – Diama et le lac de Guirères (Sénégal) et sur le fleuve Bia (Côte d'Ivoire). De nombreux petits barrages existent également dans la région.

La création de barrages sur les cours des fleuves entraîne un certain nombre de changements écologiques, qui ont potentiellement un impact sur les poissons vivant au-dessus et en dessous du barrage. Les migrations des poissons, aussi bien en amont qu'en aval, sont physiquement affectées lorsqu'elles sont incapables de franchir les barrières. La période naturelle et la quantité d'écoulement fluvial, qui fournissent des indices environnementaux pour initier les transitions du cycle de vie des poissons, telles que le frai, l'éclosion des œufs, l'élevage et les migrations latérales vers les plaines inondables pour l'alimentation ou la reproduction sont également souvent perturbés (Welcomme, 1991). Un cas typique est le barrage de la rivière Volta. Avant la construction des barrages d'Akosombo et de Kpong, les débits fluviaux variaient considérablement au cours des saisons avec des débits moyens entre 1936 et 1963, avant la fermeture des barrages, variant entre 36 m³/s et 5128 m³/s. Après l'achèvement des barrages, le débit en aval sous les barrages est pratiquement constant, à environ 1 000 m³/s tout au long de l'année, à l'exception des cas où l'excès d'eau est déversé des barrages (Dankwa et al., 2017). Ainsi, les inondations régulières des plaines latérales ont été considérablement impactées, entraînant une diminution de la production piscicole et la disparition locale de certaines espèces comme *Enteromius leonensis*, *Brycinus nurse*, *Clarias senegalensis*, *Heterotis niloticus*, *Hippopotamyrus pictus*, *Labeo senegalensis*, *Mormyrus hasselquisti*, *Raiamas senegalensis*. Avec le deuxième barrage (Bui Dam) sur la même rivière inaugurée en 2013, les impacts auraient pu être aggravés mais il n'y a pas de données disponibles pour déterminer l'imp.

Les impacts en amont des barrages sont également importants car les conditions autrefois fluviales sont effectivement converties en conditions lacustres avec des changements résultants dans la chimie de l'eau et la stratification thermique de la colonne d'eau et des régimes d'oxygène. Dans de nombreux cas, cela rend les conditions inadaptées aux espèces spécialisées dans les habitats riverains. Les zones de frai et d'alimentation, telles que les zones rocheuses et les lits de gravier, peuvent également être perdues ou dégradées par les inondations et l'envasement. Dans le système de la Volta, après le barrage du fleuve en 1963, la prédominance des poissons insectivores dans la rivière a cédé la place à des poissons principalement herbivores et se nourrissant de plancton dans le lac nouvellement formé (Petr, 1968). Dans un autre exemple, le poisson-lune (*Citharinus eburneensis*) aurait disparu du système du fleuve Bia suite à la construction d'un barrage hydroélectrique en 1959 créant le lac Anyamé en Côte d'Ivoire. Les barrages sur le bassin du fleuve Konkouré dans l'écorégion de la Haute-Guinée septentrionale ont également entraîné une réduction de l'habitat disponible pour certaines espèces menacées, en particulier deux

espèces d'*Enteromius*, *E. cadenati*, *E. guineensis* (Schmidt et al., 2019) et plusieurs espèces d'eau douce moules (voir chapitre 4). Une situation similaire existe pour le fleuve Bagbwe en Sierra Leone où un barrage hydroélectrique a réduit le débit et fortement impacté les anciens habitats riverains au-dessus et en dessous du barrage. Ceci est particulièrement dommageable pour *Chiloglanis polyodon* (EN), une espèce rhéophile préférant les eaux à débit rapide.

3.4.5 Agriculture et aquaculture, développement résidentiel et commercial

L'agriculture, l'aquaculture terrestre, le développement résidentiel et commercial entraînent souvent une déforestation accrue et l'introduction de polluants dans les plans d'eau. Les aspects généraux de la pollution sont traités dans la section Pollution, de sorte que cette section est largement axée sur les impacts de la déforestation associés au défrichement des terres pour l'agriculture et le développement résidentiel et commercial.

La déforestation le long des cours d'eau pour faire place à l'agriculture est répandue dans toute la région de l'Afrique occidentale, en particulier le long des fleuves Volta, Niger et Sénégal. Cela se traduit le plus souvent par une augmentation généralisée des niveaux de sédimentation en raison de sols instables combinés à un ruissellement important pendant les pluies. Cette sédimentation accrue conduit à l'étouffement des habitats d'eau douce critiques. La perte de forêt riveraine a également un impact sur les espèces de poissons qui dépendent des ressources alimentaires allochtones qui tombent de la canopée forestière et qui déclinent ou disparaissent dans ces zones déboisées.

La capacité réduite des bassins versants déboisés à ralentir les taux de ruissellement des eaux de surface entraîne à son tour des cas d'inondations de plus en plus importants, qui ont un impact sur les modèles habituels de dépôt de sédiments qui créent normalement des terres fertiles pour



Figure 3.12 Pisciculture sur le lac Volta, Ghana © K.A.A. deGraft-Johnson

l'agriculture dans les plaines inondables et servent également de source de nourriture précieuse aux espèces de poissons illiophages (spécialistes mangeurs de sédiments). Cette inondation rapide et de grand volume ne laissera souvent pas suffisamment de temps pour le dépôt de sédiments ou pour la formation des molécules organiques complexes qui sont caractéristiques des dépôts alluviaux normaux.

Dans les zones humides des plaines inondables, où l'élevage de bétail et l'agriculture de saison sèche à petite échelle sont des pratiques traditionnelles, le surpâturage entraîne l'érosion des sols et, en raison de la couverture végétale réduite, les inondations sont plus fréquentes (World Bank, 2005). (Abban, 1999) a signalé que si les actions internationales visant à limiter la déforestation ont concerné l'épuisement du bois et des produits ligneux des forêts, la demande locale de bois de chauffage a été la principale cause de l'épuisement du couvert végétal pour les habitats des poissons. Alors que la végétation continue d'être défrichée pour fournir plus de logements, de routes et d'autres infrastructures à mesure que les économies et les populations de la plupart des pays d'Afrique occidentale se développent, les impacts sur les poissons seront donc de plus en plus répandus.

La déforestation et le défrichement sont également associés à l'aquaculture terrestre où la végétation est défrichée pour la construction d'étangs. Cependant, l'impact le plus important de l'aquaculture est dû à l'application généralisée de médicaments pour traiter les maladies, à la fuite accidentelle d'espèces envahissantes non indigènes et à la propagation de maladies aux poissons sauvages. Un large éventail de médicaments (par exemple des antibiotiques) est utilisé en aquaculture pour prévenir les épidémies et prévenir ou éliminer les parasites. Ces produits pénètrent inévitablement dans les rivières et les lacs avoisinants avec, dans de nombreux cas, des conséquences inconnues pour

les poissons et les invertébrés. Lorsque les antibiotiques pénètrent dans l'environnement naturel, ils peuvent entraîner une accumulation d'agents pathogènes résistants qui peuvent ensuite infecter les poissons sauvages qui, s'ils sont consommés, peuvent également nuire aux humains. La concentration d'un grand nombre de poissons dans une petite zone signifie que les poissons deviennent plus sujets aux maladies. De telles maladies ou parasites peuvent alors facilement être transférés aux poissons sauvages qui passent par là, dans le cas des élevages en cage dans les lacs ou avec des espèces qui se sont échappées de l'élevage en cage. Enfin, l'application d'aliments pour poissons entraîne une accumulation de nutriments dans l'environnement, car les déchets alimentaires et les excréments de poissons pénètrent dans la colonne d'eau, en particulier sous les cages à poissons dans les lacs. Ces nutriments supplémentaires, principalement l'azote et le phosphore, conduisent à l'eutrophisation et provoquent la prolifération d'algues et autres plantes aquatiques. La prolifération d'algues et d'autres plantes entraînera souvent un épuisement des niveaux d'oxygène (en particulier la nuit), ce qui peut entraîner des « tueries de poissons » à grande échelle. Il y a eu des occurrences périodiques de mortalités de poissons dans la basse Volta en raison de l'élevage en cage.

3.4.6 Espèces exotiques envahissantes

L'introduction et la propagation d'espèces envahissantes non indigènes sont particulièrement préoccupantes car une fois qu'elles pénètrent dans un système d'eau douce, il est très difficile, et dans de nombreux cas impossible, de les éradiquer ensuite. La propagation de plantes aquatiques envahissantes telles que la jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes*) et l'herbe d'hippopotame (*Vossia cuspidata*) est particulièrement préoccupante dans la rivière Appolonia au Ghana et la rivière Agnébe en Côte d'Ivoire où elles



Figure 3.13 Sections du cours inférieur de la rivière Tano infestées par la plante aquatique envahissante non indigène (*Eichhornia crassipes*) © K.A.A. deGraft-Johnson

constituent déjà une menace pour certaines espèces telles que *Notoglanidium walkeri* (NT). Les plantes aquatiques envahissantes sont également un problème dans la rivière Tano au Ghana et en Côte d'Ivoire et dans le cours supérieur de la rivière Oti dans le bassin de la Volta, au Ghana.

Les infestations de plantes aquatiques peuvent entraver le transport par bateau, endommager les équipements utilisés pour la pêche, bloquer l'irrigation et l'approvisionnement en eau et potentiellement affecter le fonctionnement des centrales hydroélectriques avec des coûts associés énormes. Les plantes envahissantes se multiplient rapidement et, comme pour les algues, peuvent également entraîner une pénétration réduite de la lumière, un appauvrissement en oxygène, une perte rapide d'eau par évapotranspiration et peuvent fournir un habitat aux vecteurs de maladies.

Les espèces de poissons envahissantes constituent également une menace majeure pour les poissons indigènes. Le meilleur exemple est le tilapia du Nil (*Oreochromis niloticus*) qui n'est pas originaire de nombreux cours d'eau de la région mais qui est largement utilisé en aquaculture. Cette espèce s'échappe inévitablement et s'installe rapidement dans la nature. Il s'agit cependant d'une espèce hautement compétitive, dépassant souvent les espèces indigènes et est également encline à s'hybrider avec d'autres espèces indigènes d'*Oreochromis*, entraînant potentiellement la perte de toutes les souches pures. A titre d'exemple, *O. niloticus* s'est établi dans les rivières Bia, Tano et Pra, et même dans le lac météorique, le lac Bosomtwe, où il menace l'espèce indigène *Coptodon coptodon* (NT) par hybridation, ce qui est susceptible d'affecter son intégrité génétique et la survie à long terme. Enfin, les souches de tilapia d'élevage génétiquement amélioré (GIFT) d'*O. niloticus* sont élevées

au Ghana où elles se sont échappées et se sont croisées avec les populations de poissons locales (Anane-Taabeah, Frimpong & Hallerman, 2019).

3.5 Recommandations de conservation et actions de recherche

3.5.1 Recommandations de conservation

Les écosystèmes d'eau douce du monde entier sont soumis à diverses menaces anthropiques. En Afrique de occidentale, il est désormais admis par les scientifiques, les experts en développement et même les pêcheurs que les ressources environnementales sont surexploitées, épuisées ou nécessitent une restauration active. Outre la surexploitation des ressources naturelles, de nombreuses autres menaces pèsent sur les poissons d'Afrique occidentale, comme les perturbations anthropiques de l'hydrologie du système lors de la construction de barrages, de l'exploitation minière du lit d'une rivière ou du drainage d'une zone humide à des fins agricoles. La conservation et la restauration des écosystèmes d'eau douce doivent donc de plus en plus être reconnues comme des priorités mondiales et régionales (Geist & Hawkins, 2016).

Des mesures de conservation ont été identifiées et recommandées par les experts impliqués pour 36% des espèces évaluées. Les mesures les plus fréquemment recommandées comprennent la gestion du site/de la zone pour 17 % des espèces, la restauration de l'habitat et des processus naturels (15 % des espèces) et la sensibilisation et la communication pour 14 % des espèces (figure 3.14).

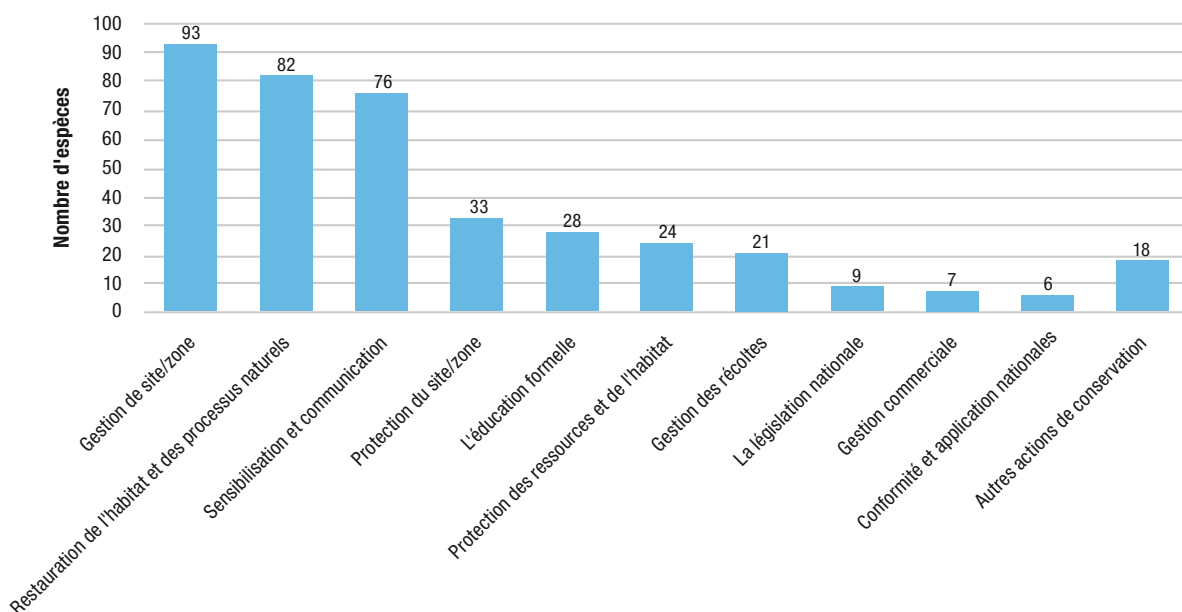


Figure 3.14 Actions de conservation codées selon les espèces de poissons dans le cadre du processus d'évaluation de la Liste rouge. Source : Compilé par les auteurs du rapport à l'aide des données de la Liste rouge de l'UICN (2021).

Il est à noter que des consultations avec les parties prenantes ont été initiées mais doivent être renforcées dans toute la région (CEPF, 2015). Un certain nombre d'initiatives d'investissement ont également vu le jour en mettant l'accent sur la protection des écosystèmes dans la région (CEPF, 2015).

3.5.1.1 Gestion et protection des sites/zones

Il existe près de 2 000 aires protégées en Afrique occidentale, dont la plupart sont de petites réserves forestières (UNEP-WCMC, IUCN et NGS, 2018), mais très peu se concentrent sur les écosystèmes d'eau douce, que ce soit en relation avec leur couverture spatiale ou dans le cadre de leur gestion des plans. Les résultats des évaluations rapportées ici mettent en évidence un certain nombre de zones particulièrement riches en diversité de poissons d'eau douce où la protection du site serait bénéfique. Ces sites comprennent :

- Les ruisseaux et rivières côtiers boisés de la Haute Guinée et du Sud de la Guinée. Cette zone est caractérisée par une grande richesse en espèces et un endémisme. Plus de 300 espèces sont connues de cette région ;
- Le Bas Niger Benue avec sa riche faune piscicole, qui comprend environ 289 espèces ;
- Le bassin de la Volta, comprenant des parties du Burkina Faso, du Ghana et une petite partie de la Côte d'Ivoire et du Bénin, qui comprend environ 240 espèces ;
- Le réseau interconnecté de rivières et de lagunes côtières de l'écorégion côtière de Bight, et ;
- Le delta du Niger avec sa riche faune piscicole (environ 221 espèces) menacée par la pollution pétrolière.

Les actions de gestion recommandées comprennent :

- La prévention de l'extinction des espèces en s'attaquant aux menaces immédiates auxquelles sont confrontés les sites et les espèces prioritaires ;
- Élaboration et mise en œuvre de plans de gestion intégrée par bassin versant
- Une plus grande concentration sur la nécessité d'une gestion transfrontalière de ces écosystèmes d'eau douce partagés et hydrologiquement connectés, comme démontré par l'Union du fleuve Mano comprenant le Libéria, la Guinée, la Sierra Leone et la Côte d'Ivoire, gérant conjointement les bassins fluviaux transfrontaliers de Moa-Makona et Cavalla,
- Identification de sites prioritaires supplémentaires en tant que Zones clés pour la biodiversité pour les espèces de poissons d'eau douce (voir le chapitre 9 de ce volume).
- Des campagnes de sensibilisation pour faire connaître aux gouvernements et aux populations locales l'importance internationale de ces sites pour la biodiversité des poissons, et ;

- Établissement de zones de conservation des poissons qui se sont avérées très efficaces dans d'autres parties du monde (Koning et al., 2020).

3.5.1.2 Restauration de l'habitat

Alors que nous entrons dans la Décennie des Nations Unies pour la restauration des écosystèmes, nous devons nous concentrer sur les nombreux écosystèmes d'eau douce dégradés de la région de l'Afrique occidentale. Comme indiqué ci-dessus, les écosystèmes d'eau douce se perdent et se dégradent à un rythme alarmant en tant que dommage collatéral de nos efforts pour soutenir une population humaine en augmentation rapide. Ceci, combiné aux demandes croissantes des pays en dehors de la région pour les ressources naturelles, qui contribuent énormément à l'expansion rapide de l'agriculture et de l'exploitation minière, exerce une pression énorme sur ces écosystèmes. Les évaluations menées ici ont identifié les endroits où les espèces de poissons d'eau douce sont menacées en raison de la perte et de la dégradation de l'habitat. Nous devons utiliser ces informations dès maintenant pour définir les priorités de restauration de l'habitat au profit des espèces de poissons d'eau douce dans toute la région.

3.5.1.3 Sensibilisation et communication

L'importance du maintien des ressources de la biodiversité aquatique n'est pas largement appréciée à tous les niveaux de la société. Le concept de biodiversité est encore mal compris et reste inconnu de beaucoup de gens, et il y a peu de compréhension de l'importance de la conservation de la biodiversité parmi les personnes chargées du développement et de la gestion des barrages, de l'agriculture irriguée, des industries extractives, etc. communautés locales et utilisateurs des ressources, le concept de ressources naturelles est bien compris mais la conscience de leur propre rôle potentiel dans la conservation ou la dégradation de ces ressources est souvent très limitée. Il est donc important de lancer des campagnes de sensibilisation du public à tous les niveaux sur les menaces actuelles et futures qui pèsent sur la biodiversité des eaux douces et sur la manière dont les individus peuvent contribuer à la conservation future de cette ressource.

3.5.1.4 Actions de recherche

Une analyse des évaluations de la Liste rouge menées ici révèle que pour 76 % des espèces, des actions de recherche spécifiques sont recommandées. Parmi ceux-ci, les thèmes de recherche les plus fréquemment demandés sont le suivi des espèces « tendances des populations » (pour 62 % des espèces) et de mieux comprendre les espèces « taille, distribution et tendances de la population » (56 %), « cycle de vie et écologie » (49 %) et « menaces » (45 %), figure 3.15). Bien qu'une certaine amélioration soit notée dans notre compréhension de la diversité des poissons d'eau douce

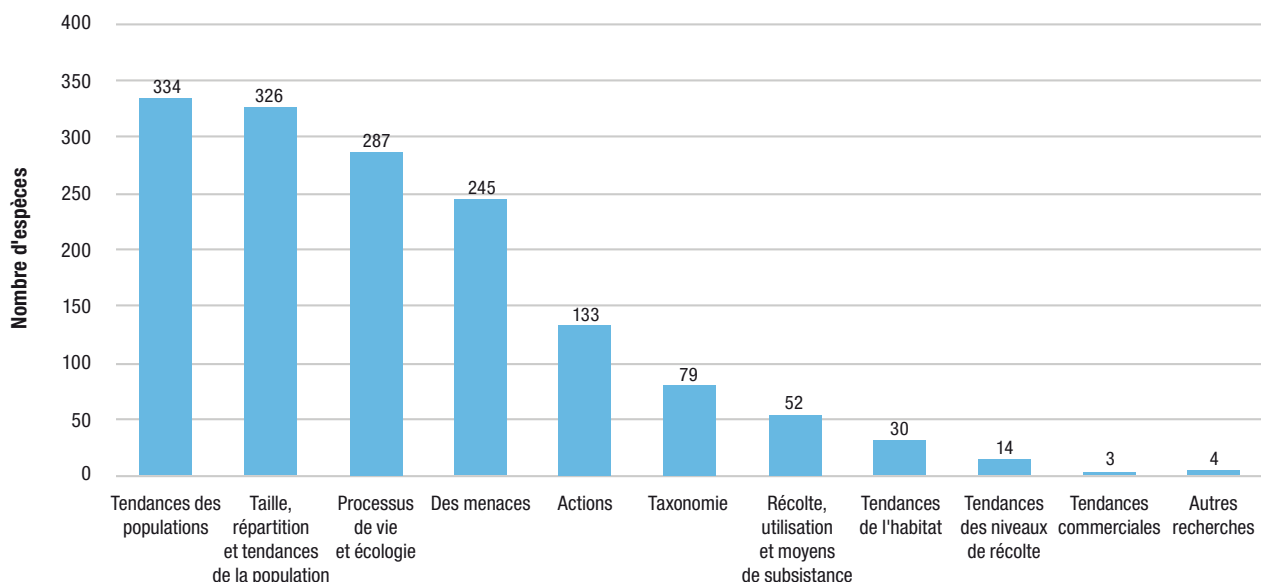


Figure 3.15 Actions de recherche recommandées codées par espèce de poisson dans le cadre du processus d'évaluation de la Liste rouge. Source : Compilé par les auteurs du rapport à l'aide des données de la Liste rouge de l'UICN (2021).

en Afrique occidentale, des lacunes importantes dans nos connaissances persistent. Ce manque d'informations de base appropriées représente un obstacle majeur à la conservation de la diversité des eaux douces (Smith et al., 2009). Lorsque des informations sont disponibles sur l'inventaire et la répartition des espèces dans un bassin versant, il y a souvent peu d'informations supplémentaires telles que sur l'écologie des espèces ou les menaces pesant sur les espèces et leurs habitats (Darwall et al., 2011). En l'absence de telles informations, il est difficile d'évaluer avec précision l'état de conservation de l'espèce et de proposer des actions de conservation. Comme indiqué au moment de l'évaluation de référence de la Liste rouge achevée en 2009, un défi majeur était de réduire le nombre total d'espèces de poissons d'eau douce classées comme Données insuffisantes (55 espèces, soit 10 % de toutes les espèces évaluées). Depuis 2009, le nombre d'espèces dans cette catégorie a été réduit, laissant seulement 32 espèces évaluées (6%) comme DD reconnaissant le rôle important du travail de terrain en cours et d'autres recherches dans la région. Cependant, ces études doivent être poursuivies et étendues parallèlement aux études d'impact environnemental et social qui devraient être exigées comme un préalable à toute action de développement proposée ayant un impact potentiel sur la biodiversité. La plupart des données disponibles sur les espèces de poissons d'eau douce sont également de plus en plus obsolètes et incomplètes, de sorte qu'il reste difficile d'évaluer les changements dans le temps, comme pour l'indice de la Liste rouge (voir chapitre 8).

Le manque de recherches récentes ou en cours pour nous informer sur l'état des espèces de poissons d'eau douce de la région suggère un manque de concentration sur

la recherche et la conservation des écosystèmes d'eau douce au sein des institutions universitaires de la région. Si cela devait s'avérer être le cas, une recommandation forte serait d'assurer une plus grande inclusion de la recherche sur les écosystèmes d'eau douce dans les programmes universitaires afin de générer une nouvelle génération de scientifiques pour mener cette recherche essentielle. Ces études amélioreront en fin de compte notre compréhension de l'écologie et de l'histoire de la vie des poissons en Afrique occidentale en tant qu'étape clé vers leur future restauration et conservation.

Références

- Abban, E.K. (1999). Considerations for the conservation of African Fish genetics for their sustainable exploitation. In: Roger S. V. Pullin, Devin M. Bartley, & Jan Kooiman (eds.). *Towards policies for conservation and sustainable use of aquatic genetic resources*. [Online]. pp. 95–100. Available from: <https://portals.iucn.org/library/node/24418> [Accessed: 7 July 2021].
- Abell, R., Thieme, M.L., Revenga, C., Bryer, M., et al. (2008). Freshwater Ecoregions of the World: A New Map of Biogeographic Units for Freshwater Biodiversity Conservation. *BioScience*. [Online] 58 (5), 403–414. Available from: <https://www.doi.org/10.1641/B580507>.
- Anane-Taabeah, G., Frimpong, E.A. & Hallerman, E. (2019). Aquaculture-Mediated Invasion of the Genetically Improved Farmed Tilapia (GIFT) into the Lower Volta Basin of Ghana. *Diversity*. [Online] 11 (10), 188. Available from: <https://www.doi.org/10.3390/d11100188>.
- Bamba, M., Vreven, E.J. & Snoeks, J. (2011). Description of *Barbus teugelsi* sp. nov. (Cypriniformes: Cyprinidae)

- from the Little Scarcies basin in Guinea, Africa. *Zootaxa*. [Online] 2998 (1), 48–65. Available from: <https://www.doi.org/10.11646/zootaxa.2998.1.4>.
- Brainerd, T.R. (1997). Socioeconomic research needs for fisheries and aquaculture in Africa. In: J.H. Annala (ed.). *Fisheries and Aquaculture Research Planning Needs for Africa and West Asia*. [Online]. ICLARM. pp. 59–60. Available from: <https://www.worldfishcenter.org/publication/fisheries-and-aquaculture-research-planning-needs-africa-and-west-asia>.
- CEPF (2015). *Profil d'écosystème: Hotspot de biodiversité des forêts guinéennes de l'Afrique de l'ouest*. [Online]. Available from: https://www.cepf.net/sites/default/files/fr_profil_ecosysteme_forets_guineennes.pdf [Accessed: 27 February 2020].
- Daget, J., Gosse, J.P. & Thys Van Den Audenaerde, D.F.E. (1984). *Check-list of the freshwater fishes of Africa, Volume 1*. Checklist of the Freshwater Fishes of Africa (CLOFFA). Belgium, ISNB-MRAC-ORSTOM.
- Daget, J., Gosse, J.P. & Thys Van Den Audenaerde, D.F.E. (1986a). *Check-list of the freshwater fishes of Africa, Volume 2*. Checklist of the Freshwater Fishes of Africa (CLOFFA). Belgium, ISNB-MRAC-ORSTOM.
- Daget, J., Gosse, J.P. & Thys Van Den Audenaerde, D.F.E. (1986b). *Check-list of the freshwater fishes of Africa, Volume 3*. Checklist of the Freshwater Fishes of Africa (CLOFFA). Belgium, ISNB-MRAC-ORSTOM.
- Daget, J., Gosse, J.P. & Thys Van Den Audenaerde, D.F.E. (1991). *Check-list of the freshwater fishes of Africa, Volume 4*. Checklist of the Freshwater Fishes of Africa (CLOFFA). Belgium, ISNB-MRAC-ORSTOM.
- Dankwa, H.R., Biney, C.A. & DeGraft-Johnson, K.A.A. (2005). Impact of mining operations on the ecology of river Offin in Ghana. *West African Journal of Applied Ecology*. 7 (1), 19–30.
- Dankwa, H.R. & Gordon, C. (2002). The fish and fisheries of the Lower Volta mangrove swamps in Ghana. *African Journal of Science and Technology*. 3 (1), 25–32. Available from: <http://hdl.handle.net/1834/636>.
- Dankwa, H.R., Owiredo, S.A., Amevenku, F. & Amedorme, E. (2017). Environmental flow requirements and impacts of the Akosombo and Kpong dams on the fish and fisheries of the Lower Volta River, Ghana. In: *Dams, development and downstream communities: implications for re-optimising the operations of the Akosombo and Kpong Dams in Ghana*. Tema, Ghana, For the Water Resources Commission by Digibooks Ghana Ltd. pp. 43–61.
- Darwall, W.R.T., Smith, K.G., Allen, D.J., Holland, R.A., et al. (2011). *The diversity of life in African freshwaters: under water, under threat: an analysis of the status and distribution of freshwater species throughout mainland Africa*. [Online]. Cambridge, UK and Gland, Switzerland, IUCN. Available from: <https://portals.iucn.org/library/node/9409>.
- FAO (1991). *Report of the nineteenth session of the Committee on Fisheries. Rome, 8–12 April 1991*. [Online]. p.59. Available from: <http://www.fao.org/3/am685e/am685e00.htm> [Accessed: 10 July 2021].
- Geist, J. & Hawkins, S.J. (2016). Habitat recovery and restoration in aquatic ecosystems: current progress and future challenges - Geist - 2016 - Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems - Wiley Online Library. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. [Online] (5), 942–962. Available from: <https://doi.org/10.1002/aqc.2702>.
- Helfman, G. (2007). *Fish Conservation: A Guide to Understanding and Restoring Global Aquatic Biodiversity and Fishery Resources*. Washington, D.C., Island Press.
- Hugueny, B. & Lévêque, C. (1994). Freshwater fish zoogeography in west Africa: faunal similarities between river basins. *Environmental Biology of Fishes*. [Online] 39 (4), 365–380. Available from: <https://www.doi.org/10.1007/BF00004806>.
- Koning, A.A., Perales, K.M., Fluet-Chouinard, E. & McIntyre, P.B. (2020). A network of grassroots reserves protects tropical river fish diversity. *Nature*. [Online] 588 (7839), 631–635. Available from: <https://www.doi.org/10.1038/s41586-020-2944-y>.
- Lalèyè, P. & Entsua-Mensah, M. (2009). Freshwater fishes of western Africa. In: Kevin G. Smith, M.D. Diop, M. Niane, & W.R.T. Darwall (eds.). *The Status and Distribution of Freshwater Biodiversity in Western Africa*. [Online]. Cambridge, UK and Gland, Switzerland. pp. 20–32. Available from: <https://portals.iucn.org/library/node/9638>.
- Lederoun, D. & Vreven, E. (2016). *Enteromius vandewallei*, a new species of minnow from the Volta River basin, West Africa (Cypriniformes: Cyprinidae). *Ichthyological Exploration Of Freshwaters*. 27 (2), 97–106. Available from: https://limo.libis.be/primo-explore/fulldisplay?docid=LIRIAS768127&context=L&vid=Lirias&search_scope=Lirias&tab=default_tab&lang=en_US.
- Lévêque, C. (1997). *Biodiversity dynamics and conservation. The freshwater fish of tropical Africa*. Cambridge, Cambridge University Press.
- Lévêque, C. (ed), Paugy, D. (ed) & Teugels, G.G. (ed) (1990). publisher: MRAC. *Faune des poissons d'eaux douces et saumâtres de l'Afrique de l'Ouest: Tome 1*. Collection Faune tropicale 28. [Online]. Paris, France, MRAC and ORSTOM. Available from: <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=AV2012061551> [Accessed: 4 May 2021].
- Lévêque, C., Paugy, D. & Teugels, G.G. (eds.) (1992). publisher: MRAC. *Faune des poissons d'eaux douces et saumâtres de l'Afrique de l'Ouest: Tome 2*. Collection Faune tropicale 28. [Online]. Paris, France, MRAC and ORSTOM. Available from: <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=AV2012061551> [Accessed: 4 May 2021].
- Lévêque, C., Paugy, D., Teugels, G.G. & Romand, R. (1989). Taxonomic inventory and distribution of freshwater fish from the coastal basins of Guinea and Guinea Bissau- fdi: 30065-Horizon. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale*. 22 (2), 107–127.

- Paugy, D., Lévêque, C. & Teugels, G.G. (2003). *The Fresh and Brackish Water Fishes of West Africa*. 40. [Online]. Muséum national d'Histoire naturelle. Available from: <https://sciencepress.mnhn.fr/en/collections/faune-et-flore-tropicales/poissons-d-eaux-douces-et-saumatres-de-l-afrique-de-l-ouest-vol-1-2> [Accessed: 4 May 2021].
- Petr, T. (1968). Distribution, abundance and food of commercial fish in the Black Volta and the Volta man-made lake in Ghana during its first period of filling (1964–1966). I. Mormyridae. *Hydrobiologia*. [Online] 32 (3), 417–448. Available from: <https://www.doi.org/10.1007/BF00155400>.
- Pezold, F., Schmidt, R.C. & Stiassny, M.L.J. (2016). A Survey of Fishes of the Geebo – Dugbe River Confluence, Sinoe County, Liberia, with an Emphasis on Tributary Creeks aqua, *International Journal of Ichthyology*. *aqua, International Journal of Ichthyology*. 22 (3), 97–122. Available from: <https://aqua-aquapress.com/a-survey-of-fishes-of-the-geebo-dugbe-river-confluence-sinoe-county-liberia-with-an-emphasis-on-tributary-creeks/>.
- Schmidt, R.C., Bart, H.L. & Pezold, F. (2016). High levels of endemism in suckermouth catfishes (Mochokidae: Chiloglanis) from the Upper Guinean forests of West Africa. *Molecular Phylogenetics and Evolution*. [Online] 100, 199–205. Available from: <https://www.doi.org/10.1016/j.ympev.2016.04.018>.
- Schmidt, R.C., Bart, H.L., Pezold, F. & Friel, J.P. (2017). A Biodiversity Hotspot Heats Up: Nine New Species of Suckermouth Catfishes (Mochokidae: Chiloglanis) from Upper Guinean Forest Streams in West Africa. *Copeia*. [Online] 105 (2), 301–338. Available from: <https://www.doi.org/10.1643/CI-16-474>.
- Schmidt, R.C., Dillon, M.N., Kuhn, N.M., Bart, H.L., et al. (2019). Unrecognized and imperilled diversity in an endemic barb (Smiliogastrini, Enteromius) from the Fouta Djallon highlands. *Zoologica Scripta*. [Online] 48 (5), 605–613. Available from: <https://www.doi.org/10.1111/zsc.12362>.
- Schmidt, R.C. & Pezold, F. (2011). Morphometric and molecular variation in mountain catfishes (Amphiliidae: Amphilius) in Guinea, West Africa. *Journal of Natural History*. [Online] 45 (9–10), 521–552. Available from: <https://www.doi.org/10.1080/00222933.2010.534560>.
- Smith, K.G., Diop, M.D., Niane, M. & Darwall, W.R.T. (2009). *The Status and Distribution of Freshwater Biodiversity in Western Africa*. [Online]. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, International Union for Conservation of Nature (IUCN). Available from: <https://portals.iucn.org/library/node/9638>.
- Thieme, M.L., Abell, R., Burgess, N., Lehner, B., et al. (2005). *Freshwater Ecoregions of Africa and Madagascar: A Conservation Assessment*. Island Press.
- Trape, S. (2016). A new cichlid fish in the Sahara: The Ounianga Serir lakes (Chad), a biodiversity hotspot in the desert. *Comptes Rendus Biologies*. [Online] 339 (11), 529–536. Available from: <https://www.doi.org/10.1016/j.crvi.2016.08.003>.
- UNEP-WCMC, IUCN and NGS (2018). *Protected Planet Report 2018*. [Online]. p.56. Available from: <https://portals.iucn.org/library/node/48344> [Accessed: 16 May 2020].
- United Nations (2019). *World Population Prospects 2019, Online Edition*. [Online]. Available from: <https://worldpopulationreview.com/continents/western-africa-population> [Accessed: 10 July 2021].
- Valdesalici, S. (2013). Pronothobranchius chirioi n. sp. a new annual killifish species from the Niger River drainage, with redescrptions of P. kiyawensis, P. gambiensis and P. seymouri (Cyprinodontiformes: Nothobranchiidae). *Killi-Data Series*. 21–41.
- Welcomme, R.L. (1991). The Conservation and Environmental Management of Fisheries in Inland and Coastal Waters. *Netherlands Journal of Zoology*. [Online] 42 (2–3), 176–189. Available from: <https://www.doi.org/10.1163/156854291X00261>.
- World Bank (2005). *Ghana: Natural Resources Management and Growth sustainability*. p.227.
- Zhang, A.T., Urpelainen, J. & Schlenker, W. (2018) *Power of the river: Introducing the global dam tracker (GDAT)*. 33. Available from: <https://www.energypolicy.columbia.edu/research/report/power-river-introducing-global-dam-tracker-gdat>.

Chapitre 4

Statut et répartition des mollusques d'eau douce en Afrique occidentale

Van Damme, D.¹, Darwall, W.R.T.²

Sommaire

4.1 Aperçu des mollusques d'Afrique occidentale	40
4.1.1 La malacofaune sahélienne d'eau douce	40
4.1.2 La malacofaune d'eau douce de la forêt guinéenne	41
4.1.3 La malacofaune des eaux saumâtres de l'Atlantique	41
4.2 Histoire de la recherche scientifique sur les mollusques d'eau douce en Afrique occidentale	41
4.3 Etat de conservation	42
4.3.1 Gastropoda	43
4.3.2 Bivalvia	45
4.4 Modèles de répartition de la diversité des espèces	46
4.5 Principales menaces pesant sur les mollusques d'eau douce	46
4.5.1 Pollution	46
4.5.2 Modifications du système naturel	49
4.5.3 Changement climatique et phénomènes météorologiques extrêmes	50
4.5.4 Agriculture et aquaculture, développement résidentiel et commercial	50
4.5.5 Utilisation des ressources biologiques	51
4.5.6 Production d'énergie et manière	51
4.6 Recommandations en matière de conservation	51
4.6.1 Protection du site/de la zone	51
4.6.2 Protection des ressources et des habitats	52
4.7 Les espèces sous les projecteurs – Analyse du mystérieux déclin de <i>Pleiodon ovatus</i>	53
Références	55

4.1 Aperçu des mollusques d'Afrique occidentale

En Afrique occidentale, les communautés de mollusques d'eau douce peuvent être subdivisées en deux communautés d'eau douce distinctes situées de la vaste région de la savane aride à celle hyperaride au nord et à l'est, et la ceinture occidentale des basses terres nigérianes et guinéennes. Une troisième communauté d'eau saumâtre, riche en espèces, comprend les estuaires, les lagons et les forêts de mangroves le long de la côte atlantique.

4.1.1 La malacofaune sahélienne d'eau douce

La communauté sahélienne comprend une grande partie du Sénégal, du Mali, du Tchad, du Burkina Faso, du Niger et

du Nigeria et s'étend jusqu'à l'Atlantique à travers la faille du Dahomey (Togo et Bénin).

Bien que les plus grandes eaux de surface naturelles d'Afrique occidentale, à savoir le lac Tchad et le delta moyen du Niger, se trouvent dans cette savane, la malacofaune d'eau douce est peu diversifiée et dominée par des genres qui peuvent survivre à de courtes périodes d'aridité ou d'augmentation de la salinité, tels que *Pila*, *Lanistes*, *Gabbiella*, *Melanoides*, *Bulinus*, *Biomphalaria*, *Lymnaea* et *Spathopsis*. Cette diversité limitée provient en grande partie des oscillations climatiques qui font que les eaux de surface peu profondes, comme le lac Tchad, passent de la dessiccation totale, il y a environ 20 000 ans, lors du maximum glaciaire, à une énorme surface (350 000 km²) connue sous le nom de lac Méga-Tchad entre 7 000 et 5

¹ Laboratoire de paléontologie, Université de Gand, Krijgslaan 281, S8, B-9000 Gand, Belgique

² Unité de la biodiversité d'eau douce, Programme mondial sur les espèces, IUCN (Union internationale pour la conservation de la nature), David Attenborough Building, Pembroke Street, Cambridge, CB2 3QZ, Royaume Uni

000 ans (Holocène Pluvial). Depuis lors, le lac a diminué et a atteint une nouvelle taille minimale dans les années 1970–1980 (Bouchette et al., 2010).

Il n'est donc pas surprenant que la malacofaune actuelle soit composée d'espèces qui ont initialement colonisé la région du Méga-Tchad pendant la dernière période humide, puis se sont retirées vers le sud dans les bassins du Chari et du Logone et vers l'est dans le bassin du Nil. La plupart de ces espèces sont donc largement répandues soit dans toute la ceinture sahélienne, soit dans sa partie occidentale, avec quelques espèces endémiques limitées au moyen Niger et aux bassins du Chari et du Logone. Au départ, certaines espèces comme *Gabbiella neothaumiformis* et *Gabbiella tchadiensis* étaient considérées comme des espèces endémiques du bassin du lac Tchad, mais leur statut d'espèces distinctes doit être approfondi, car il s'agit probablement de morphotypes locaux appartenant à des espèces répandues. La présente étude ne visant pas à résoudre des questions taxonomiques actuelles, le traitement de ces espèces en tant qu'espèces complètes valides est donc maintenu jusqu'à ce que du matériel supplémentaire soit disponible.

Enfin, une liste de contrôle récemment publiée des escargots d'eau douce et d'eau saumâtre du Bénin confirme que la malacofaune d'eau douce présente dans la fosse du Dahomey présente une faible diversité d'espèces, constituées en grande partie d'espèces ubiquistes (Koudenoukpo et al., 2020). Comparativement, la faune d'escargots d'eau saumâtre est plus riche.

4.1.2 La malacofaune d'eau douce de la forêt guinéenne

Contrairement à la malacofaune sahélienne, la forêt guinéenne comporte une grande richesse d'espèces et un haut degré d'endémicité des zones humides et des forêts tropicales qui s'étendaient autrefois de la Guinée au fleuve Sanaga au Cameroun.

Cet écotope est ancien et, d'après sa malacofaune, se trouvait autrefois aussi en Afrique orientale. Il constitue aujourd'hui le dernier refuge d'une malacofaune antérieure à la disparition des zones humides tropicales sur une grande partie de l'Afrique au cours des cinq derniers millions d'années. Quatre genres de gastéropodes, à savoir *Afropomus*, *Saulea*, *Sierraia* et *Soapitai*, sont endémiques aux rivières de cette région, tandis que de nombreuses espèces de *Potadoma*, étant confinées aux rivières des forêts pauvres en ions limpidés, ont une distribution très restreinte. La faune bivalve se compose principalement d'un grand nombre de Mutilidae. Il est frappant que, jusqu'au

milieu du XX^{ème} siècle, la malacofaune de ces zones humides d'Afrique occidentale soit restée exempte de genres dominants et répandus sur le reste du continent, tels que *Bellamyia* (à l'exception d'une espèce douteuse), *Melanoidea* et *Corbicula*. Ce type de barrière écologique non géographique est généralement inconnu.

4.1.3 La malacofaune des eaux saumâtres de l'Atlantique.

La côte faiblement inclinée d'Afrique occidentale et centrale est idéale pour le développement de vastes forêts de mangroves, d'estuaires inondés et de lagunes. Sa malacofaune est assez riche mais la plupart des espèces sont largement répandues, allant du Sénégal à l'Angola, certaines espèces étant même présentes le long de la côte sud-américaine. Certains gastéropodes, comme *Tympanotonus* et *Pachymelania*, et les bivalves comme *Crassostrea* et *Iphigenia*, constituent un important apport en protéines de base pour les habitants de la côte.

4.2 Histoire de la recherche scientifique sur les mollusques d'eau douce en Afrique occidentale

Avant 1950, la seule malacofaune des zones humides et des forêts tropicales guinéennes a été peu étudiée, non seulement à cause de l'inaccessibilité du terrain, mais aussi parce que la plupart des missions françaises, comme la Mission Jean Tilho (1906–1909 et 1912–1913), se sont concentrées sur le bassin du Tchad.

L'Afrique occidentale est la première partie du continent où des bivalves d'eau douce (à l'instar de *Mutela dubia*) et des gastéropodes d'eau saumâtre (à l'instar de *Tympanotonus fuscatus*) ont été collectés dès le milieu du XVIII^{ème} siècle (Adanson, 1757). Cependant, la menace des nombreuses maladies tropicales invalidantes et les populations locales peu accueillantes ont longtemps constitué un obstacle aux voyages dans la région. Au cours du XIX^{ème} siècle, quelques spécimens de mollusques tels que *Pleiodon ovatus* (Swainson, 1823) ou *Potadoma büttikoferi* (Schepman, 1888) ont quelquefois atteint l'Europe, principalement en provenance du Sénégal, mais cela ne s'est produit qu'occasionnellement et ces spécimens renseignaient rarement sur leur lieu de provenance exact, ils portaient plus souvent des étiquettes telles que « *originaire de cours d'eau d'Afrique tropicale* ». Ce n'est donc qu'au début du XX^{ème} siècle que des explorateurs (français pour la plupart), faisant partie des armées colonisatrices, ont commencé à rejoindre les terres et à collecter des coquillages.

Ces explorations militaires, comme la Mission Jean Tilho 1906–1909 et 1912–1913, ont dirigé leurs efforts vers les régions du Sahel, plus intéressantes sur le plan politique et économique, qui étaient à cette époque encore relativement luxuriantes. La présence de grands fleuves et lacs inexplorés, comme le Niger et le lac Tchad, constituait des objectifs attrayants pour les officiers qui souhaitaient obtenir une publicité académique et, de ce fait, faire avancer leur carrière militaire. Les collections de coquillages ont pour la plupart abouti au Muséum national d'histoire naturelle de Paris. Le malacologue français Louis Germain, directeur de la collection malacologique, y a produit un nombre impressionnant de publications taxonomiques sur les mollusques du bassin du Tchad, qu'il qualifiait avec enthousiasme d'endémiques (voir Lévêque (1988) pour un aperçu de la littérature).

Cependant, ce n'est que dans la seconde moitié du XX^{ème} siècle qu'une nouvelle génération de malacologues français, comme Eugène Binder, Jean Daget et Christian Lévêque, a commencé à étudier en profondeur la malacologie de l'Afrique occidentale, en intégrant la dynamique des populations et d'autres aspects écologiques dans leurs études. Depuis les années 1990, des groupes de recherche de plusieurs universités d'Afrique occidentale ont lancé leurs propres études sur la faune des mollusques d'eau douce. Cependant, la recherche est actuellement davantage axée sur la santé humaine et la pollution aquatique, que sur la conservation des espèces (Koudenoukpo et al., 2020).

Ce n'est qu'à la fin des années 1960–1980 que les études sur la malacofaune des basses terres tropicales guinéennes ont été effectuées. C'est à cette époque que, dans le cadre de la lutte contre la bilharziose, les malacologues du Laboratoire danois de la schistosomiase et du British Museum ont commencé à collecter et à décrire des mollusques d'eau douce sur tout le continent, y compris en Afrique occidentale. Le nombre de nouvelles espèces découvertes au cours de cette période montre clairement à quel point la faune des plaines guinéennes avait été peu explorée et l'on peut supposer qu'il reste encore de nouvelles espèces à découvrir.

Ne disposant pas de base de référence solide, nous sommes actuellement incapables d'évaluer avec précision l'ampleur de la perte de la biodiversité des mollusques. Cependant, étant donné le taux continu et rapide de déforestation dans la région, on peut malheureusement supposer que dans des pays comme la Côte d'Ivoire et le Nigeria, des composants de la malacofaune ont déjà été perdus ou décimés.

Dans de nombreux cas, les communautés originales de mollusques d'eau douce étaient déjà dégradées ou disparues avant que de véritables recherches ne soient entreprises (voir Les espèces sous les projecteurs 4.7).

4.3 Etat de conservation

Le risque d'extinction de 100 espèces de mollusques d'eau douce originaires de la région de l'Afrique occidentale a été évalué selon les catégories et critères de la Liste rouge de l'UICN. Version mondiale 3.1, deuxième édition (Union internationale pour la conservation de la nature (UICN), 2012). (voir le Chapitre 2 pour plus de détails sur la méthodologie).

Le point chaud compte 33 espèces indigènes menacées, dont huit sont en danger critique d'extinction, huit en danger et quatre vulnérables (tableau 4.1, figure 4.1). Il y a 10 espèces dont les données sont insuffisantes dans le point chaud, dont une est considérée comme endémique. En prenant en compte les espèces à données insuffisantes, la meilleure estimation du nombre d'espèces indigènes menacées d'extinction au niveau mondial est de 26 (26%). Une espèce endémique, *Bellamyia liberiana*, a été enregistrée pour la dernière fois en 1888 et est maintenant considérée comme étant en danger critique d'extinction (probablement éteinte).

Table 4.1 Nombre d'espèces de mollusques d'eau douce indigènes et endémiques par catégorie de la Liste rouge en Afrique occidentale. Les chiffres entre parenthèses font référence à l'évaluation précédente (Smith et al., 2009) et incluent les évaluations régionales. Source : Compilé par les auteurs du rapport à partir des données de la Liste rouge de l'UICN (2021) et de Smith et al. (2009).

Catégorie de la Liste rouge de l'UICN	Nombre d'espèces indigènes	Nombre d'espèces endémiques au niveau régional
Éteint (EX)	0 (0)	0 (0)
Éteint à l'état sauvage (EW)	0 (0)	0 (0)
En danger critique (CR)	11 (5)	8 (5)
En danger (EN)	9 (5)	8 (3)
Vulnérable (VU)	4 (5)	3 (5)
Quasi menacé (NT)	5 (2)	3 (2)
Préoccupation mineure (LC)	63 (59)	8 (11)
Données insuffisantes (DD)	8 (14)	3 (10)
TOTAL	100 (90)	33 (36)

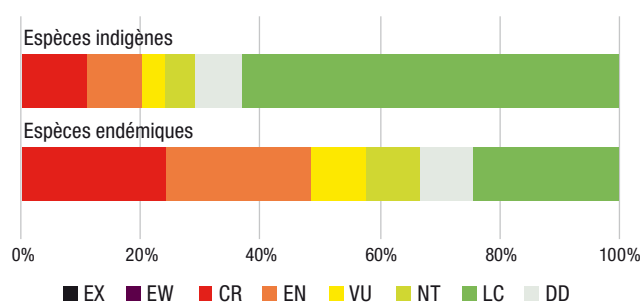


Figure 4.1 Pourcentage d'espèces de mollusques d'eau douce indigènes et endémiques par catégorie de la Liste rouge en Afrique occidentale. Source : Compilé par les auteurs du rapport à partir des données de la Liste rouge de l'UICN (2021).

Par rapport à la précédente évaluation de base (faite par Kristensen et al., 2009), le nombre d'espèces menacées (CR, EN, et VU) a considérablement augmenté alors que le nombre d'espèces à Données insuffisantes (DD) a diminué. On pense que cette tendance est due à : (1) une meilleure connaissance de l'état de dégradation de l'environnement d'eau douce dans la région, et ; (2) une amélioration des connaissances taxonomiques, en particulier pour les bivalves d'eau douce.

Eu égard à l'intensification agricole à grande échelle en cours et prévue, ajoutée à l'augmentation de la population humaine, on s'attend à ce que le niveau de menace pour les mollusques d'eau douce signalés ici augmente, ce qui entraînera l'inscription d'un plus grand nombre d'espèces dans le groupe des espèces menacées au cours des dix prochaines années.

4.3.1 Gastropoda

4.3.1.1 Prosobranches

Neritidae et Neritiliidae

Les représentants des familles Neritidae et Neritiliidae se limitent aux eaux douces côtières et principalement saumâtres et ont été récemment subdivisés en genres de Neritidum, à savoir *Glypeolum* (*G. owenianum*), *Nereina* (*N. afra*), *Nerita* (*N. ascensionis*, *N. senegalensis*), *Vitta* (*V. adansoniana*, *V. cristata*, *V. glabrata*, *V. rubricata* et *V. kuramoensis*), et de neritiliid, notamment *neritillia* (*N. manoeli*). Les autres familles de gastéropodes d'eau saumâtre représentées en Afrique occidentale sont les Potamididae (*Tympanotonos fuscatus*), les Tateidae (*Potamopyrgus fuscatus*), les Muricidae (*Thais nodosa*), les Ellobiidae (*Melampus liberiana*), les Littorinidae (*Littoraria angulifera*) et les Hemisinidae (*Plathymelania aurita*, *P. byronensis* et *P. fusca*). Toutes les espèces sont de préoccupation mineure (LC), étant relativement communes et/ou répandues le long de la côte atlantique africaine du Sénégal à l'Angola ou se trouvant également sur des îles océaniques ou en Amérique du Sud. Les trois Hydrobiidae qui ont été décrits en Afrique occidentale, à savoir *Hydrobia accrensis*, *H. guyenoti* et *H. lineata*, sont endémiques à la région. Il n'est pas encore certain qu'ils appartiennent au genre *Hydrobia*, des recherches supplémentaires sont nécessaires. Cependant, il est certain que le nom *H. lineata* (Binder, 1957, 1968), est attribué à une autre espèce et que les coquilles provenant de Côte d'Ivoire, du Togo et du Bénin doivent donc être renommées. Aucun hydrobiidé d'Afrique occidentale n'est menacé et n'a été classé NT et LC.

Viviparidae

Les Viviparidae ne sont représentés avec certitude que par l'espèce *Bellamyia unicolor* (LC) présente dans la partie



Figure 4.2 Timbre postal ghanéen représentant *Pila africana* (Martens, 1886), endémique à la région d'Afrique occidentale. Cet escargot des pommes est relativement commun et donc classé comme « préoccupation mineure » à l'heure actuelle. Il est cependant devenu une source alimentaire importante pour les populations rurales.

sahélienne de l'Afrique occidentale, plus précisément dans les bassins du Sénégal, du Niger et du Tchad. L'espèce *B. liberiana* (CR), retrouvée une seule fois au Liberia, est basée sur la description de quelques coquilles vides qui, selon toute probabilité, appartiennent à la famille des Pachychilidae.

Ampullariidae

Il existe quatre genres en Afrique occidentale, à savoir les Lanistes, les *Pila*, les *Afropomus* et les *Saulea*. Les trois espèces *Pila* (*P. wernei*, *P. ovata* et *P. africana*) et les trois espèces *Lanistes* (*L. libycus*, *L. varicus* et *L. ovum*) sont classées LC. Une seule espèce (*P. africana*) est endémique à la région. Leur taxonomie n'a pas encore été traitée de manière satisfaisante. *L. chaperi* du Bénin, initialement décrit comme une sous-espèce de *L. libycus*, a récemment été qualifié d'espèce à part entière par certains auteurs (Cowie, 2015 ; Koudenoukpo et al., 2020). Il s'agit d'une hypothèse qui n'est pas encore confirmée par de nouvelles preuves solides.

Les deux autres genres, *Afropomus* et *Saulea*, sont tous deux monospécifiques et représentés par *A. balanoidea* (EN) et *S. vitrea* (VU). Les deux espèces sont endémiques aux zones humides guinéennes.

Bithyniidae

Cette famille comprend trois genres. Le genre africain *Gabbiella*, largement répandu, est représenté par *G. africana* (DD), dont la répartition n'est pas très connue, et deux espèces (*G. neothaumiformis* (CR) et *G. tchadiensis* (EN)), qui ne sont connues que par des collections au lac Tchad au début du XXème siècle. Étant donné qu'il ne reste que quelques coquilles vides, leur statut taxonomique en tant qu'espèces distinctes endémiques ou formes locales d'espèces répandues reste non résolu. Par conséquent, l'évaluation originale de l'UICN est maintenue. Les quatre espèces du genre *Sierraia*, à savoir *S. ocutambensis* (CR), *S. expansilabrum* (EN), *S. leonensis* (NT) et *S. whitei* (LC), sont

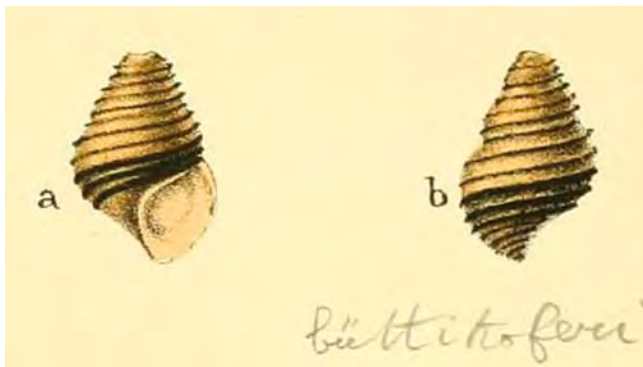


Figure 4.3. *Potadoma büttikoferi* (Schepman, 1888), connu uniquement grâce à quelques coquilles vides collectées par les explorateurs Johann Büttikofer et Carolus Sala en 1880.

endémiques à la Sierra Leone, tandis que *Soapitia dagei* (CR), le seul représentant de son genre, n'est connu que de sa localité type en Guinée.

Assimineidae

Cette famille est représentée par *Assimineea hessei*, une espèce qui est enregistrée dans les eaux douces de la RDC et du Cameroun ainsi que dans les eaux saumâtres du Nigeria, en supposant que les sous-populations appartiennent toutes à cette seule espèce. Compte tenu de l'incertitude quant au fait qu'il s'agisse d'une seule espèce, elle est classée DD.

Paludomidae

Cleopatra bulimoides (LC) est répandu en Afrique occidentale et dans d'autres régions du continent. Les deux autres espèces de paludomidés appartiennent au genre *Pseudocleopatra* et sont limitées par la Basse-Volta. Toutes deux sont gravement menacées, *P. togoensis* étant classé CR et *P. voltana* EN.

Pachychilidae

Cette famille est représentée par le genre *Potadoma*. Deux espèces, à savoir *P. moerchi* (LC) et *P. freethi* (NT), ont des aires de répartition étendues. La première de ces deux espèces est endémique à la région et la seconde s'étend jusqu'en Afrique centrale. Quatre autres espèces sont endémiques, localisées et gravement menacées. Il s'agit de *P. bicarinata* (CR) et *P. togoensis* (CR), toutes deux limitées par la Basse Volta au Ghana, *P. büttikoferi* (CR) qui n'est connu que de la localité type sur la rivière St. Paul au Liberia, et *P. vogeli* (EN) qui est limité par la rivière Agnébi en Côte d'Ivoire. *P. liberiensis* a été classé DD en raison de sa confusion avec d'autres espèces dans la littérature moderne.

Thiaridae

Cette famille est représentée par trois espèces dans la région. La première, *Melanoides tuberculata* (LC), est limitée par la partie sahélienne de la région où elle est répandue. La deuxième espèce de *Melanoides*, *M. voltae* (CR), semble

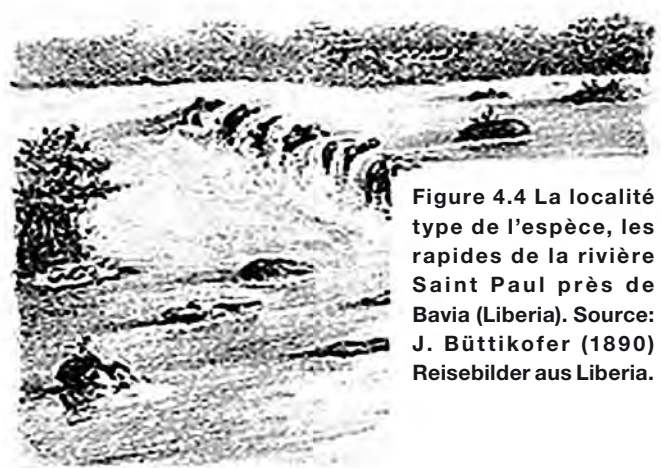


Figure 4.4 La localité type de l'espèce, les rapides de la rivière Saint Paul près de Bavia (Liberia). Source: J. Büttikofer (1890) Reisebilder aus Liberia.

maintenant être limitée à la Basse-Volta (Ghana) où elle a été récemment trouvée à un seul endroit. La troisième espèce, *M. manguensis* (DD), est provient du Ghana et de la Côte d'Ivoire mais nécessite des informations supplémentaires sur sa taxonomie et sa répartition.

4.3.1.2 Pulmonata

Lymnaeidae

Le *Radix natalensis* (LC), très répandu, est présent dans toute la région.

Ancylidae

Le nom de genre *Ferrissia* a été modifié en *Pettancyclus* (voir ci-dessous).

Planorbidae

Le genre *Biomphalaria* est représenté par *B. camerunensis* (LC), *B. pfeifferi* (LC) et *B. tchadiensis* (EN), ce dernier étant uniquement connu comme originaire du lac Tchad. L'évaluation de la Liste rouge de la catégorie En danger (EN) a été maintenue ; bien qu'il se pourrait que *B. tchadiensis* soit En danger critique ou Éteint en raison de la dessiccation des zones du lac où il a été signalé. Il convient de noter que l'investigation moléculaire doit encore prouver que *B. tchadiensis* est taxonomiquement différent de *B. pfeifferi*, et non une morphologie lacustre de celui-ci. L'espèce *Hovorbis coretus* est répandue et classée LC. Elle appartenait autrefois au genre *Afrogyrus*, puis à *Africanogyrus* et appartient actuellement à *Hovorbis*. Les genres *Afrogyrorbis* (ancien *Ceratophallus*), représenté par *A. natalensis*, *A. bicarinatus*, *Gyraulus*, représenté par *G. costulatus* et *Lentorbis* (*L. junodi*), et *Segmentorbis*, représenté par *S. angustus*, sont présents principalement dans la partie sahélienne de la région dans des eaux de surface qui deviennent largement eutrophes. Ces espèces sont toutes classées LC. Le genre *Pettancyclus* est représenté par trois espèces que sont *P. chudeaui*, *P. leonensis* et *P. eburnensis*. Ces espèces appartenait auparavant au genre *Ferrissia* sous la famille Ancylidae, mais appartiennent actuellement



Figure 4.5 Campement des explorateurs Johann Büttikofer et Carolus Sala sur les rives densément boisées de la rivière St. Paul près du village de Bavias (Liberia) en 1880. Source: J. Büttikofer (1890) Reisebilder aus Liberia.



Figure 4.6 La même localité en 2018 montrant l'installation hydroélectrique du Mont Coffee. Les rapides et la forêt riveraine ont disparu. (Photo : voith.com)

au genre Planorbidae (MolluscaBase eds., 2020). Les deux premières de ces espèces sont classées DD, en raison de connaissances insuffisantes sur leur répartition, et la troisième est classée LC.

Bulinidae

Seules sept espèces de *Bulinus* sont présentes dans la région mais, leur relative résistance à la pollution aquatique les a rendues dominantes dans de nombreuses zones. Les espèces *B. senegalensis*, *B. camerunensis*, *B. jousseaumei*, *B. truncatus* (= *B. guernei*), *B. umbilicatus* et *B. forskalii* sont toutes classées LC, tandis que *B. obtusus* est classé EN et se limite au bassin du lac Tchad. Des recherches supplémentaires sur cette espèce sont recommandées.

4.3.2 Bivalvia

Ce n'est qu'à la fin du XXème siècle, grâce aux efforts de J. Daget (Daget, 1998) et de D. Graf et K. Cummings (Graf & Cummings, 2021), qu'une certaine clarté a été établie dans la taxonomie des bivalves d'Afrique occidentale. Les quelques collections de musées antérieures à 1950 qui ont été conservées sont caractérisées par une abondance d'erreurs d'identification et l'absence de localités précises. Il est donc malheureusement impossible d'établir la répartition initiale d'un certain nombre d'espèces devenues rares et localisées.

Unionidae

Seuls deux genres sont présents en Afrique occidentale, selon la taxonomie de Daget (1998). Le genre *Coelatura* est le plus fréquent avec *C. aegyptiaca* et *C. gabonensis*, qui sont répandus et classés LC. Le troisième est un genre menacé, *C. essoensis* (CR), qui se limite à la lagune Assinie (Côte d'Ivoire). Le genre *Nitia* est représenté par *Nitia mutelaeformis* (LC), une espèce douteuse retrouvée dans le lac Tchad et la rivière Chari. La plupart des taxonomistes

doutent actuellement du statut taxonomique distinct de cette espèce, affirmant qu'elle pourrait être une forme locale de *N. teretiusculus* du bassin du Nil.

Iridinidae

Le nombre d'espèces d'iridinidés décrites a remarquablement augmenté depuis la publication du catalogue de Daget (Daget, 1998). On pense actuellement que la famille se trouve en Afrique occidentale et est composée de six espèces d'*Aspatharia*, deux de *Chambardia*, quatre de *Mutela* et une de *Pleiodon*.

Aspatharia dahomeyensis et *A. chaiziana* se sont auparavant tellement confondues à d'autres espèces que leur répartition initiale ne peut plus être reconstituée et elles doivent rester DD. L'espèce *A. pfeifferiana* largement répandue en Afrique occidentale et centrale est classée LC. Les aires de répartition d'*A. droueti*, *A. rochebrunei* et *A. pangallensis* deviennent si restreintes qu'elles sont classées VU. Seul *A. pangallensis* est endémique, les deux autres espèces se trouvant également en Afrique centrale.

Les aires de répartition de *Chambardia wismanni* et de *C. rubens*, deux espèces qu'on retrouve surtout en Afrique centrale et orientale respectivement, se chevauchent en Afrique occidentale. Elles sont toutes deux classées LC.

Des quatre espèces de *Mutela*, deux sont répandues en Afrique et en Amérique latine, il s'agit de *M. dubia* et *M. rostrata*. L'espèce *M. joubini* (EN) est répandue en Afrique occidentale et centrale, mais est fortement localisée et n'est connue que par une poignée de spécimens de musée. Cependant, *Mutela franci* se limite au moyen Niger et est classé EN.

Enfin, *Pleiodon*, un genre endémique à la partie nord-ouest de la région, est presque éteint (CR) à l'exception d'une seule

population en Sierra Leone et considérée comme appartenant à *P. ovatus* (voir « Les espèces sous les projecteurs »).

Cyrenidae et Sphaeriidae

Cyrenidae est largement répandu et représenté uniquement par l'espèce *Corbicula fluminalis* (LC). Les *Sphaeriidae* sont représentés par *Sphaerium hartmanni*, *Pisidium pirothi* et *Eupera ferruginea*, qui sont toutes classées LC.

Enfin, la faune bivalve des eaux saumâtres est très riche, la plupart des espèces étant répandues du Sénégal à l'Angola. Peu d'entre elles sont endémiques à la région et la plupart sont assez communes. Quatre familles sont présentes dans les eaux saumâtres, à savoir : *Ostreidae* (*Crassostrea tulipa*) (LC) ; *Dreissenidae* (*Mytilopsis africanus*) (LC) ; *Cyrenoididae* (*Cyrenoidea dupotetiana*) (LC) ; *Donacidae*, avec six espèces de *Galatea* (toutes classées LC) et quatre espèces d'*Iphigenia*, également classées LC sauf *I. centralis*. *Iphigenia centralis* n'est connue que par le spécimen type, rapporté par le général français de Trentinian d'une excursion militaire au Mali et perdu par la suite. *Iphigenia* étant un genre d'eau saumâtre, la grande distance entre la mer et la localité type (moyen Niger ou fleuve Bani) et la disparition du spécimen, crée la confusion quant à sa véritable origine. Le coquillage a probablement été trouvé sur la côte du Sénégal et amené dans le territoire. L'espèce est donc classé DD.

4.4 Modèles de répartition de la diversité des espèces

Avec 100 espèces de mollusques d'eau douce, la malacofaune d'eau douce d'Afrique occidentale n'est pas particulièrement diversifiée. Pour cause, une grande partie de cette région a été transformée en désert lors de la dernière glaciation et reste aujourd'hui une savane semi-aride. La plus grande diversité d'espèces se trouve dans la région côtière boisée qui s'étend de la Guinée au Liberia, avec jusqu'à 41 espèces signalées dans un seul bassin versant (figure 4.7). Les espèces menacées sont principalement situées autour du lac Tchad et de la Sierra Leone (figure 4.8) et il semble y avoir une forte densité d'espèces à données insuffisantes autour du Delta intérieur du Niger (figure 4.9). Les espèces endémiques régionales sont particulièrement concentrées autour du sud de la Côte d'Ivoire, du Delta intérieur du Niger et de la Sierra Leone (figure 4.10).

4.5 Principales menaces pesant sur les mollusques d'eau douce

En Afrique occidentale, l'augmentation de la population humaine et l'utilisation non durable des ressources naturelles, en particulier de l'eau douce, portent considérablement

atteinte à la biodiversité et la santé humaine. Les conjectures sur l'avenir proche sont insatisfaisantes étant donné que la population est passée de 77 millions en 1955 à 404 millions en 2020 et devant atteindre 700 millions (projection basse) à 800 millions (projection médiane) en 2050 (United Nations, 2019). Avec un taux de natalité moyen de 7,2%, le plus élevé d'Afrique, ajouté au changement climatique, une nouvelle dégradation de l'environnement naturel, en particulier des biotopes d'eau douce, semble inévitable.

4.5.1 Pollution

La pollution des eaux de surface est de loin la plus grande menace pour la biodiversité des eaux douces en Afrique occidentale et, bien qu'il existe une législation protectrice dans certains pays, elle est rarement appliquée.

Le Nigeria, pays le plus peuplé d'Afrique, est en pleine expansion industrielle et peut servir d'exemple dans un continent où la pollution aquatique est devenue un problème majeur pour les populations et les écosystèmes d'eau douce.

L'Agence des États-Unis pour le développement international (USAID), qui démarre un projet de gestion et d'assainissement de l'eau dans le nord du Nigeria, a déclaré en 2017 sans ambages: « *Le secteur de l'Eau, l'Assainissement et l'Hygiène (EAH) du Nigeria a atteint un état de déclin alarmant, avec près d'un tiers de la population (environ 70 millions) n'ayant pas accès à des sources d'eau potable améliorées et environ deux tiers vivant sans installations sanitaires adéquates. Avec l'une des populations urbaines à la croissance la plus rapide au monde, les centres municipaux du Nigeria, en particulier, risquent d'avoir de plus en plus de difficultés à répondre aux besoins en services d'eau et d'assainissement de leurs citoyens* Oladipupo Oladipupo », (DAI, 2017).

La littérature disponible sur la surveillance environnementale des eaux de surface, étudiée par Taibo et al. (2018) confirme pleinement la situation alarmante, indiquant que les cours d'eau et les rivières du Nigeria présentent des niveaux croissants de pollution de l'eau en raison de l'augmentation rapide de la population, de l'industrialisation et de l'urbanisation. La production de déchets par les industries et les ménages n'a cessé d'augmenter. Ces déchets sont rejetés sans discernement dans les eaux de surface, ce qui entraîne la pollution des eaux intérieures et côtières par des métaux lourds, des nutriments, des hydrocarbures et des produits chimiques organiques persistants tels que les pesticides, les polychlorobiphényles (PCB) et les hydrocarbures aromatiques polynucléaires (HAP).

Il existe une documentation sur les conséquences néfastes de la pollution causée par les industries pétrolières dans la région du Delta du Niger (Nigeria) sur les populations,

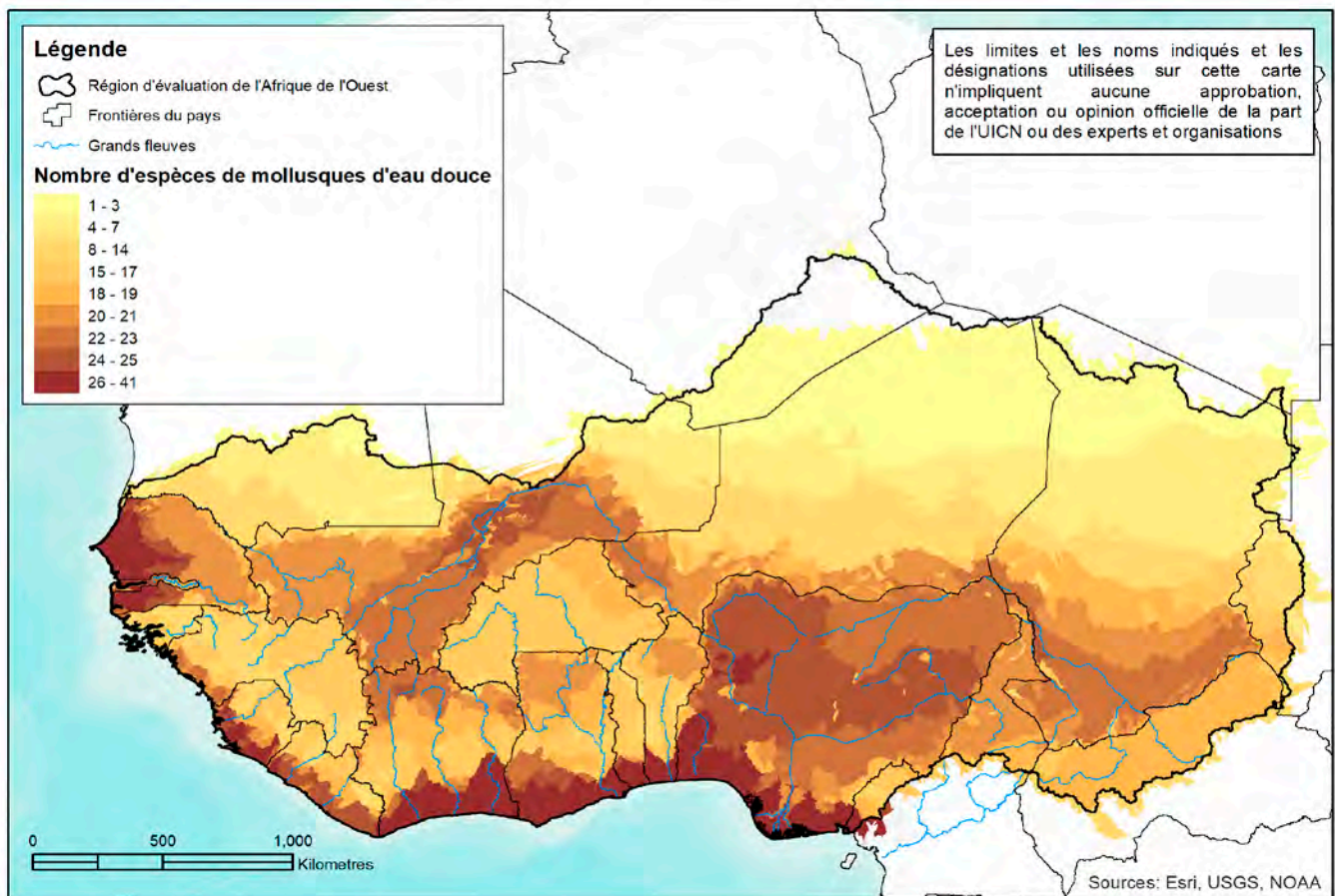


Figure 4.7 Diversité des espèces de mollusques d'eau douce en Afrique occidentale, d'après les cartes des aires de répartition de la Liste rouge. Source : Compilé par les auteurs du rapport à partir des données de la Liste rouge de l'UICN (2021).

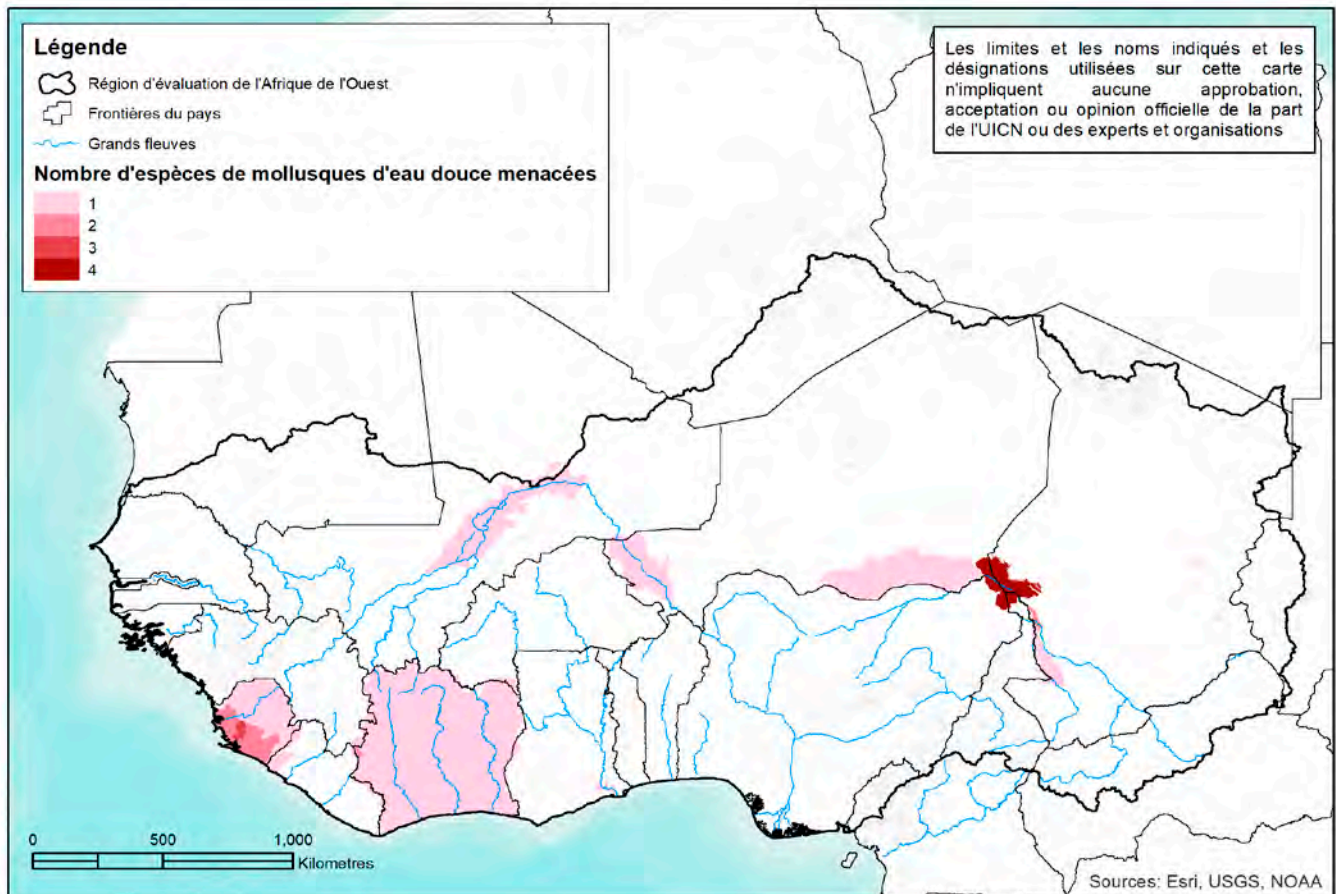


Figure 4.8 Diversité des espèces de mollusques d'eau douce menacés en Afrique occidentale, d'après les cartes des aires de répartition de la Liste rouge. Source : Compilé par les auteurs du rapport à partir des données de la Liste rouge de l'UICN (2021).

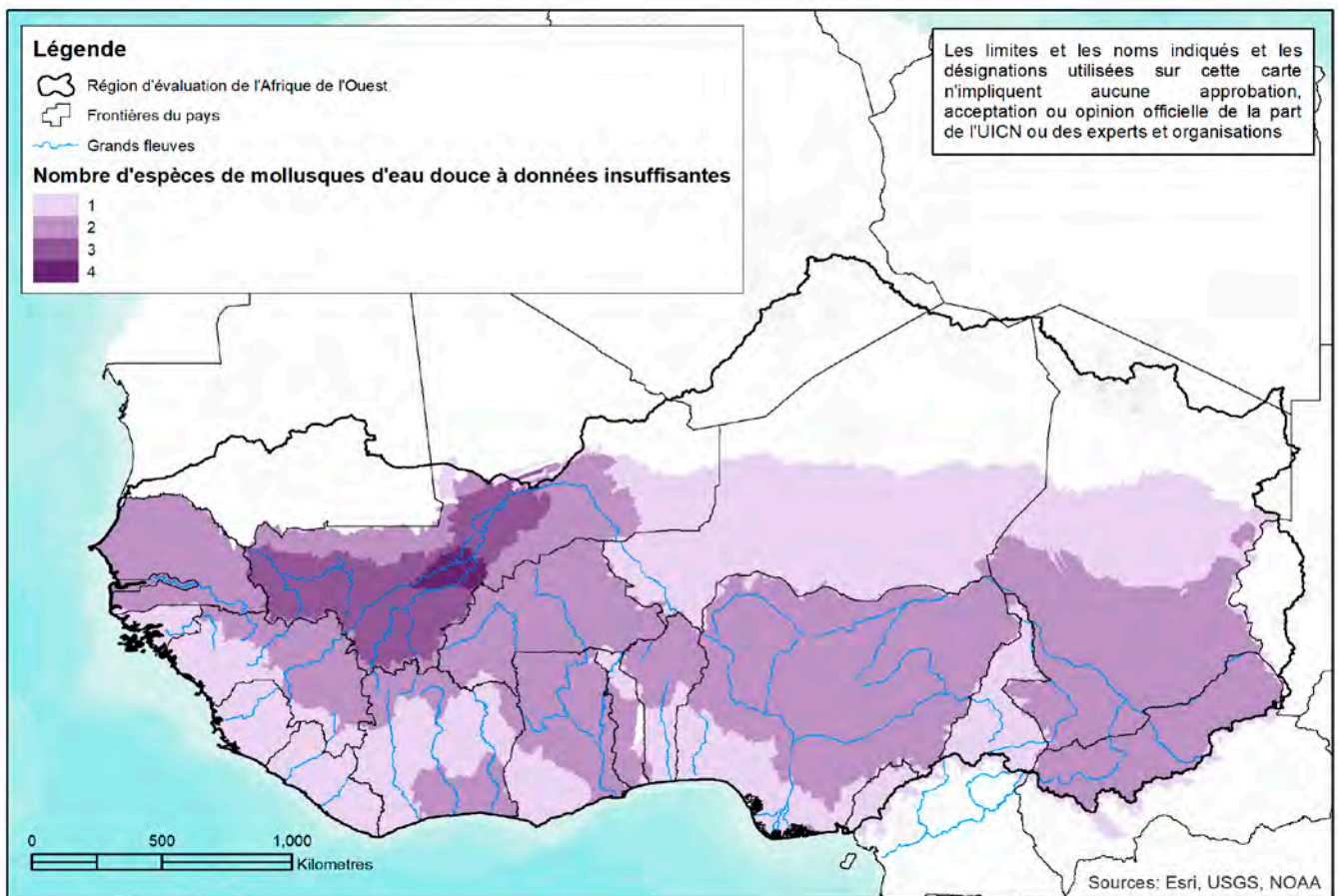


Figure 4.9 Diversité des espèces de mollusques d'eau douce à données insuffisantes en Afrique occidentale, d'après les cartes des aires de répartition de la Liste rouge. Source : Compilé par les auteurs du rapport à partir des données de la Liste rouge de l'UICN (2021).

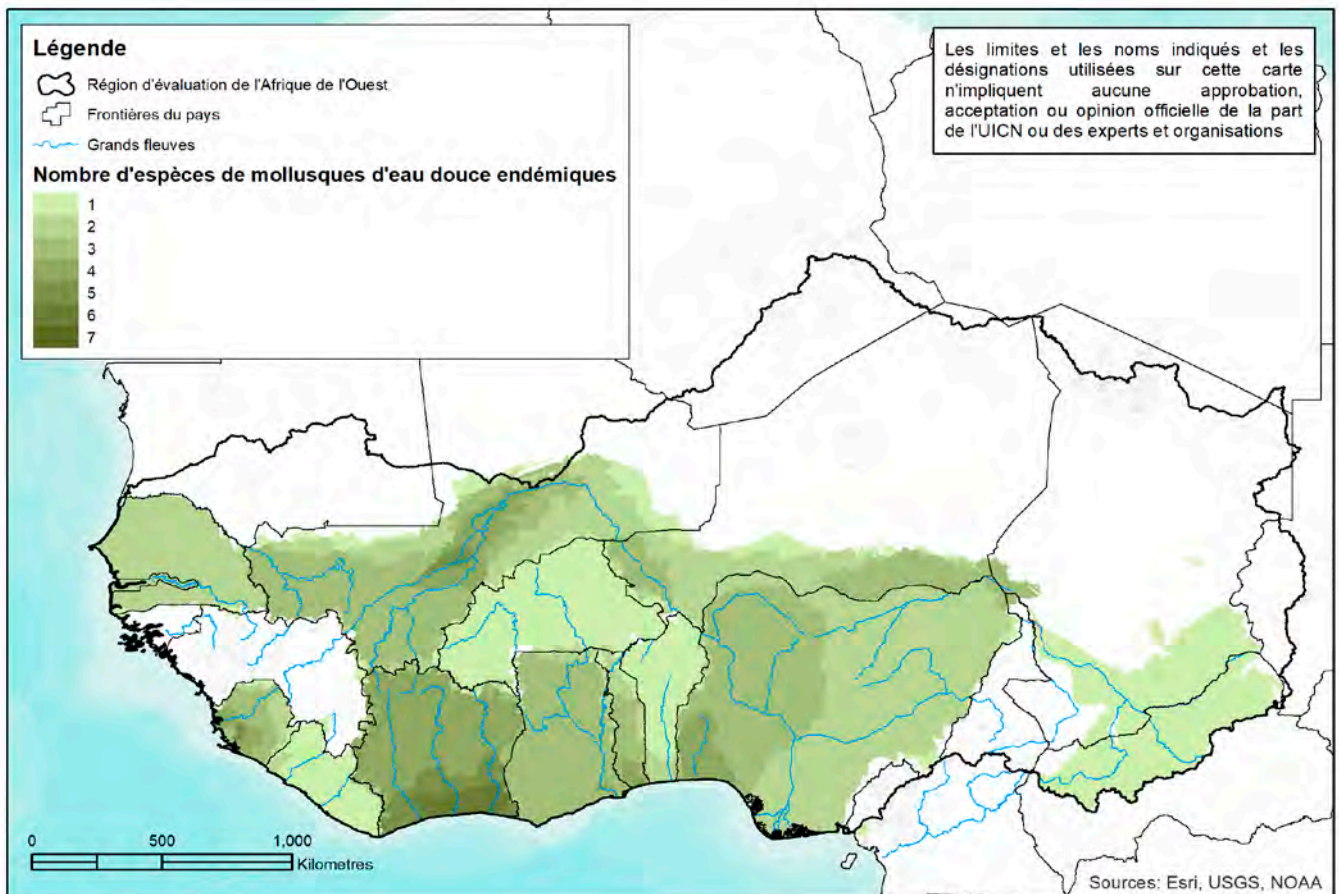


Figure 4.10 Diversité des espèces des mollusques d'eau douce endémiques au niveau régional en Afrique occidentale, d'après les cartes des aires de répartition de la Liste rouge. Source : Compilé par les auteurs du rapport à partir des données de la Liste rouge de l'UICN (2021).

la nature et les eaux de surface. Cette pollution a entraîné une pénurie d'eau, une perturbation des activités socio-économiques et peu d'esthétique dans la plupart des plans d'eau pollués par les déversements d'hydrocarbures (Egborge, 1994 ; Oladipupo et al., 2016). La plupart des rivières autour de la région du Delta du Niger ont été jugées impropres à l'eau potable du fait de la pollution par le pétrole brut. Les forêts de mangroves et leur malacofaune ont été détruites et la bioaccumulation de métaux lourds, de PCB et d'autres polluants a atteint des proportions inquiétantes.

Dans les rivières de la ceinture forestière guinéenne, l'eau était initialement pauvre en ions, parce que filtrée par le paysage forestier. Les mollusques d'eau douce de cet écosystème sont adaptés à ces conditions et sont donc extrêmement sensibles aux augmentations de nutriments, de pesticides, de matières en suspension, de demande biologique en oxygène (DBO) et de demande chimique en oxygène (DCO). Même des augmentations relativement faibles de la pollution, comme celles causées par l'exploitation forestière, peuvent entraîner l'éradication d'espèces localisées.

4.5.2 Modifications du système naturel

4.5.2.1 Création d'eaux stagnantes et à faible débit

La création d'eaux stagnantes, qu'il s'agisse de petits bassins pour la pisciculture ou de grands réservoirs comme le lac Volta au Ghana, modifie la composition de la communauté des mollusques. Les groupes écologiquement sensibles tels que les bivalves et les gastéropodes pachychilidés et paludomidés ont tendance à disparaître ou à se raréfier, tandis que les prosobranches ampullariidés et les pulmonés ont tendance à se multiplier. De telles modifications de systèmes naturels précédemment stables déclenchent souvent des cascades écologiques, conduisant à de nouvelles communautés stables dans lesquelles la diversité de la macrofaune est fortement réduite.

4.5.2.2 Déforestation et plantations industrielles

La déforestation n'affecte pas que les forêts, mais aussi les rivières et leur faune, en raison de la charge accrue de sédiments organiques et inorganiques et de l'élimination de l'ombre. Les espèces de gastéropodes des genres *Potadoma* et *Pseudobovaria* sont particulièrement vulnérables à ces changements. Lorsque les zones déboisées sont converties en plantations industrielles, on utilise généralement une combinaison de pesticides et d'engrais qui contaminent les eaux de surface et leur biote (Rengam, 2008) (voir aussi « Les espèces sous les projecteurs »).

Alors que dans de nombreux pays d'Afrique occidentale, les dommages aux cours d'eau de la forêt guinéenne et à leur

biote ont déjà été causés, les plantations d'huile de palme sont actuellement en expansion dans les dernières régions relativement intactes du Liberia et de la Sierra Leone, où les niveaux de déforestation étaient respectivement 6 à 12 fois plus élevés en 2015 qu'en 2001 (PNUE-WCMC, UICN et NGS, 2018). La destruction des populations de mollusques en aval des zones déboisées, due en grande partie à l'augmentation de la charge sédimentaire dans les rivières, peut s'étendre sur de longues distances en aval. Les impacts seront maximisés dans les zones où pesticides et d'engrais sont utilisés.

4.5.2.3 Conversion des vallées humides intérieures en rizières

L'Afrique occidentale est à l'aube d'une nouvelle révolution agricole. Dans le but de devenir autosuffisants en termes de production alimentaire, de nombreux pays prévoient de convertir leurs marais intérieurs en rizières ou en paddys.

On estime que les écosystèmes des vallées intérieures couvrent environ 3,6 % de l'Afrique subsaharienne, ce qui correspond à environ 85 millions d'hectares (Dossou-Yovo et al., 2017). Les vallées intérieures sont définies comme les parties supérieures des systèmes de drainage fluvial, comprenant l'ensemble du continuum hautes terres-basses terres. Jusqu'à récemment, les vallées intérieures ont été laissées relativement intactes car elles n'étaient pas adaptées à la production agricole. En effet, les sols des vallées intérieures sont difficiles à cultiver et les vallées sont assez inhospitalières, parce qu'infestées de maladies telles que la bilharziose, la cécité des rivières, la maladie du sommeil et le paludisme (Dossou-Yovo et al., 2017).

Malgré ces obstacles, la récente augmentation de la population et la déstabilisation du climat poussent les gouvernements et les grandes organisations, à l'exemple de l'Association pour le développement de la riziculture en Afrique occidentale ainsi que les groupes d'intérêt européens et asiatiques, à entamer une conversion à grande échelle des zones humides naturelles pour la riziculture. Cela implique non seulement la destruction de la zone humide initiale par le drainage et la canalisation, mais aussi la destruction des biotopes restants par l'utilisation intensive d'engrais et de pesticides.

Un effet secondaire inévitable de la destruction de cet écosystème unique sera l'extinction ou la raréfaction des escargots de marais endémiques, comme *Afropomus* et *Saulea*, qui sont considérés comme des fossiles vivants.

4.5.3 Changement climatique et phénomènes météorologiques extrêmes

Selon le IPCC (2018), le réchauffement climatique entraînera des changements significatifs dans la présence et l'intensité des extrêmes de température dans la région du Sahel, qui connaît également une croissance démographique rapide, entraînant une demande accrue sur ses ressources en eau.

Tous les cours d'eau et les eaux stagnantes de la région sont affectés par ce changement et les extrêmes qui y sont associés, à savoir l'aggravation des inondations et des sécheresses. La faune aquatique est la plus touchée dans les régions dotées de vastes étendues d'eau naturelles, par exemple le lac Tchad et les grands fleuves tels que le Niger, le Sénégal et le Chari-Logone, où les trois activités locales les plus importantes sur le plan économique que sont l'agriculture, l'élevage et la pêche, se disputent de plus en plus les ressources en eau qui diminuent.

Dans la région du lac Tchad, par exemple, l'intensification des cultures a entraîné une perte d'eau de surface due à l'augmentation de l'irrigation et une détérioration de la qualité de l'eau en raison de la pollution par les engrais et les pesticides. Les agriculteurs sont en concurrence avec les éleveurs de bétail traditionnels, dont les troupeaux provoquent la dénudation/érosion du paysage par le surpâturage et l'eutrophisation. Dans les parties étendues et peu profondes du lac, le bétail ne se limite pas aux rives, mais entre dans le lac lui-même pour paître dans la zone littorale, en se déplaçant vers le centre lorsque le lac se rétrécit. Enfin, la pêche, qui a été une source majeure d'alimentation et de revenus pour les populations du bassin du Tchad, est également en déclin, ce qui entraîne une pression supplémentaire pour convertir davantage de terres à l'agriculture.

La dégradation de l'écosystème aquatique du lac Tchad a toutefois été contrée depuis 2015 par des restrictions telles que l'interdiction totale de la pêche, de l'exploitation de cultures de rente, comme le piment rouge, et de l'achat d'engrais. Ces mesures ont été imposées par les autorités centrales dans le but d'empêcher Boko Haram d'accéder à la nourriture, à l'argent et aux fournitures. Avec de vastes zones désormais militarisées et interdites aux civils, l'économie de la région a véritablement été ruinée (Campagne & Begum, 2017).

Dans le Delta intérieur du Niger et le moyen Niger au Mali, la situation est comparable à celle du bassin du lac Tchad, à l'exception du fait que les hostilités ne sont pas aussi extrêmes. Cependant, l'augmentation des extrêmes climatiques aggrave rapidement la situation (SouthWorld, 2019).

4.5.4 Agriculture et aquaculture, développement résidentiel et commercial

4.5.4.1 Agriculture

Dans la section 4.5.2.3 nous avons souligné le possible impact environnemental de la conversion prévue des zones humides intérieures de la ceinture forestière nigérienne en rizières. La construction de barrages pour l'irrigation est le deuxième développement agricole très désavantageux pour les écosystèmes aquatiques naturels. Parmi les effets sur la malacofaune, il y a le déplacement des communautés de mollusques vers des espèces qui vivent dans des eaux où la vitesse du courant est réduite. Malheureusement, ces espèces sont principalement constituées de pulmonaires qui sont des hôtes intermédiaires pour des maladies telles que les schistosomes et autres parasites. Par ailleurs, la fragmentation des rivières fait que les espèces de poissons, qui sont des hôtes spécifiques ou non spécifiques des moules d'eau douce, seront entravées dans leur dispersion des espèces de moules. Enfin, comme indiqué plus haut, l'utilisation accrue de pesticides et d'engrais pour l'agriculture rendra de nombreuses eaux de surface inhabitables pour les espèces de mollusques.

4.5.4.2 Aquaculture

Le Ghana et le Nigeria sont deux grands pays d'Afrique occidentale dont la pêche constitue la source principale de protéines animales. Ils possèdent des plans d'eau naturels et artificiels, capables d'augmenter la production aquacole par l'élevage en cage du Tilapia et de réduire la dépendance à l'égard des pêches de capture. Cependant, une étude récente exprime des inquiétudes quant à la durabilité de cette économie à la lumière des changements climatiques qui ont conduit à une réduction de la production et du rendement économique (Asiedu, Nunoo & Iddrisu, 2017).

4.5.4.3 Développement résidentiel et commercial

Les développements résidentiels et commerciaux sont principalement concentrés dans des zones déjà dégradées autour des centres urbains en expansion. Ces développements ont eu le plus grand impact sur les lagunes le long de la côte atlantique, en particulier sur la Lagune Ebrié en Côte d'Ivoire où le déversement des eaux usées domestiques et industrielles de la ville d'Abidjan a sérieusement dégradé cette zone humide.

Le développement des stations côtières en Afrique occidentale peut également avoir un impact sur les zones humides, mais il est relativement modeste à l'heure actuelle et principalement concentré en Gambie, au Sénégal, en Côte d'Ivoire, au Ghana, au Togo, au Cap-Vert et sur l'île de Sao Tomé (Van Egmond & Leijten-Kupers, 2001).

4.5.5 Utilisation des ressources biologiques

The already cited conversion of inland valleys in paddy rice fields (see Section 4.5.2.3) represents a clear example of the impacts of unsustainable use of biological resources. In this case it has, as in other African countries, such as Madagascar, led to a significant decrease in molluscan biodiversity and a population explosion of species, such as *Bulinus* and *Biomphalaria*, that are intermediate hosts to *Schistosoma*.

4.5.6 Production d'énergie et manière

4.5.6.1 Production d'énergie

L'Afrique occidentale possède le lac Volta, le plus grand réservoir artificiel du monde, et environ 6 890 réservoirs plus petits de 1 à 1 000 ha, avec une surface totale de 27 504 km² (Abobi & Wolff, 2020). Les impacts écologiques de la formation du lac Volta ont été profondément étudiés et ces études identifient les cascades écologiques causées par les changements dans les processus naturels. Par exemple, la réduction du débit du fleuve a entraîné à son tour une invasion de mauvaises herbes aquatiques, qui a conduit à une augmentation de la densité des populations d'escargots qui sont des hôtes intermédiaires du *Schistosoma*. Cette situation a ensuite entraîné une augmentation massive de l'utilisation de molluscides qui a probablement conduit à l'extinction de populations de gastéropodes rares comme *Pseudocleopatra* et *Potadoma*, et de tous les Iridinidae (Bivalvia). L'augmentation de l'envasement a également entraîné un déclin des populations de mollusques d'eau saumâtre dans l'estuaire. En aval du réservoir, dans la Basse Volta, de petites populations de *Pseudocleopatra togoensis* et de *Potadoma togoensis*, tous deux CR, sont encore présentes (Akpabey, Addico & Amegbe, 2017) mais les populations de moules de palétuviers dans la partie d'eau saumâtre de l'estuaire ont diminué suite à la réduction de l'eau douce qui atteint maintenant l'estuaire (Fobil, Volta Basin Research Project (VBRP) & Attuquayefio, 2008).

4.5.6.2 Exploitation minière

Pour de nombreux pays d'Afrique occidentale, l'exploitation minière (y compris les opérations illégales, traditionnelles et industrielles) est très importante sur le plan économique et, dans des pays comme le Nigeria, la Sierra Leone et le Mali, elle est très diversifiée. Les impacts environnementaux généralisés sont toutefois largement hors de contrôle.

Nous ne disposons malheureusement pas encore de connaissances suffisantes pour évaluer l'impact total de l'exploitation minière sur les mollusques d'eau douce en Afrique occidentale. Toutefois, l'exploitation minière a généralement un triple impact sur les mollusques. Premièrement, l'augmentation de la turbidité de l'eau et

de la charge sédimentaire est due au déversement direct des déchets miniers et à l'érosion suivant l'élimination de la végétation autour des sites miniers. Deuxièmement, l'enrichissement accru en nutriments est causé par les eaux usées domestiques des établissements miniers. Troisièmement, la bioaccumulation de substances toxiques et/ou persistantes telles que les minéraux lourds et les dérivés comme les sulfates proviennent du charbon et du mercure utilisé dans les mines d'or.

Au Nigeria, l'un des principaux pays miniers, les impacts miniers observés comprennent la pollution et la dégradation des terres par l'exploitation du sable, de l'argile, du marbre, du charbon, de l'étain, du plomb, du cadmium et de l'or. Ces effets n'affectent pas seulement la biodiversité pendant l'exploitation active des mines, mais peuvent également persister pendant de longues périodes après l'arrêt de l'exploitation (Gyang, 2010 ; Merem et al., 2017). Sur le plateau de Bukuru au Nigeria, par exemple, la surface des plans d'eau stagnante, formés lorsque des mines à ciel ouvert abandonnées se sont remplies d'eau (généralement toxique), est passée de 31,52 km² en 1975 à 88,59 km² en 2005 (Musa & Jiya, 2011). En règle générale, ces eaux n'abritent pas de mollusques, à l'exception de quelques espèces rustiques, telles que *Bulinus* et *Biomphalaria*, qui sont des hôtes intermédiaires de *Schistosoma*.

Les mollusques d'Afrique occidentale les plus vulnérables aux activités minières sont les espèces de *Potadoma* qui sont endémiques aux cours d'eau forestiers de plaine pauvres en ions.

4.6 Recommandations en matière de conservation

4.6.1 Protection du site/de la zone

Dans la partie sahélienne de l'Afrique occidentale, le nombre de mollusques d'eau douce menacés est réduit, ce qui défavorise la conservation basée sur les sites. Les masses d'eau sahéliennes les plus intéressantes sont les grands lacs comme le lac Tchad et le lac Léré, et les grands fleuves comme le Niger et le Chari. Cependant, la grande taille de ces plans d'eau, les fluctuations importantes des niveaux d'eau et de leur étendue et le grand nombre de personnes qui y vivent, rendent la planification et la mise en œuvre de mesures de protection des sites/zones difficiles.

Les zones les plus appropriées à considérer pour une protection basée sur les sites sont les petits lacs tels que le lac Léré (41 km²) et le lac Tréné (12 km²) dans le sud du Tchad, interconnectés par la rivière Mayo Kébbi. Il est cependant difficile de trouver des sites dont l'état est suffisant pour

justifier le statut d'aire protégée au sens traditionnel du terme. Dans ces cas, une gestion à l'échelle du bassin versant serait la plus appropriée.

En revanche, la protection des sites de la forêt guinéenne pose de graves problèmes car la fragmentation sans cesse croissante (abattage, brûlage et création de zones ouvertes ou de corridors à travers cette forêt tropicale humide) suffit déjà à créer un effet domino de changements environnementaux dus à la diminution de la température de l'air dans les forêts initialement très humides. Cela entraînera à son tour un assèchement des sols et de la litière des feuilles, ce qui modifiera la quantité (moins d'eau) et la qualité (plus de sol et de litière) des rivières.

Dans ces cas, la protection des sites ne sera efficace que si les sites protégés font partie de zones suffisamment vastes pour former un tampon contre l'aridification qui, autrement, modifiera la faune de la forêt guinéenne, y compris sa faune aquatique, de manière rapide et irréversible dans quelques décennies en raison du changement climatique. Il convient ici de se concentrer sur le Liberia, car c'est là que se trouvent les plus grands vestiges de la forêt de Haute Guinée.

4.6.2 Protection des ressources et des habitats

Ces dernières années, des études expérimentales ont été menées sur l'élevage en cage de l'huître d'eau douce, *Etheria elliptica*, au Bénin (Akélé, Montcho & Lalèyè, 2017) ainsi que sur la culture d'*Aspatharia* spp. en Egypte (Goda et al. , 2015).

Bien qu'elles aient été couronnées de succès, elles n'ont pas encore donné lieu à des études de suivi. En particulier, l'aquaculture des gastéropodes d'eau douce et des mangles, et notamment des bivalves, en est encore à ses débuts. S'ils

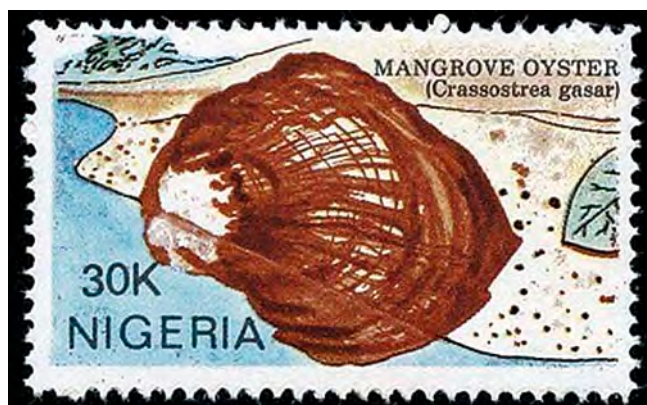


Figure 4.11 Timbre postal nigérian de l'huître de la mangrove (*Crassostrea tulipica*, et non *C. gasar*), considérée comme un mets délicat par les habitants vivant le long des littoraux boisés de la côte atlantique de l'Afrique occidentale (Photo : B. Sojka, Pinterest)



Figure 4.12 Aquarelle de l'artiste britannique Tina Bone intitulée « Guardians of the Mangrove Oyster » (2015) représentant des femmes gambiennes transformant des huîtres de palétuviers (*Crassostrea tulipica*) à la lisière d'une forêt de mangroves. Source: T. Bone, Artists & Illustrators.

sont développés de manière durable, ces types d'aquaculture pourraient entraîner une évolution écologique positive des rivières de taille moyenne (culture d'*Etheria elliptica*), des eaux stagnantes peu profondes (culture d'*Aspatharia*) et des mangroves (culture de l'huître de Mangrove). Les éventuels impacts négatifs et positifs de l'aquaculture doivent être étudiés mais, compte tenu de la sensibilité écologique des espèces mentionnées, ils ne devraient pas provoquer les effets environnementaux hautement destructeurs qui résultent généralement de l'élevage du *Tilapi* et du poisson-chat, à savoir l'eutrophisation due au surpeuplement. Les bivalves cités fonctionnent comme des filtres naturels importants et améliorent donc la qualité de l'eau.

Un certain nombre de mollusques d'eau saumâtre sont collectés le long des côtes d'Afrique occidentale, principalement dans les forêts de mangroves. En particulier, les gastéropodes du genre *Pachymelania* et du genre bivalve *Iphigenia* sont collectés localement de manière semi-professionnelle et vendus sur les marchés locaux. Le seul bivalve économiquement important est l'huître de la mangrove, *Crassostrea tulipica* (souvent appelée à tort *C. gasar*), qui constitue une source stable de protéines pour de nombreuses communautés côtières depuis la préhistoire. Elle est habituellement collectée à marée basse par des femmes qui coupent les racines des palétuviers auxquelles les huîtres sont attachées en grappes, et l'amènent sur le lieu de transformation.

Afin de préserver les palétuviers des méthodes de récolte destructrices, des cordes portant des coquilles d'huîtres

sont parfois suspendues juste devant les palétuviers, pour l'installation et la croissance des huîtres. Les coquilles sont également très utilisées pour l'industrie de la chaux ou pour le pavage des villages, ainsi qu'en médecine traditionnelle. C'est une espèce d'un grand intérêt potentiel pour l'élevage industriel, et des expériences d'aquaculture à cette fin sont en cours en Sierra Leone et au Sénégal (Poutiers, 2016).

La protection des ressources et des habitats est une condition essentielle pour éviter la destruction de la malacofaune des rivières de la forêt guinéenne dans les

25 prochaines années. Il est particulièrement important de protéger ces rivières de l'impact de l'expansion de l'agriculture, comme les plantations de palmiers à huile mentionnées dans la partie 4.5.2.2. Les études menées dans d'autres régions du monde, comme la Malaisie, montrent comment les plantations ont affecté la faune aquatique. Elles expliquent également comment la création de zones tampons de végétation riveraine naturelle protégée entre ces monocultures et les rivières peut apporter des avantages considérables (voir Les espèces sous les projecteurs, 4.7)

4.7 Les espèces sous les projecteurs – Analyse du mystérieux déclin de *Pleiodon ovatus*

Pleiodon ovatus (Swainson, 1823) est une grande moule d'eau douce endémique de l'Afrique occidentale, appartenant à la famille endémique africaine des Iridinidae. Les plus anciens représentants de ce genre sont connus dans des dépôts du Crétacé supérieur en Égypte (Van Damme, Bogan & Dierick, 2015) et ont apparemment survécu à l'impact de météorites qui a tué les dinosaures.

Il y a environ 4 millions d'années, *Pleiodon* est resté l'iridinidé dominant, mais il a ensuite été remplacé par *Mutela* dans toute l'Afrique tropicale, à l'exception de deux espèces restantes. Il s'agit de *Pleiodon spekii*, endémique du lac Tanganyika et de *P. ovatus* (CR), endémique à la ceinture forestière de la région de la côte de Haute Guinée en Afrique occidentale (la région qui s'étend du Sénégal à la Sierra Leone).

Pleiodon ovatus est l'une des premières espèces de mollusques d'eau douce à avoir été décrite en Afrique occidentale, par le naturaliste/artiste britannique William Swainson en 1823. La description était basée sur une seule valve provenant d'une localité inconnue, qui est conservée au British Museum of Natural History (Graf & Cummings, 2021).

Les informations collectées sur les localités des quelque 100 spécimens restant dans les collections des musées européens et américains ont été utilisées pour reconstituer l'aire de répartition la plus probable de l'espèce vers 1890 (Graf & Cummings, 2021). À cette époque, les spécimens de *P. ovatus* étaient principalement collectés au Sénégal, son aire de répartition s'étendant vers l'est jusqu'au fleuve Bafing dans l'ouest du Mali et vers le sud en Gambie, en Guinée-Bissau, en Guinée, en Sierra Leone et peut-être au nord du Liberia. Malheureusement, plus de la moitié des spécimens de musée ont des étiquettes avec des localités de type douteuses, vagues ou erronées. Les quelques coquillages dont les étiquettes indiquent qu'ils ont été collectés dans le nord du Nigeria (un spécimen), au Niger (un spécimen) et au Gabon (deux spécimens) sont très douteux. Parmi ceux-ci, les deux premiers enregistrements suggèrent que *P. ovatus* était également présent dans le fleuve Niger, ce qui étendrait considérablement son aire de répartition originale, et le troisième qu'il était également présent en Afrique centrale (Gabon). Bien que l'on ne puisse pas exclure ces mentions de localité, ces endroits sont assez éloignés du fief de cette espèce.

Les très belles coquilles de *P. ovatus* étaient apparemment très recherchées par les musées et les collectionneurs de coquillages occidentaux du XIXe siècle. Cela semble avoir conduit à un commerce rentable effectué par des marchands de coquillages, qui ont apporté des informations sur l'origine de leurs coquilles en utilisant des références vagues telles



Figure 4.13 *Pleiodon ovatus* (Swainson, 1823, Iridina). Spécimen initialement décrit comme un syntype d'*Iridina splendida* Chenu, 1848 du Sénégal (longueur 100 mm). (Source : Graf & Cummings, 2020)

que «Afrique» ou «Afrique de l'Ouest» ou des enregistrements purement fictifs tels que l'Afrique du Sud, l'Égypte, la Tanzanie, le Pérou et le Mexique (Graf & Cummings, 2021).

Vers 1910, ce commerce de coquillages a cessé pour des raisons inconnues. Il est possible que la demande de coquilles ait diminué ou que l'offre se soit réduite. La deuxième possibilité, à savoir que *P. ovatus* est devenu de plus en plus rare depuis le début du 20ème siècle, semble être confirmée par le fait qu'il n'y a qu'une seule mention dans la littérature de la collecte de coquillages sur le terrain entre 1910 et 1948, à savoir une expédition au fleuve Casamance (Sénégal) (Paulus & Paulus, 1948). Après cela, l'espèce disparaît complètement des registres, pour réapparaître 43 ans plus tard dans une publication de Karl-Otto Nagel (Nagel, 1991) sur les mollusques d'eau douce en Sierra Leone. Ce malacologue allemand a découvert en 1986 une population de l'espèce dans un étroit tronçon de la rivière Gbangbar, près de Moyamba. C'est la seule fois que l'espèce a été enregistrée en Sierra Leone. On ne sait pas si *P. ovatus* existe encore aujourd'hui dans cette localité.

La raison de la disparition de *P. ovatus* sur la majeure partie de son ancienne aire de répartition dans la région de la côte de Haute-Guinée n'a jamais été déterminée et, apparemment, n'a pas été remarquée par les scientifiques contemporains.

Une explication possible de la disparition de cette espèce pourrait être l'utilisation extensive du DDT et d'autres produits chimiques toxiques persistants dans l'agro-industrie d'Afrique occidentale. Cette suggestion n'est toutefois pas étayée, étant donné que l'utilisation généralisée du DDT n'a commencé que dans les années 1960. Cependant, la quasi-extinction de cette espèce coïncide avec l'intensification de la modification anthropique du paysage au début du XXème siècle, et plus particulièrement avec la conversion de vastes étendues de forêts riveraines en plantations de monoculture telles que le palmier à huile et les arachides. C'est le résultat de l'expansion agricole qui a commencé dans la région de la Haute Côte de Guinée dans les années 1830, en réponse à une demande croissante d'huiles et de graisses de la part des pays industrialisés (Brooks, 1975). Dans la première moitié du 20ème siècle, avec l'introduction de machines agricoles plus grandes et plus efficaces, de variétés cultivées améliorées et de transports modernisés, la monoculture a pris son essor (Bonneuil, 1999) et n'a cessé de se développer depuis.

Quelle est donc la cause la plus plausible de la disparition de la plupart des populations de *P. ovatus* entre 1900 et 1950 ? Des études limnologiques récentes en Asie de l'Est et en Amazonie, représentant les deux régions du monde avec la plus grande concentration de monocultures de palmiers à huile, donnent quelques indications. Ces études ont montré que dans les rivières où la végétation riveraine d'origine a été supprimée pour faire place à des plantations de palmiers à huile, il y avait une réduction moyenne de 42% de la diversité des espèces aquatiques (Giam et al., 2015). Cette perte dramatique de biodiversité était particulièrement perceptible dans la faune piscicole (Wilkinson et al., 2018). En revanche, dans les plantations où la végétation forestière riveraine était préservée, l'effet n'était pas aussi spectaculaire et dans certains cas, il était négligeable. On pourrait donc par exemple suggérer que *P. ovatus* n'a pas été directement impacté par une baisse de la qualité de l'eau et une augmentation de la turbidité causée par l'érosion et le ruissellement des sols des plantations, mais qu'il a été indirectement impacté en raison de la disparition généralisée de son ou ses poissons-hôtes suite à ces altérations de l'habitat. Dans ce cas, on peut donc affirmer que le déclin des espèces de poissons a entraîné à son tour la disparition d'une espèce de mollusque.

Bien qu'il n'existe aucune étude axée sur l'impact du changement de paysage anthropogénique sur les forêts riveraines de la Côte de Haute Guinée, on peut supposer que l'impact sur la faune aquatique sera similaire à celui observé en Asie et en Amérique du Sud. Il est donc fortement recommandé qu'une étude soit menée sur les poissons hôtes et la génétique de la dernière population connue de *P. ovatus* en Sierra Leone, avant que l'expansion en cours des plantations de palmiers à huile n'aille de l'avant et n'affecte cette dernière partie extensive de la forêt guinéenne.

Références

- Abobi, S. & Wolff, M. (2020). West African reservoirs and their fisheries: An assessment of harvest potential. *Ecohydrology & Hydrobiology*. [Online] 20 (2), 183–195. Available from: <https://www.doi.org/10.1016/j.ecohyd.2019.11.004>.
- Akélé, G.D., Montcho, S.A. & Lalèyè, P.A. (2017). Growth of freshwater *Etheria elliptica* oyster (Lamarck, 1807) reared in cages in the Pendjari River (Benin, West Africa). *Aquatic Living Resources*. [Online] 30, 17. Available from: <https://www.doi.org/10.1051/alr/2017014>.
- Akpabey, F., Addico, G. & Amegbe, G. (2017). Flow requirements for aquatic biodiversity and aquatic weeds. In: *Dams, development and downstream communities : implications for re-optimising the operations of the Akosombo and Kpong Dams in Ghana*. Tema, Ghana, For the Water Resources Commission by Digibooks Ghana Ltd. pp. 43–61.
- Asiedu, B., Nunoo, F.K.E. & Iddrisu, S. (2017). Prospects and sustainability of aquaculture development in Ghana, West Africa Fatih Yildiz (ed.). *Cogent Food & Agriculture*. [Online] 3 (1), 1349531. Available from: <https://www.doi.org/10.1080/23311932.2017.1349531>.
- Binder, E. (1957). Mollusques aquatiques de Côte d'Ivoire. *Bulletin de l'Institut Fondamental d'Afrique Noire, Série A, Sciences naturelles*. (19), 97–125.
- Binder, E. (1968). Répartition des mollusques dans la lagune Ebrié (Côte d'Ivoire). *Hydrobiol.* II (3–4), 32.
- Bonneuil, C. (1999). Penetrating the Natives: Peanut Breeding, Peasants and the Colonial State in Senegal (1900-1950) 1. *Science, Technology and Society*. [Online] 4 (2), 273–302. Available from: <https://www.doi.org/10.1177/097172189900400206>.
- Bouchette, F., Schuster, M., Ghienne, J.-F., Denamiel, C., et al. (2010). Hydrodynamics in Holocene Lake Mega-Chad. *Quaternary Research*. [Online] 73 (2), 226–236. Available from: <https://www.doi.org/10.1016/j.yqres.2009.10.010>.
- Brooks, G.E. (1975). Peanuts and Colonialism: Consequences of the Commercialization of Peanuts in West Africa, 1830–70. *The Journal of African History*. 16 (1), 29–54.
- Campagne, A. van L. & Begum, S. (2017). *Red gold and fishing in the Lake Chad Basin: Restoring destroyed livelihoods and protecting people in Niger's Diffa region*. [Online]. p.9. Available from: <https://www.oxfam.org/en/research/red-gold-and-fishing-lake-chad-basin> [Accessed: 11 July 2021].
- Cowie, R.H. (2015). The recent apple snails of Africa and Asia (Mollusca: Gastropoda: Ampullariidae: Afropomus, Forbesopomus, Lanistes, Pila, Saulea): a nomenclatural and type catalogue. The apple snails of the Americas: addenda and corrigenda. *Zootaxa*. [Online] 3940 (1), 1–92–1–92. Available from: <https://www.doi.org/10.11646/zootaxa.3940.1.1>.
- Daget, J. (1998) *Catalogue raisonné des Mollusques bivalves d'eau douce africains*. Leiden/Paris, Backhuys Publishers/Orstom.
- DAI (2017). *Nigeria—Water, Sanitation, and Hygiene Coordination Project (WCP)*. [Online]. 2017. Available from: <https://www.dai.com/our-work/projects/nigeria-water-sanitation-and-hygiene-coordination-project-wcp> [Accessed: 29 June 2021].
- Dossou-Yovo, E.R., Baggie, I., Djagba, J.F. & Zwart, S.J. (2017). Diversity of inland valleys and opportunities for agricultural development in Sierra Leone. *PLOS ONE*. [Online] 12 (6), e0180059. Available from: <https://www.doi.org/10.1371/journal.pone.0180059>.
- Egborge, A.B.M. (1994). *Water Pollution in Nigeria: Biodiversity and Chemistry of Warri River*. Warri, Nigeria, Ben Miller Books.
- Fobil, J.N., Volta Basin Research Project (VBRP) & Attuquayefio, D.K. (2008). *Remediation of the environmental Impacts of the Akosombo and Kpong Dams in Ghana*. [Online]. 2008. Horizon International Solutions Site. Available from: <https://www.solutions-site.org/node/76> [Accessed: 11 July 2021].
- Giam, X., Hadiaty, R.K., Tan, H.H., Parenti, L.R., et al. (2015). Mitigating the impact of oil-palm monoculture on freshwater fishes in Southeast Asia. *Conservation Biology*. [Online] 29 (5), 1357–1367. Available from: <https://www.doi.org/10.1111/cobi.12483>.
- Goda, A.M.A.-S., Essa, M.A., Abou-Taleb, M., Hassaan, M.S., et al. (2015). Utilization of Fish Feed Waste by Freshwater Mussels (Freshwater Mussels of *Aspatharia chaiziana* and *Aspatharia marnoi* (Family: Iridinidae) in Integrated Multi-Trophic Aquaculture (IMTA) System. *World Journal of Fish and Marine Sciences*. [Online] 7 (3), 185–194. Available from: <https://www.doi.org/10.5829/idosi.wjfm.2015.7.3.94117>.
- Graf, D.L. & Cummings, K.S. (2021). *The MUSSEL Project Database*. [Online]. 2021. MUSSELp. Available from: <http://mussel-project.uwsp.edu/> [Accessed: 11 July 2021].
- Gyang, J.D. (2010). Effects of Mining on Water Quality and the Environment: A Case Study of Parts of the Jos Plateau, North Central Nigeria. *The Pacific Journal of Science and Technology*. 11 (1), 631–636.
- IPCC (2018). Summary for Policymakers. In: V. Masson-Delmotte, P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, et al. (eds.). *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty*. [Online]. Geneva, Switzerland, World Meteorological Organization. p. Available from: <https://www.ipcc.ch/2018/10/08/summary-for-policymakers-of-ipcc-special-report-on-global-warming-of-1-5c-approved-by-governments/> [Accessed: 11 July 2021].

- Koudenoukpo, Z.C., Odountan, O.H., Bocxlaer, B.V., Sablon, R., et al. (2020). Checklist of the fresh and brackish water snails (Mollusca, Gastropoda) of Bénin and adjacent West African ecoregions. *ZooKeys*. [Online] 942, 21–64. Available from: <https://www.doi.org/10.3897/zookeys.942.52722>.
- Kristensen, T.K., Stensgaard, A.-S., Seddon, M.B. & Mclvor, A. (2009). The status and distribution of freshwater molluscs (Mollusca). In: K.G. Smith, M.D. Diop, M. Niane, & W.R.T. Darwall (eds.). *The Status and Distribution of Freshwater Biodiversity in Western Africa*. [Online]. Cambridge, UK and Gland, Switzerland. pp. 33–40. Available from: <https://portals.iucn.org/library/node/9638>.
- Lévêque, C. (1988). Bassin tchadien = Chad basin. In: B. Davies & F. Gasse (eds.). *African wetlands and shallow water bodies: bibliography*. [Online]. Paris, ORSTOM. pp. 179–209. Available from: <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=AV2012068151> [Accessed: 11 July 2021].
- Merem, E.C., Twumasi, Y., Wesley, J., Isokpehi, P., et al. (2017). Assessing the Ecological Effects of Mining in West Africa: The Case of Nigeria. *International Journal of Mining Engineering and Mineral Processing*. 6 (1), 1–19. Available from: <https://doi.org/10.5923/j.mining.20170601.01>
- MolluscaBase eds. (2020). *Pettancylus Iredale, 1943*. [Online]. 2020. MolluscaBase. Available from: <http://molluscabase.org/aphia.php?p=taxdetails&id=818472> [Accessed: 22 November 2020].
- Musa, H. & Jiya, S. (2011). An Assessment of Mining Activities Impact on Vegetation in Bukuru Jos Plateau State Nigeria Using Normalized Differential Vegetation Index (NDVI). *Journal of Sustainable Development*. [Online] 4 (6), 150–159. Available from: <https://www.doi.org/10.5539/jsd.v4n6p150>.
- Nagel, K.-O. (1991). On some freshwater molluscs (Gastropoda and Bivalvia) from Sierra Leone. *Journal of Conchology*. 34, 31–36.
- Oladipupo, S., Mudashiru, R., Muftau, O., Bakare, S., (2016). *Review of some Impacts of Oil Exploration and Production in Niger Delta, Nigeria*. Presented at the International Conference of Science, Engineering & Environmental Technology (ICONSEET), 1(13), pp. 90–103.
- Paulus, M. & Paulus, N. (1948). Contribution a l'étude de la faunule malacologique de la Casamance (Afrique Occidentale Française). *Bulletin du Museum d'Histoire naturelle de Marseille*. 8, 74–93.
- Poutiers, J.M. (2016). Bivalves, Chitons, Gastropods. In: K.E. Carpenter & N. De Angelis (eds.). *Bony fishes part 2 (Perciformes)*. The living marine resources of the Eastern Central Atlantic. [Online]. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations. pp. 665–1509. Available from: <http://www.fao.org/3/i5715e/i5715e.pdf>.
- Rengam, S. (2008). Water contamination with pesticides in oil palm plantations. *World rainforest movement, Bulletin* 128. [Online]. Available from: <https://wrm.org.uy/articles-from-the-wrm-bulletin/section2/water-contamination-with-pesticides-in-oil-palm-plantations/> [Accessed: 11 July 2021].
- SouthWorld (2019). *The Niger River : From Drought To Floods And Pollution*. [Online]. January 2019. SouthWorld. Available from: <https://www.southworld.net/the-niger-river-from-drought-to-floods-and-pollution/> [Accessed: 10 July 2021].
- UNEP-WCMC, IUCN and NGS (2018) *Protected Planet Report 2018*. [Online]. p.56. Available from: <https://portals.iucn.org/library/node/48344> [Accessed: 16 May 2020].
- Union internationale pour la conservation de la nature (UICN). (2012). Catégories et Critères de la Liste rouge de l'UICN : Version 3.1. Deuxième édition. Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni : UICN. vi + 32pp. Originellement publié en tant que *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition*. (Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN, 2012). [Online]. Available from: <https://portals.iucn.org/library/node/10317> [Accessed 14 April 2021].
- United Nations (2019). *World Population Prospects 2019, Online Edition*. [Online]. Available from: <https://worldpopulationreview.com/continents/western-africa-population> [Accessed: 10 July 2021].
- Van Damme, D., Bogan, A.E. & Dierick, M. (2015). A revision of the Mesozoic naiads (Unionoida) of Africa and the biogeographic implications. *Earth-Science Reviews*. [Online] 147, 141–200. Available from: <https://www.doi.org/10.1016/j.earscirev.2015.04.011>.
- Van Egmond, T. & Leijten-Kupers, E. (2001). *The tourism phenomenon: past, present, future*. Leiden, Toerboek.
- Wilkinson, C.L., Yeo, D.C.J., Tan, H.H., Fikri, A.H., et al. (2018). Land-use change is associated with a significant loss of freshwater fish species and functional richness in Sabah, Malaysia. *Biological Conservation*. [Online] 222, 164–171. Available from: <https://www.doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.004>.

Chapitre 5

Etat de conservation et répartition des odonates d'eau douce

Starnes, T. ¹, Clausnitzer, V.²

Sommaire

5.1 Introduction	57
5.2 Etat de conservation	58
5.2.1 Espèces en danger critique d'extinction.....	59
5.2.2 Espèces menacées.....	60
5.2.3 Espèces vulnérables	60
5.3 Modèles de répartition de la diversité des espèces	62
5.3.1 Diversité globale des espèces	62
5.3.2 Diversité des espèces menacées de disparition	62
5.3.3 Diversité en espèces endémiques sur le plan régional.....	62
5.4 Principales menaces pesant sur les odonates d'eau douce	62
5.4.1 Agriculture et aquaculture.....	62
5.4.2 Utilisation des ressources biologiques	62
5.4.3 Pollution.....	62
5.4.4 Autres menaces	64
5.5 Recherches et actions de conservation recommandées.....	64
5.5.1 Recherches recommandées	64
5.5.2 Actions de conservation recommandées.....	64
Références	65

5.1 Introduction

Les odonates regroupent les “demoiselles” (Zygoptera) et les “libellules” (Anisoptera). Ce sont des insectes très voyantes, diurnes et colorées. Dans le présent rapport et de manière générale, le terme “libellule” est utilisé pour désigner tous les odonates. Les libellules sont souvent appelés “bijoux volants” en raison de leur coloration magnifique et de leur agilité dans les airs. Ce sont les dinosaures du règne des insectes, et leurs ancêtres ont apparus il y a plus de 300 millions d'années. Les plus grandes, issues de la période carbonifère, avaient 70 cm d'envergure ou plus, tandis que les libellules modernes en ont en général 5–10cm. Les libellules adultes se trouvent généralement sur les rives ou à proximité des plans d'eau où les femelles pondent leurs œufs et où leurs larves éclosent et se développent. Les jours ensoleillés on peut facilement les observer patrouiller les points d'eau ou se percher sur les tiges exposées au soleil. Les mâles peuvent conserver leur territoire pendant plusieurs jours, voire plusieurs semaines, et adopter un comportement de parade nuptial, par exemple en faisant

clignoter leurs couleurs vives à l'arrivée des femelles. Les mâles sont capables d'éliminer les spermatozoïdes qui proviennent de l'ancien partenaire de la femelle c'est pourquoi ils veillent souvent sur les femelles pendant la ponte et se battent furieusement avec les autres mâles.

Dans les études de biodiversité, l'utilisation des libellules constitue un taxon valable dans la mesure où elles sont faciles à collecter, sensibles aux changements des conditions d'environnement et relativement bien étudiées taxonomiquement, écologiquement et éthologiquement (Clausnitzer, 2001). En raison de leur présence à la fois sous l'eau sous forme de larves et au-dessus de celle-ci en tant qu'adultes, ils sont d'excellents indicateurs de la santé globale des zones humides : Ils agissent aussi bien comme des sentinelles environnementales que des « dénonciateurs » des habitats en déclin. Les études sur la biodiversité des libellules peuvent être utilisées pour minimiser ou atténuer les impacts du développement futur en matière de planification de la conservation des sites dans les écosystèmes d'eau douce : Les évaluations du niveau des

¹ Unité de la biodiversité d'eau douce, Programme mondial sur les espèces, UICN (Union internationale pour la conservation de la nature), David Attenborough Building, Pembroke Street, Cambridge, CB2 3QZ, Royaume Uni

² Muséum d'Histoire naturelle Senckenberg de Görlitz, Görlitz, Allemagne

espèces peuvent servir à contrôler les impacts éventuels des menaces croissantes telles que le changement climatique. Leur étude peut nous aider à comprendre le passé et l'avenir des environnements en évolution rapide. Leur apparence attrayante fait d'eux aussi bien des candidats clés que des produits phares de la conservation des zones humides.

5.2 Etat de conservation

Juste avant la publication de ce rapport, le Groupe de spécialistes de la CSE (UICN) sur les libellules a mis à jour la base de données sur les odonates d'Afrique (ODA) avec un lot considérable de nouvelles collections rassemblées au cours des récentes visites sur le terrain dans la région. Ces nouvelles données n'ont pas pu être incluses dans cette analyse. Toutefois, les données de ces nouvelles collections portent le nombre total des espèces pour la région à 360 espèces.

Au moment de la publication de ce rapport, la région de l'Afrique occidentale comprenait 307 espèces d'odonates d'eau douce appartenant à 13 familles selon les critères de la Liste rouge. Parmi ces 307 espèces, 50 espèces sont endémiques de la région. Ces espèces endémiques se retrouvent soit le long des cours d'eau, ou dans les forêts marécageuses. Elles sont en grande partie tributaires des forêts et concentrées dans les zones basses.

Sur les 307 espèces d'odonate évaluées dans ce travail, cinq sont en danger critique d'extinction, sept en danger de disparition et deux vulnérables, soit un total de 14 espèces menacées au niveau mondial (tableau 5.1). Depuis le précédent rapport sur les odonates d'Afrique occidentale Dijkstra et al. (2009), 19 espèces ont changé de catégorie sur la Liste rouge en raison de nouvelles informations (changements non authentiques). Toutefois, aucun véritable changement de statut ne s'est produit pendant cette période.



Figure 5.1 le Basker *Aethriamanta rezia* pygmé près de Yekepa, Nimba pays, Liberia. Présente au bord des piscines, des ruisseaux lents, des rivières, et des rives des lacs ayant une dense végétation aquatique. © K.-D. Dijkstra

Tableau 5.1 Nombre d'espèces d'odonates indigènes et endémiques par catégorie de la Liste rouge en Afrique occidentale. Les chiffres entre parenthèses renvoient à l'évaluation précédente (Smith et al., 2009) et incluent les évaluations régionales. Source : Compilé par les auteurs du rapport à l'aide des données de la Liste rouge de l'UICN (2021) et de Smith et al. (2009).

Catégorie de l'UICN pour la Liste rouge	Nombre d'espèces indigènes	Nombre d'espèces endémiques par région
Éteint (EX)	0 (0)	0 (0)
Éteint à l'état sauvage (EW)	0 (0)	0 (0)
En danger critique (CR)	5 (7)	5 (7)
En danger (EN)	7 (6)	3 (3)
Vulnérable (VU)	2 (14)	1 (5)
Quasi menacé (NT)	2 (3)	2 (3)
Préoccupation mineure (LC)	281 (217)	29 (24)
Données insuffisantes (DD)	10 (40)	10 (19)
TOTAL	307 (287)	50 (61)

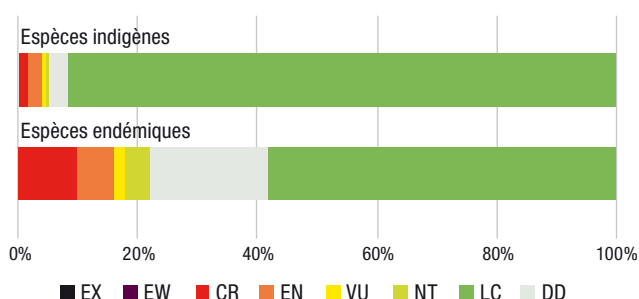


Figure 5.2 Pourcentage d'espèces d'odonates indigènes et endémiques par catégorie de la Liste rouge en Afrique occidentale. Source : Compilé par les auteurs du rapport à l'aide des données de la Liste rouge de l'UICN (2021).

Huit espèces ont été déplacées de la catégorie DD à LC, en raison de nouvelles informations concernant leur statut et leur répartition, et une espèce est passée de DD à NT ; On pense que *Phyllomacromia lamottei* serait endémique à la région des monts Nimba. Une espèce – *Trithemis dubia* – a été déplacée de LC à DD en raison d'une taxonomie non résolue. *Azuragrion buchholzi* est passé de NT à CL en raison d'un certain nombre de localités supplémentaires qui ont contribué à l'expansion et à la connaissance de son aire de répartition au Cameroun et au Gabon.

Trois espèces ont été déclassées de VU à LC en raison de nouvelles collections qui font état d'une amélioration des perspectives de ces espèces. Il s'agit notamment des *Agriocnemis angustirami*, *Nubiolestes diotima* et *Paragomphus sinaiticus*. Par contre, trois espèces ont été reclassées de VU à EN, en référence aux nouvelles informations sur les menaces pesant sur ces espèces ; il s'agit de *Africocypha centripunctata*, *Ceriagrion citrinum* et *Umma purpurea*. Une espèce, *Neodythemis takamandensis*, a été déclassée de CR à LC à cause de plusieurs nouvelles collections au Gabon ayant considérablement élargi son aire de répartition.

Les chiffres entre parenthèses dans le tableau 5.1 sont tirés du précédent rapport régional sur la biodiversité des eaux douces d'Afrique de occidentale (Dijkstra et al., dans Smith et al., (2009). Ces chiffres étaient basés en partie sur des évaluations au niveau régional. Hormis un certain nombre de nouvelles espèces évaluées depuis lors, la différence entre les nombres signalés dans ce rapport et celui du rapport précédent est due en partie à l'utilisation d'évaluations mondiales plutôt que régionales, c'est le cas de *Afroaeschna scotias* qui est dans la catégorie LC au niveau mondial alors qu'il a été évalué en 2006 comme VU au niveau régional même, cette disparité résulte du changement de statut de certaines espèces. *Agriocnemis angustirami* par exemple, a subi un changement de statut non authentique en passant de la catégorie VU à LC.

Une espèce en danger critique CR notamment *Pseudagrion mascagnii* n'a pas été incluse dans cette analyse car toute son aire de répartition est marquée comme « Présence incertaine » dans la Liste rouge. Cependant, l'évaluation de la Liste rouge (Dijkstra, 2010c) indique que l'espèce en question est connue à partir d'un type pair collecté à Regent en Sierra Leone et décrit en 2004 (Terzani & Marconi, 2004).

Une étude sur les hotspots de la biodiversité et les espèces de libellules menacées en Afrique a montré que seulement 58% des espèces de libellules en danger critique d'extinction et 60% des espèces de libellules en danger d'extinction se trouvent dans des aires officiellement protégées, alors que 80% de ces espèces considérées comme vulnérables sont plutôt présentes dans des aires protégées (Simaika et al., 2013). En Afrique occidentale particulièrement, on déplore le manque d'aires protégées dans les zones de grande diversité biologique, surtout pour des espèces rares (Pinkert et al., 2020).

5.2.1 Espèces en danger critique d'extinction

Toutes les cinq espèces d'odonates en danger critique d'extinction originaires de la région de l'Afrique occidentale sont essentiellement connues par leurs localités types. La plupart n'ont pas été aperçus depuis de nombreuses années. Par ailleurs, des enquêtes doivent être menées de toute urgence pour confirmer leur persistance dans ces localités et les zones environnantes. Deux de ces espèces sont signalées comme potentiellement éteintes.

Chlorocypha jejuna

Le Joyau Rouge du Togo *Chlorocypha jejuna* (CR (possiblement éteint)) n'est connu qu'à partir de sa localité type. Il a été enregistré dans les années 1890 dans un emplacement inconnu à Misahohe – une aire boisée près de l'actuelle Kpalime (Dijkstra & Tchiboza, 2020). Bien qu'il s'agisse d'un insecte remarquable, présent dans une zone

raisonnablement étudiée (les côtés ghanéen et togolais de la zone ont été étudiés), sa présence n'a pas été redécouvert et il pourrait être en extinction.

Elattoneura pluotae

Elattoneura pluotae (CR) n'a pas été évalué depuis le rapport précédent (Dijkstra, Tchibozo & Ogbogu, 2009) et reste en danger critique d'extinction (Dijkstra, 2010b). Il est connu seulement à partir de la localité type, enregistrée en 1982 ; un ruisseau près de Kédougou, près de la frontière entre le Sénégal et la Guinée. Le projet de barrage de Sambangalou, cité dans l'évaluation de la Liste rouge de ces espèces représente une menace sérieuse pour sa survie (Dijkstra, 2010b). Ce barrage a été récemment approuvé en 2021 (voir chapitre 8).

Neurolestes nigeriensis

Le Flatwing *Neurolestes nigeriensis* (CR) de Gamble n'est connu que de la localité type («Obudu») au Nigeria, où il a été enregistré en 1961, et dans un emplacement supplémentaire dans la forêt de Kilum Ijim au Cameroun où il été éventuellement enregistré en 1967 (Clausnitzer & Dijkstra, 2018b). La forêt de Kilum Ijim n'a aucune protection légale. Toutefois, il existe des efforts communautaires en vue de sa protection. On ne sait pas si l'espèce est toujours présente dans cette forêt.

Pentaplebia gamblesi

La Relique de Gambles *Pentaplebia gamblesi* (CR (possiblement éteinte)) n'est connue qu'à partir de la localité type à Obudu au Nigeria (Clausnitzer & Dijkstra, 2018c) et n'a pas été revue malgré de nombreuses enquêtes, notamment celle menée dans la localité type en 2005. Cependant, cette espèce pourrait être présente au sud d'Obudu, où les enquêtes supplémentaires sont requises. C'est l'une des deux uniques espèces de la famille des Pentaplebiidae en Afrique. Les deux se trouvent uniquement dans la région frontalière au sud du Cameroun-Nigéria et possèdent les parents les plus proches en Amérique du Sud.

Zygonychidium gracile

Le Streamertail *Zygonychidium gracile* (CR) monotypique n'a pas été réévalué sur la Liste rouge depuis la précédente évaluation en 2006 (Clausnitzer & Suhling, 2010). L'espèce n'est connue que sur un tronçon de 100 km du fleuve Bandama au nord et à l'est de Korhogo dans le nord de la Côte d'Ivoire.

5.2.2 Espèces menacées

Africocypha centripunctata

Le Joyau Bagué a été enregistré dans quelques endroits au Cameroun (Mt Kupe et Bakossi Mts (Kodmin/Kumin) limitrophes du Sud-ouest du Cameroun, et la forêt de Baba Il près de Bamenda. L'espèce est également connue comme

provenant du plateau d'Obudu au sud-est du Nigeria (localité type), mais ces collections enregistrées datent de 1961 et 1962.

Allocnemis vicki

L'aile jaune à épaulettes a été enregistrée dans très peu de localités ponctuelles dans les provinces du Nord-ouest et du Sud-ouest du Cameroun et dans les montagnes Bakossi au Nigeria (une collection non fiable enregistrée loin des montagnes Bakossi est considéré invalide). Elle semble être limitée aux ruisseaux forestiers entre 1 500 et 1 900m d'altitude (Dijkstra, Kipping & Mézière, 2015).

Ceriagrion citrinum

Le Waxtail jaune (*Ceragrion citrinum*) EN ne se trouve qu'au Nigeria et au Bénin. Il vit dans des forêts marécageuses ouvertes qui sont leurs habitats. Sa découverte a déclenché des efforts de conservation impressionnants déployés par les odonatologues / écologistes locaux à l'instar de Ojonugwa Ekpah au Nigeria (Ekpah, 2021) et Sévérin Tchibozo au Bénin (Tchibozo, 2021).

Mesocnemis tisi

Le Riverjack libérien provient de la rivière Sinoe et d'un affluent dans une zone d'habitat forestier de 5 000 km², menacée par l'exploitation forestière sélective et le défrichement pour l'agriculture.

Sapho puella

Le Clear Broadwing est connu seulement au Cameroun plus récemment comme provenant de Takamanda (2001), toutes ses localités devraient subir une dégradation en raison de la déforestation pour la plantation de palmiers à huile et l'urbanisation.

Umma mesumbei

On sait que le Sparklewing du Cameroun provient des suintements et des sources profondément ombragées (et des ruisseaux qui en découlent) dans les hautes terres du Cameroun 900 à 1800 m, peut-être plus bas ; et qu'il est en voie de disparition en raison de cette aire de répartition et de cet habitat réduit.

Umma purpurea

Il n'y a pratiquement aucune information sur le Sparklewing violet mais il habite probablement dans des ruisseaux ombragés par la forêt ; jusqu'à 1 000 m En danger de disparition à cause de l'aire de répartition limitée.

5.2.3 Espèces vulnérables

Elattoneura dorsalis

Le Filet à front jaune se rencontre dans quatre sites en Sierra Leone (villages) : Yana, Kamakoni (Kimmins, 1938), Newton et Kasewe (Marconi et Terzani non publié). Dans une zone de 20

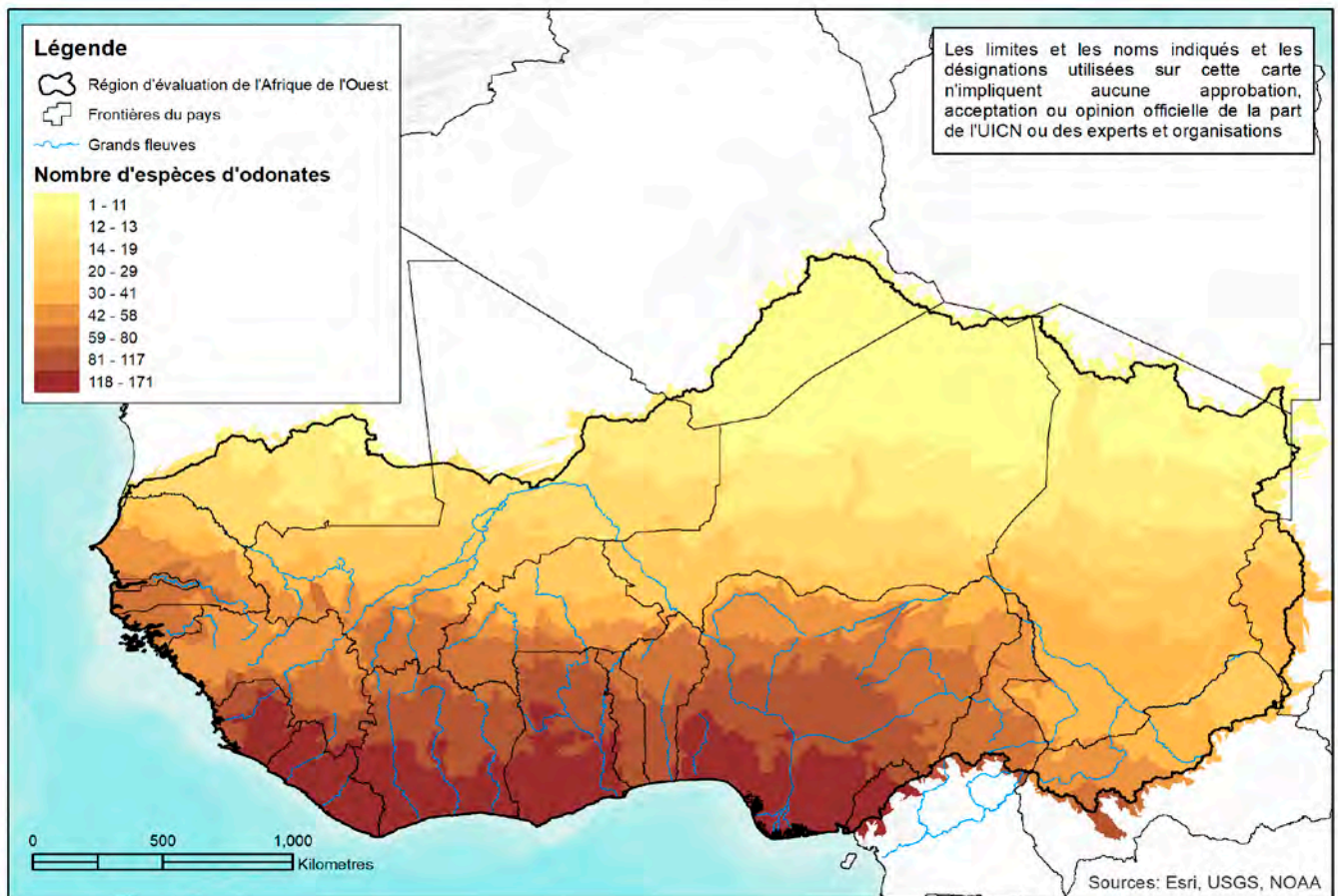


Figure 5.3 Diversité des espèces d'odonates en Afrique occidentale sur la base des cartes des aires de répartition de la Liste rouge. Source : Compilé par les auteurs du rapport à l'aide des données de la Liste rouge de l'UICN (2021).

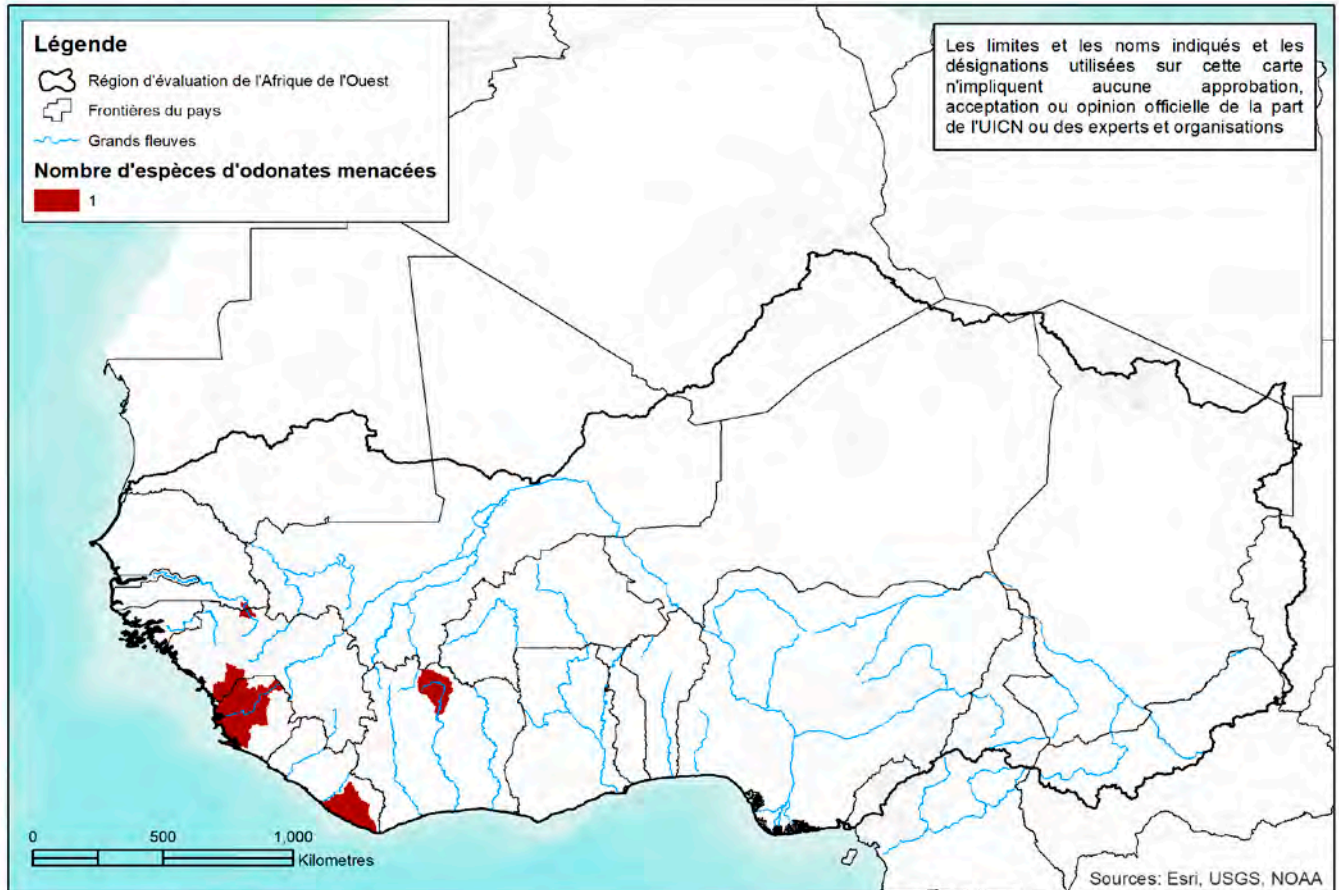


Figure 5.4 Diversité des espèces d'odonates menacées en Afrique occidentale sur la base des cartes d'aires de répartition de la Liste rouge. Source : Compilé par les auteurs du rapport à l'aide des données de la Liste rouge de l'UICN (2021).

000 km² d'habitat forestier de plaine, qui devrait se détériorer à l'avenir en raison de l'expansion agricole (Dijkstra, 2010a).

Pentaplebia stahli

On estime que la relique rouge est présente dans moins de dix endroits, à cause de la menace de destruction de son habitat forestier, et même si sa zone d'occurrence est de 25 247 km², y compris des enregistrements de plus de 50 ans ainsi que sa zone d'occupation de 112 km² même dans le seuil EN, Cette espèce ne vole pas bien et la dispersion est plutôt limitée parallèlement du fait de la destruction continue des forêts et l'isolement de la plupart des sites. Le déclin actuel de la superficie et de la qualité de son habitat devrait continuer à se détériorer à l'avenir en raison de l'exploitation forestière illégale (Clausnitzer & Dijkstra, 2018a).

5.3 Modèles de répartition de la diversité des espèces

Sur les 307 espèces d'odonates évaluées, 50 sont endémiques à la région de l'Afrique occidentale. Parmi les 14 espèces menacées de disparition, neuf sont également endémiques.

5.3.1 Diversité globale des espèces

La diversité des libellules en Afrique est fortement corrélée aux habitats forestiers lotiques dans un paysage hétérogène (Clausnitzer et al., 2012). En Afrique occidentale, les zones côtières et les pentes inférieures du Mont Cameroun constituent la zone la plus riche en espèces. La biodiversité diminue vers les zones plus sèches du nord.

5.3.2 Diversité des espèces menacées de disparition

Sur les 14 espèces mondialement menacées, seules quatre espèces ont des aires de répartition cartographiées. Presque toutes les espèces mondialement menacées se trouvent dans les zones de plaine proches de la côte. Ce sont les zones où la pression démographique humaine est la plus élevée et où l'agriculture, les implantations et les industries se développent ainsi que la pollution et l'extraction de l'eau.

5.3.3 Diversité en espèces endémiques sur le plan régional

Sur les 307 espèces d'odonates originaires de la région de l'Afrique occidentale, 50 espèces y sont endémiques selon leur aire de répartition et leurs localités cartographiées. Parmi celles-ci, 31 espèces ont une aire de répartition cartographiée sur la Liste rouge. Ces espèces ont été utilisées pour produire la carte de la diversité en espèces endémiques (figure 5.6). Quelque 19 des espèces endémiques au niveau régional

possèdent des localités ponctuelles cartographiées mais aucune aire de répartition cartographiée. Elles ne sont pas représentées dans la carte de la diversité en espèces endémiques. La diversité en espèces endémiques sur le plan régional semble faible autour des bassins versants du nord du golfe de Guinée dans le Sud-est du Nigeria, Toutefois, il s'agit probablement d'un artefact basé sur la délimitation de la région d'évaluation de l'Afrique occidentale ayant permis le calcul de l'endémicité des espèces.

5.4 Principales menaces pesant sur les odonates d'eau douce

Les menaces pesant sur les espèces sont identifiées dans le cadre du processus d'évaluation de la Liste rouge. Ces menaces identifiées guettent 226 des 307 espèces d'odonates. Il convient de noter qu'il s'agit d'évaluations mondiales et que les menaces identifiées ne sont pas spatialement explicites mais décrivent les menaces auxquelles ces espèces sont confrontées dans toute leur aire de répartition mondiale. Par conséquent, comme les odonates ont tendance à avoir des aires de répartition particulièrement étendues, nous mettons l'accent sur le nombre d'espèces endémiques des régions affectées par chaque menace, et dont nous pouvons être certains qu'elles se trouvent dans la région de l'Afrique occidentale.

5.4.1 Agriculture et aquaculture

La menace la plus fréquemment citée pour les populations mondiales d'odonates originaires d'Afrique occidentale provient de l'agriculture et de l'aquaculture. Elle guette 191 espèces soit 62% de toutes les espèces, et 22 soit (40%) des espèces endémiques à la région. Selon les évaluations de la Liste rouge, on peut citer entre autres : le drainage des forêts marécageuses pour l'agriculture itinérante (*Ceriatrigon citrinum* (EN)), l'élimination des forêts galeries et l'envasement des rivières (*Zygonychidium gracile* (CR)) ainsi que le défrichement des zones forestières le long des cours d'eau riverains.

5.4.2 Utilisation des ressources biologiques

L'exploitation forestière et la collecte du bois touchent plus de la moitié (52 %) des espèces, soit 159 espèces. Selon les évaluations de la Liste rouge, la coupe à blanc et l'exploitation forestière sélective, généralement pour l'agriculture font partie de cette menace.

5.4.3 Pollution

La pollution, notamment provenant des eaux usées domestiques et urbaines, touche 88 espèces (29 %), c'est



Figure 5.5 *Ictinogomphus fraseri*, connu grâce à des collections peu nombreuses mais répandus en Afrique occidentale, est photographié ici près de Mogbaima, dans la forêt de Gola © K.-D. Dijkstra

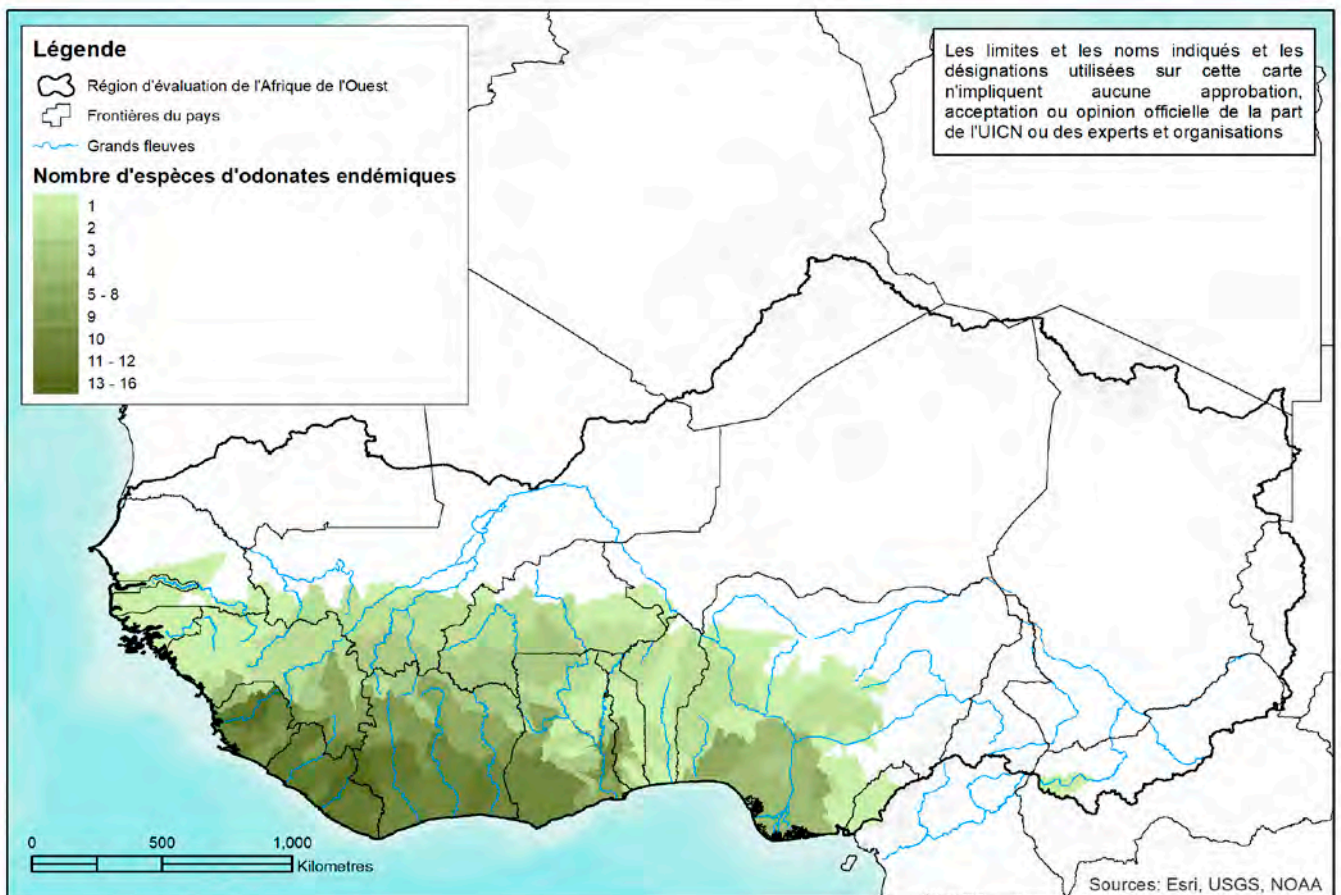


Figure 5.6. Diversité des espèces d'odonates endémiques au niveau régional en Afrique occidentale sur la base des cartes des aires de répartition de la Liste rouge. Source : Compilé par les auteurs du rapport à l'aide des données de la Liste rouge de l'UICN (2021).

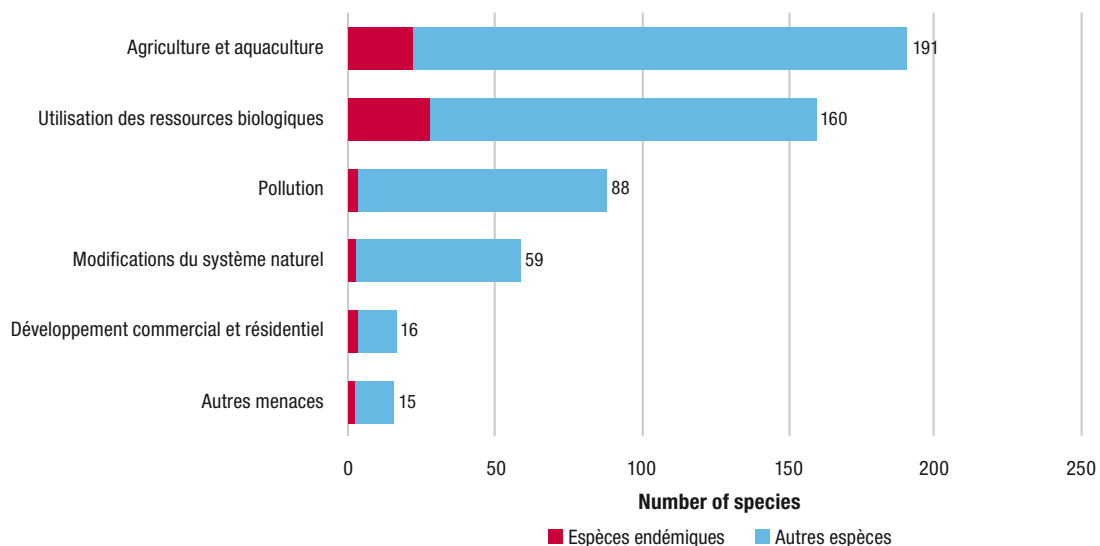


Figure 5.7. Principales menaces pesant sur les odonates d'eau douce en Afrique occidentale. Source : Compilé par les auteurs du rapport à l'aide des données de la Liste rouge de l'UICN (2021).

le cas de *Pentaplebia gamblesi* (CR). Cette espèce et plusieurs autres odonates en danger critique CR sont considérées comme menacées par la station balnéaire d'Obudu qui a récemment été transformée en centre touristique international par le gouvernement de l'État de Cross River au Nigéria. Par conséquent, l'expansion de la station balnéaire et éventuellement l'extraction d'eau pour satisfaire ses besoins en eau sont des menaces majeures pour l'espèce.

5.4.4 Autres menaces

D'autres menaces comprennent les modifications des systèmes naturels, notamment les barrages, les prélèvements d'eau souterraine et d'eau de surface, et le développement résidentiel et commercial conduisant à la dégradation de leur l'habitat.

5.5 Recherches et actions de conservation recommandées

Les recherches et les actions de conservation recommandées sont documentées dans le cadre des évaluations de la Liste rouge, ce qui représente un bon point de départ pour orienter les stratégies de conservation pertinentes.

5.5.1 Recherches recommandées

Contrairement aux autres groupes, le statut et la répartition des odonates sont relativement bien compris. Sur les 307 espèces évaluées, seules dix espèces (3 %) présentent des données insuffisantes. Cependant, ces espèces sont toutes considérées comme endémiques au niveau régional

et elles représentent 20 % de toutes les espèces d'odonates endémiques au niveau régional. D'où la nécessité de poursuivre les recherches sur ces espèces en Afrique occidentale. Un besoin de recherche sur les tendances de la population est (recommandé pour 233 espèces bien que la tendance de la population soit inconnue pour 297 espèces), l'écologie et le cycle vital (189 espèces), la taille, la distribution et les tendances de la population (184 espèces) et les menaces (165 espèces), ainsi que la taxonomie (60 espèces), les actions (48 espèces) et les tendances de l'habitat (44 espèces).

5.5.2 Actions de conservation recommandées

La gestion du site/de la zone est identifiée le plus souvent comme une action de conservation recommandée pour les odonates originaires d'Afrique occidentale. Elle est valable pour 74 espèces (24 %) (figure 5.9). Les recommandations comprennent le contrôle de la pollution de l'eau et la préservation de la qualité de l'eau des cours d'eau par la gestion des réserves et des actions basées sur les politiques

D'autres actions de conservation recommandées incluent la restauration de l'habitat (46 espèces) et la sensibilisation et la communication (18 espèces), comme au Bénin où il y avait un projet de conservation communautaire pour le Yellow Waxtail *Ceragrion citrinum* (EN) dans la Forêt de Lokoli. Ce projet visait à éduquer et sensibiliser la communauté à l'utilisation durable de l'habitat des forêts marécageuses (Dijkstra & Tchibozo, 2020 ; Tchibozo, 2021). La protection du site/de la zone est recommandée pour 12 espèces, afin d'incorporer des gammes d'odonates menacés. Actuellement, les aires de répartition de certaines espèces ne sont intégrées à aucune aire protégée établie.

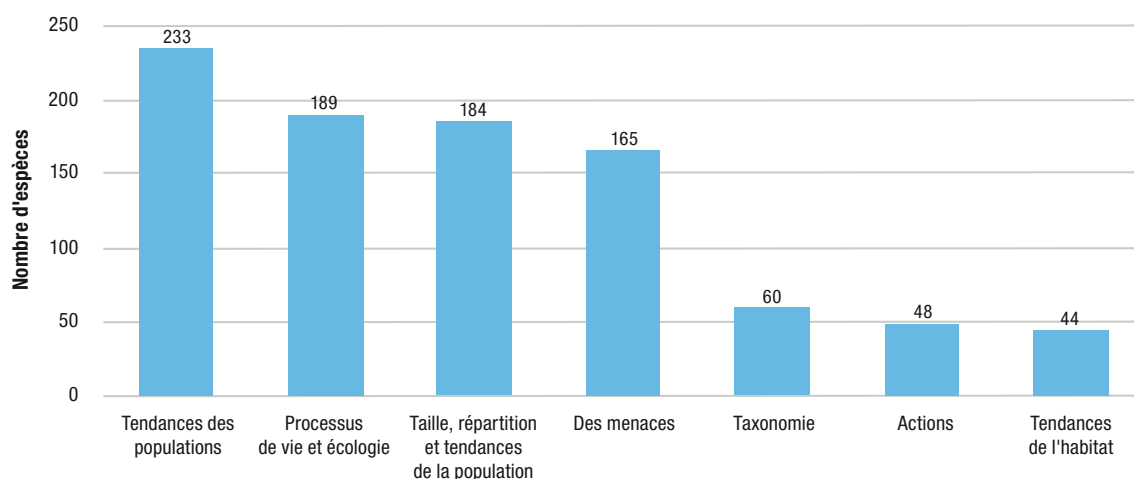


Figure 5.8. Recherches recommandées pour les odonates d'eau douce d'Afrique occidentale. Source : Compilé par les auteurs du rapport à l'aide des données de la Liste rouge de l'IUCN (2021).

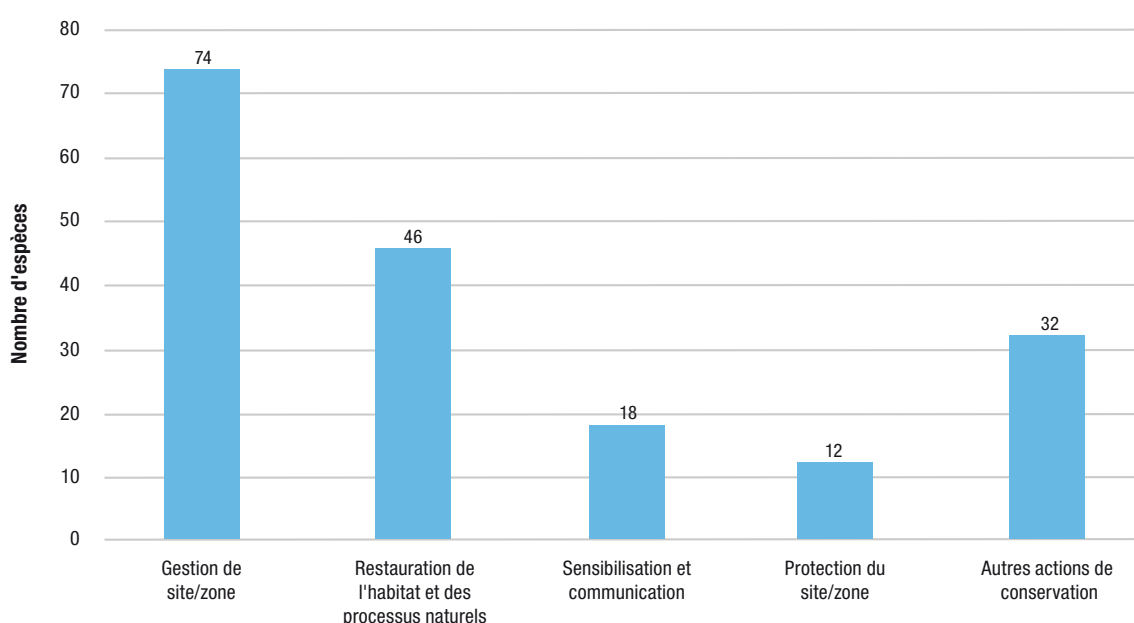


Figure 5.9. Actions de conservation recommandées pour les odonates d'eau douce d'Afrique occidentale. Source : Compilé par les auteurs du rapport à l'aide des données de la Liste rouge de l'IUCN (2021).

Références

- Clausnitzer, V. (2001). *Notes on the species diversity of East African Odonata, with a checklist of species*. 30 (1), 49–66.
- Clausnitzer, V. & Dijkstra, K.-D. (2018a). IUCN Red List of Threatened Species: *Pentaplebia stahli*. *IUCN Red List of Threatened Species*. [Online] Available from: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T169193A72714763.en> [Accessed: 19 May 2021].
- Clausnitzer, V. & Dijkstra, K.-D.B. (2018b). IUCN Red List of Threatened Species: *Neurolestes nigeriensis*. *IUCN Red List of Threatened Species*. [Online] Available from: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T169248A97622970.en> [Accessed: 28 April 2021].
- Clausnitzer, V. & Dijkstra, K.-D.B. (2018c). IUCN Red List of Threatened Species: *Pentaplebia gamblesi*. *IUCN Red List of Threatened Species*. [Online] Available from: <https://www.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T169192A72714251.en> [Accessed: 28 April 2021].
- Clausnitzer, V., Dijkstra, K.-D.B., Koch, R., Boudot, J.-P., et al. (2012). Focus on African freshwaters: hotspots of dragonfly diversity and conservation concern. *Frontiers in Ecology and the Environment*. [Online] 10 (3), 129–134. Available from: <https://www.doi.org/10.1890/110247>.
- Clausnitzer, V. & Suhling, F. (2010). IUCN Red List of Threatened Species: *Zygonychidium gracile*. *IUCN Red List of Threatened Species*. [Online] Available from: <https://www.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T169245A6597207.en> [Accessed: 27 April 2021].
- Dijkstra, K.-D.B. (2010a). IUCN Red List of Threatened Species: *Elatoneura dorsalis*. *IUCN Red List of Threatened Species*. [Online] Available from: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T169245A6597207.en>

- org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T169260A6602448.en [Accessed: 19 May 2021].
- Dijkstra, K.-D.B. (2010b). IUCN Red List of Threatened Species: *Elattoneura pluotae*. *IUCN Red List of Threatened Species*. [Online] Available from: <https://www.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T169262A6603069.en> [Accessed: 27 April 2021].
- Dijkstra, K.-D.B. (2010c). IUCN Red List of Threatened Species: *Pseudagrion mascagnii*. *IUCN Red List of Threatened Species*. [Online] Available from: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T169211A6585240.en> [Accessed: 19 May 2021].
- Dijkstra, K.-D.B., Kipping, J. & Mézière, N. (2015). Sixty new dragonfly and damselfly species from Africa (Odonata). *Odonatologica*. 44 (4), 447–678. Available from: <https://doi.org/10.5281/zenodo.35388>.
- Dijkstra, K.-D.B. & Tchiboza, S. (2020). IUCN Red List of Threatened Species: *Chlorocypha jejuna*. *IUCN Red List of Threatened Species*. [Online] Available from: <https://www.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T169203A176166736.en> [Accessed: 27 April 2021].
- Dijkstra, K.-D.B., Tchiboza, S. & Ogbogu, S.S. (2009). The status and distribution of dragonflies and damselflies (Odonata) in western Africa. In: Kevin G Smith, Mame D. Diop, M. Niane, & W.R.T. Darwall (eds.). *The Status and Distribution of Freshwater Biodiversity in Western Africa*. Gland, Switzerland and Cambridge, UK, IUCN. pp. 41–55. Available from: <https://portals.iucn.org/library/node/9638>.
- Ekpah, O. (2021). *Survey of the Endangered Yellow Waxtail Damselfly (Ceriagrion citrinum) and Related Insects of Ecotourism in Sunmoge, Omo Forest Reserve, Nigeria - The Rufford Foundation Application ID:32343-1*. [Online]. 2021. The Rufford Foundation. Available from: <https://www.rufford.org/projects/ojonugwa-ekpah/survey-endangered-yellow-waxtail-damselfly-ceriagrion-citrinum-and-related-insects-ecotourism-sunmoge-omo-forest-reserve-nigeria/> [Accessed: 19 May 2021].
- Kimmins, D.E. (1938). New African species of *Elattoneura* (Odonata). *Annals Magazine Natural History Serie*. 11, 294–302.
- Pinkert, S., Zeuss, D., Dijkstra, K.-D.B., Kipping, J., et al. (2020). Climate–diversity relationships underlying cross-taxon diversity of the African fauna and their implications for conservation. *Diversity and Distributions*. [Online] 26 (10), 1330–1342. Available from: <https://www.doi.org/10.1111/ddi.13134>.
- Simaika, J.P., Samways, M.J., Kipping, J., Suhling, F., et al. (2013). Continental-scale conservation prioritization of African dragonflies. *Biological Conservation*. [Online] 157, 245–254. Available from: <https://www.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.08.039>.
- Tchiboza, S. (2021). *The Endangered Dragonfly Ceriagrion citrinum Champion, 1914 (Zygoptera: Coenagrionidae) from West Africa and Efforts to Protect it*.
- Terzani, F. & Marconi, A. (2004). Descrizione di *Pseudagrion mascagnii* n. sp. della Sierra Leone (Insecta Odonata Coenagrionidae). *Quaderno Studi Notizie Storia Naturale Romagna*. 19, 141–146.

Chapitre 6

Etat et répartition des décapodes d'eau douce

Starnes, T. ¹, Cumberlidge, N. ², De Grave, S. ³

Sommaire

6.1 Aperçu des décapodes d'eau douce d'Afrique occidentale en rapport avec les écorégions d'eau douce.....	68
6.1.1 Espèces endémiques répandus en Afrique occidentale.....	68
6.1.2 Systèmes xériques.....	68
6.1.3 Fleuves de forêt sèche de savanne.....	68
6.1.4 Systèmes de hautes terres et montagneux.....	68
6.1.5 Fleuves des forêts humides.....	69
6.1.6 Plaines inondables, marécages et lacs.....	69
6.1.7 Deltas des grands fleuves.....	69
6.2 Etat de conservation.....	70
6.2.1 Espèces évaluées en danger critique d'extinction.....	70
6.2.2 Espèces évaluées comme menacées.....	71
6.2.3 Espèces évaluées Vulnérable.....	72
6.2.4 Espèces évaluées Préoccupation mineure.....	74
6.2.5 Espèces évaluées Données insuffisantes.....	74
6.3 Schémas de la diversité des espèces.....	75
6.3.1 Tous les décapodes d'eau douce.....	75
6.3.2 Espèces menacées.....	75
6.3.3 Espèces à aire de répartition restreinte.....	78
6.3.4 Espèces à Données insuffisantes.....	78
6.3.5 Espèces endémiques régionales.....	78
6.4 Principales menaces pesant sur les décapodes d'eau douce.....	78
6.4.1 Agriculture et aquaculture.....	78
6.4.2 Utilisation des ressources biologiques.....	78
6.4.3 Pollution.....	78
6.4.4 Développement résidentiel et commercial.....	79
6.4.5 Autres menaces.....	79
6.5 Actions de recherche et de conservation recommandées.....	79
6.5.1 Recherche recommandée.....	79
6.5.2 Actions de conservation recommandées.....	79
Références.....	80

L'évaluation précédente de la biodiversité d'eau douce de l'Afrique occidentale n'incluait que les 25 espèces de crabes d'eau douce indigènes (Smith et al., 2009), car les crevettes d'eau douce n'avaient pas été évaluées à l'époque. Nous incluons ici 28 espèces de crevettes d'eau douce, qui ont depuis été évaluées sur la Liste rouge, portant le nombre total de décapodes d'eau douce à 54. Il n'y a pas d'écrevisses d'eau douce indigènes dans la région. De nombreuses espèces de décapodes de la région d'Afrique occidentale ne sont représentées que par une poignée d'individus, tandis

que les espèces les plus abondantes se sont souvent avérées difficiles à identifier. Ces grands crustacés remarquables sont présents dans presque tous les habitats d'eau douce d'Afrique occidentale, des habitats de montagne avec des ruisseaux de montagne aux grandes rivières de plaine et aux petits plans d'eau (Cumberlidge, 1999). De plus, les espèces qui vivent dans des zones arides saisonnières ont tendance à être semi-terrestres, à vivre dans des terriers et à se déplacer sur terre la nuit (Cumberlidge, 1999). L'isolement lié à la topographie compliquée et à la nature fragmentaire

¹ Unité de la biodiversité d'eau douce, Programme mondial sur les espèces, UICN (Union internationale pour la conservation de la nature), David Attenborough Building, Pembroke Street, Cambridge, CB2 3QZ, Royaume Uni

² Département de biologie, Northern Michigan University, Marquette, Michigan, Etats Unis

³ Musée d'histoire naturelle de l'Université d'Oxford, Parks Road, Oxford, OX1 3PW, Royaume Uni

des habitats des zones humides dans une grande partie de l'Afrique occidentale, et les capacités de dispersion limitées dues à la reproduction par développement direct, sont probablement responsables d'une grande partie de la diversité et de l'endémisme de ces crabes (Cumberlidge et al., 2009). Les données sur la répartition sont en grande partie dérivées des enregistrements de spécimens, mais sont encore susceptibles d'être incomplètes. Certaines espèces ne sont encore connues que de la localité type ou de quelques localités, et de nombreuses espèces n'ont pas été vues depuis plusieurs années ou décennies. D'autres collectes sont nécessaires pour déterminer leur répartition réelle.

6.1 Aperçu des décapodes d'eau douce d'Afrique occidentale en rapport avec les écorégions d'eau douce

La région d'évaluation de l'Afrique occidentale telle que définie dans ce rapport comprend 53 espèces de décapodes d'eau douce appartenant à cinq familles de crevettes : Alpheidae (n = 2), Atyidae (n = 12), Desmocarididae (n = 2), Euryrhynchidae (n = 3), Palaemonidae (n = 9) et une famille de crabes d'eau douce Potamonautidae (n = 26). Sur ces 53 espèces (26 crabes et 27 crevettes), 49 ont des aires de répartition cartographiées dans la Liste rouge (26 crabes et 23 crevettes) et 27 espèces sont endémiques à la région d'évaluation (22 crabes et 5 crevettes).

6.1.1 Espèces endémiques répartis en Afrique occidentale

6.1.2 Systèmes xériques

6.1.2.1 Sahel sec

L'écorégion du Sahel sec contient trois espèces de décapodes d'eau douce (deux crevettes et un crabe) qui sont toutes évaluées LC.

6.1.2.2 Bassins versants du Lac Tchad

L'écorégion du lac Tchad contient six espèces de décapodes d'eau douce (trois crevettes et trois crabes) qui sont toutes évaluées comme LC. Cette écorégion comprend environ un tiers de l'aire de répartition mondiale de deux espèces de crabes ; *Sudanonautesmonodi* et *S. floweri*.

6.1.3 Fleuves de forêt sèche de savanne

6.1.3.1 Bassins versants Sénégal Gambie

Il existe trois espèces de crevettes d'eau douce et quatre espèces de crabes d'eau douce dans cette écorégion. Tous sont évalués LC à l'exception de deux des crabes,

Potamonauteslipkeian et *P. senegalensis*, qui sont tous deux répertoriés Données insuffisantes.

6.1.3.2 Bas Niger-Benoue Delta intérieur du Niger

Ces deux écorégions abritent 15 espèces de décapodes d'eau douce : huit crabes et sept crevettes. Trois de ces espèces, le crabe d'eau douce *Potamonemussachsi* et deux crevettes (*Euryrhynchinaedingtonae* et *Potamalpheopshaugi*) sont En danger, les autres sont de Préoccupation mineure. Une espèce LC, le crabe d'eau douce *Sudanonauteskagoroensis* est endémique à l'écorégion du Bas Niger-Benoue. Cette espèce n'est connue que de sept sites et de moins de quatre localités du centre du Nigeria et se limite aux ruisseaux et rivières à débit rapide qui drainent le plateau de Jos. La zone d'occurrence estimée (EOO) de *S. kagoroensis* est petite (8 826 km²), tout comme sa zone d'occupation estimée (AOO) (32 km²). Le *Sudanonauteskagoroensis* est classé dans la catégorie Préoccupation mineure car il n'y a pas de menaces majeures et répandues connues pour cette espèce. Cependant, cette situation pourrait changer si les activités humaines (telles que l'exploitation minière) augmentaient dans la zone, auquel cas elle serait susceptible de se qualifier dans une catégorie menacée.

6.1.3.3 Volta

L'écorégion de la Volta contient 10 espèces de décapodes : trois crevettes et sept crabes. L'une des espèces de crabe, *Potamonautestriangulus*, est évaluée VU, tandis que les autres espèces sont toutes évaluées LC.

6.1.3.4 Bassins versants de la Baie

L'écorégion des Bassins versants de la Baie contient 16 espèces de décapodes d'eau douce, dont neuf crabes et sept crevettes. Parmi celles-ci, trois espèces de crevettes d'eau douce sont en danger : *Desmocarisbilineata*, *Euryrhynchinaedingtonae* et *Potamalpheopshaugi*.

6.1.4 Systèmes de hautes terres et montagneux

6.1.4.1 Fouta Djallon

Quatre espèces de décapodes d'eau douce sont présentes dans l'écorégion du Fouta Djallon : trois crevettes (*Caridinatogoensis*, *Caridinopsischevalieri* et *Desmocaristrispinosa*) et un crabe (*Liberonauteslatidactylus*), et toutes sont évaluées LC.

6.1.4.2 Mont Nimba

Dix espèces de décapodes sont présentes dans l'écorégion du Mont Nimba : cinq crevettes et cinq crabes. Parmi ceux-ci, deux espèces de crabes d'eau douce (*Liberonautesnimba* et *L. rubigimanus*) ont été évaluées Vulnérables.



Figure 6.1 *Liberonautes rubigimanus* est présente dans les ruisseaux de montagne à courants rapides sur le Mont Gibi au Libéria et le Mont Nimba en Guinée. © Savel Daniels

6.1.5 Fleuves des forêts humides

6.1.5.1 Nord de la Haute-Guinée

Il existe neuf espèces de décapodes d'eau douce dans l'écorégion du nord de la Haute-Guinée : quatre crevettes (toutes évaluées LC) et cinq crabes (quatre Menacés et un évalué Données insuffisantes). Trois des espèces de crabes menacées, *Afrithelphusaleonensis* (CR), *A. afzeli* (CR) et *A. monodosa* (EN), sont endémiques à cette écorégion, tout comme *A. gerhildae* (DD). La cinquième espèce de crabe d'eau douce, *Globonantes macropus* (EN), bien qu'elle ne soit pas endémique à cette écorégion, a une proportion importante de son aire de répartition qui s'y trouve.

6.1.5.2 Sud de la Haute-Guinée

Le *Liberonautes lugbe* (CR) a une répartition restreinte et n'est connu que d'une seule localité (Lugbe dans le comté de Nimba, Libéria), où il a été collecté dans un habitat de ruisseau d'eau douce dans la forêt tropicale. En conséquence, cette espèce a une très petite zone d'occupation (AOO) et une très petite zone d'occurrence (EOO) (tous deux estimés à 4 km²). Les menaces qui pèsent sur cette espèce comprennent la destruction de l'habitat liée à l'agriculture associée à l'expansion de la population humaine, et une déforestation plus intensive. La localité de Lugbe, au Libéria, n'est pas dans une zone protégée.

6.1.5.3 Eburnéo

Il existe onze espèces de décapodes d'eau douce dans cette écorégion : cinq espèces de crevettes et six espèces

de crabes. Toutes ces espèces sont évaluées LC, à l'exception de deux espèces de crevettes, *Caridinaebunens* et *Macrobrachiumthysi*, qui sont toutes deux à Données insuffisantes et potentiellement endémiques à l'écorégion.

6.1.5.4 Ashanti

Il existe six espèces de décapodes d'eau douce dans cette écorégion : une espèce de crevette et cinq crabes. Toutes ces espèces sont évaluées LC, à l'exception de l'espèce menacée de crabe d'eau douce *Potamonautestriangulus* (VU), où 80 % de son aire de répartition se trouve dans cette écorégion.

6.1.5.5 Haut Niger

Cinq espèces de décapodes d'eau douce habitent cette écorégion : deux crabes et trois crevettes, qui sont tous classés Préoccupation mineure.

6.1.6 Plaines inondables, marécages et lacs

6.1.6.1 Delta intérieur du Niger

Il existe deux espèces de décapodes d'eau douce dans cette écorégion, la crevette d'eau douce *Caridinatogoensis* et le crabe de rivière *Potamonautesecorssei*, qui sont tous deux évalués LC.

6.1.7 Deltas des grands fleuves

6.1.7.1 Delta du Niger

Douze espèces de décapodes d'eau douce se trouvent dans cette écorégion : six espèces de crevettes et six

Tableau 6.1 Nombre d'espèces de décapodes d'eau douce indigènes et endémiques par catégorie de la Liste rouge en Afrique occidentale. Les chiffres entre parenthèses renvoient à l'évaluation précédente pour les crabes uniquement (Smith et al., 2009) et incluent les évaluations régionales. Source : Compilée par les auteurs du rapport avec des données provenant de la Liste rouge de l'UICN (2021) et Smith et al. (2009).

Catégorie de la Liste rouge de l'UICN	Nombre d'espèces indigènes			Nombres d'espèces endémiques régionales		
	Crabes	Crevettes	Crabes	Crevettes	Shrimps	All décapods
Eteint (EX)	0 (0)	0	0	0 (0)	0	0
Eteint à l'état sauvage (EW)	0 (0)	0	0	0 (0)	0	0
En danger critique d'extinction (EN)	4 (2)	0	4	4 (2)	0	4
En danger (EN)	4 (4)	3	7	4 (4)	2	5
Vulnérable (VU)	4 (4)	1	5	4 (4)	0	4
Quasi menacé (NT)	0 (0)	0	0	0 (0)	0	0
Préoccupation mineure (LC)	10 (10)	15	25	6 (6)	1	5
Données insuffisantes (DD)	4 (5)	9	13	4 (5)	5	9
TOTAL	26 (25)	28	53	22 (21)	5	27

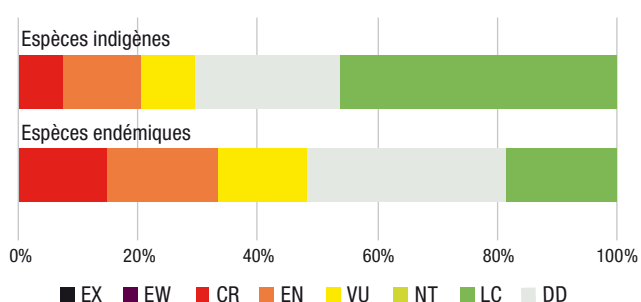


Figure 6.2 Pourcentage d'espèces de décapodes d'eau douce indigènes et endémiques par catégorie de la Liste rouge en Afrique occidentale. Source: Compilée par les auteurs du rapport avec des données provenant de la Liste rouge de l'UICN (2021).

espèces de crabes. Quatre d'entre elles sont des espèces menacées : le crabe *Potamonantesreidi* (VU) et trois crevettes, *Desmocaribislineata* (EN), *Potamalpheopshaugi* (EN) et *Euryrhynchinaedingtonae* (EN). Le crabe *Sudanonautesnigeria* (DD) est endémique à cette écorégion.

6.2 Etat de conservation

L'état de conservation des décapodes d'Afrique occidentale (26 espèces de crabe et 28 espèces de crevettes d'eau douce) a été évalué à l'aide des catégories et critères de la Liste rouge de l'UICN à l'échelle mondiale (UICN, 2012). L'état de conservation des décapodes d'Afrique occidentale (26 espèces de crabe et 28 espèces de crevettes d'eau douce) a été évalué à l'aide des catégories et critères de la Liste rouge de l'UICN à l'échelle mondiale (UICN, 2012).

Sur les 26 espèces de crabes d'eau douce évaluées dans ce travail, 12 (46 %) sont menacées d'extinction : quatre (15 %) sont en Danger critique d'extinction, quatre (15 %) sont En danger et quatre (15 %) sont Vulnérables (tableau 6.1, graphique 6.2). Une espèce CR de crabe d'eau douce de Sierra Leone, *Afrithelphusaafzelii*, était auparavant considérée comme CR-Probablement éteinte (Smith

et al., 2009), mais une nouvelle population a récemment été découverte. Sur les 28 espèces de crevettes d'eau douce, quatre (14 %) sont menacées d'extinction : trois (11 %) sont En danger et une est Vulnérable. Neuf des espèces de crevettes (32 %) sont évaluées Données insuffisantes.

6.2.1 Espèces évaluées en danger critique d'extinction

6.2.1.1 Crabes en danger critique d'extinction

Afrithelphusa afzelii (CR)

Jusqu'à récemment, cette espèce n'était connue que dans une localité non précisée de la Sierra Leone à partir de spécimens collectés de 1790 à 1800 et, en l'absence de nouveaux enregistrements, on craignait qu'elle ne coure un risque élevé d'extinction et pourrait même être éteinte. De nouvelles enquêtes sur le terrain en 2021 en Sierra Leone ont maintenant permis de redécouvrir une population de cette espèce « perdue », donc au moins elle n'est pas éteinte. Cependant, l'habitat où cette espèce a été capturée est fortement perturbé et sous la pression de l'expansion des populations humaines et de l'agriculture intensive. Les récents troubles politiques en Sierra Leone ont laissé certaines zones protégées sans surveillance efficace, bien que la réserve forestière de Kangari Hills, qui se trouve dans l'aire de répartition de cette espèce, reste relativement intacte. Ces menaces immédiates entraînent un déclin continu de la qualité de l'habitat. Le site de collecte d'*A. afzelii* en 1790 n'était pas répertorié, et sa redécouverte fournit donc au moins une seule localité connue pour cette espèce, bien qu'avec des estimations faibles (4 km²) à la fois pour la zone d'occupation (ZO) et la zone d'occurrence (EOO). La bonne nouvelle de sa redécouverte est tempérée par le fait qu'elle pourrait encore être au bord de l'extinction. Il est clair que des études supplémentaires sont nécessaires de toute urgence pour déterminer l'état actuel de sa population, sa répartition exacte, ses exigences écologiques et les

menaces à long terme pour cette espèce CR (Cumberlidge et Daniels, 2020a).

***Afrithelphusa leonensis* (CR)**

Cette espèce n'était à l'origine connue que pour trois spécimens collectés en 1955 dans une seule localité sur la montagne Sugar Loaf en Sierra Leone. De nouvelles enquêtes sur le terrain en 2021 en Sierra Leone ont permis de redécouvrir une population supplémentaire de cette espèce « perdue ». Cependant, l'habitat où elle a été collectée est fortement perturbé et sous la pression de l'expansion des populations humaines, de l'empiètement de l'agriculture, de l'érosion et de la perte des forêts. Cette unique localité signifie qu'*Afrithelphusaleonensis* a une zone d'occupation (AOO) estimée faible et une zone d'occurrence (EOO) estimée faible (tous deux de 4 km²). Davantage de relevés sont nécessaires de toute urgence pour déterminer l'aire de répartition exacte, les exigences écologiques, la taille et les tendances de la population, et les menaces à long terme pour cette espèce CR peu connue (Cumberlidge & Daniels, 2020c).

***Liberonantes grandbassa* (CR)**

Cette espèce est endémique au centre du Libéria où elle est connue à partir de quelques spécimens collectés dans une seule localité de forêt tropicale. Cette espèce est évaluée CR car elle est menacée par la perturbation de l'habitat associée à la déforestation entraînée par l'expansion des populations humaines et les périodes de troubles politiques. Il n'y a aucune mesure de conservation connue en place pour cette espèce, et elle ne se trouve pas dans une aire protégée (Cumberlidge & Daniels, 2020d).

***Liberonantes lugbe* (CR)**

Cette espèce est endémique au nord du Libéria où elle n'est connue que par deux spécimens capturés dans un habitat de forêt tropicale à Lugbe dans le comté de Nimba. Les spécimens ont été collectés à la main lorsque les crabes marchaient sur terre près d'un ruisseau. Cette espèce est évaluée CR car elle est menacée par la perturbation de l'habitat associée à la déforestation entraînée par l'expansion des populations humaines et les périodes de troubles politiques. Il n'y a aucune mesure de conservation connue en place pour cette espèce, et elle ne se trouve pas dans une aire protégée (Cumberlidge & Daniels, 2020e).

6.2.2 Espèces évaluées comme menacées

6.2.2.1 Crabes menacés

***Afrithelphusa monodosa* (EN)**

Cette espèce est endémique à la Guinée où elle est connue à partir de moins de 20 spécimens provenant de deux localités. *Afrithelphusamonodosalives* dans les terres agricoles, les marécages et les habitats humides toute l'année dans la zone

de savane de la forêt humide semi-décidue de Guinée du nord-ouest de la Guinée (Cumberlidge, 1999). Les spécimens ont été prélevés sur des terres cultivées à partir de terriers creusés dans un sol humide en permanence, chacun avec une mare d'eau peu profonde au fond. L'habitat naturel est encore inconnu, mais il est probable que cette terre cultivée était à l'origine un marais d'eau douce permanent. Il n'y avait pas de sources d'eau de surface à proximité et il est évident que ces crabes n'ont pas besoin d'être immergés dans l'eau (comme le font leurs parents du genre *Liberonantes* qui vivent dans les ruisseaux et les rivières). *Afrithelphusamonodosacan* reste hydraté avec la petite quantité d'eau boueuse qui s'accumule au fond de son terrier. Il est clair que cette espèce respire parfaitement bien par les poumons. Malgré la découverte récente d'une nouvelle population de cette espèce en 2005, elle n'est encore actuellement connue que pour quelques spécimens provenant de deux localités. Les menaces pesant sur l'espèce comprennent la perte/la dégradation de l'habitat (induite par l'homme) en raison de l'augmentation de la population humaine, de la déforestation et de l'augmentation de l'agriculture associée dans le nord-ouest de la Guinée. Elle ne se trouve pas dans une zone protégée. La découverte récente de nouvelles sous-populations (et la promesse d'en trouver d'autres) a conduit à ce que son statut de Liste rouge soit récemment déclassé de CR à EN.

***Globonantes macropus* (EN)**

Cette espèce est endémique aux forêts tropicales humides de Haute-Guinée de l'ouest du Libéria (comtés de Bong, Lofa et Mesurado) et à la Guinée, et se trouve vraisemblablement également dans les parties boisées de la Sierra Leone qui se trouvent entre ces deux populations. Cette espèce est limitée aux forêts tropicales humides où elle nécessite un habitat spécialisé de trous naturels remplis d'eau de pluie trouvés dans des arbres de taille appropriée dans une forêt tropicale à canopée fermée. Malgré la découverte récente de nouvelles populations, elle n'est encore actuellement connue que d'une poignée de spécimens et de quelques localités. L'espèce est loin d'être abondante et il a été estimé en 1989 qu'il y avait entre 5 et 10 crabes par km² dans la forêt pluviale à canopée fermée. Cette densité pourrait bien diminuer à mesure que la déforestation progresse. Les menaces pesant sur l'habitat de la forêt pluviale à canopée fermée de *G. macropus* se poursuivent en raison de l'augmentation de la population humaine, de la déforestation, de l'instabilité politique et de l'augmentation de l'agriculture au Libéria. Cette espèce ne se trouve pas dans une zone protégée. La découverte de nouvelles populations de cette espèce en 1988 a entraîné le déclassement de son statut sur la Liste rouge de CR à EN, mais cela pourrait changer si les menaces persistent.

***Liberonantes nanooides* (EN)**

Cette espèce est endémique au Libéria où elle n'est connue que d'une seule localité du comté de Bong (la rivière St. Paul

au Bong Mine Fishing Club près de Haindi). Elle vit dans les parties rocheuses des eaux vives de la rivière Saint-Paul, une rivière importante qui traverse la zone de forêt pluviale du Libéria. *Liberonantes nanoïdes* ne se trouve jamais dans les petits ruisseaux qui se jettent dans la rivière Saint-Paul. L'espèce sert de deuxième hôte intermédiaire à la douve du poumon *Paragonimus uterobilateralis*, mais l'incidence de l'infection est faible, ce qui indique que l'espèce ne joue pas un rôle important dans la transmission du parasite à l'homme. Les menaces pesant sur son habitat fluvial se poursuivent en raison de l'augmentation de la population humaine, de la déforestation, de l'instabilité politique et de l'augmentation de l'agriculture au Libéria. Elle ne se trouve pas dans une zone protégée. L'espèce est une source de nourriture importante localement et fait l'objet d'une petite pêche locale.

***Potamonemus sachsi* (EN)**

Cette espèce est incluse ici car bien que la majeure partie de son aire de répartition se trouve dans les hautes terres du sud-ouest du Cameroun (et donc en dehors de la région de l'Afrique occidentale), elle se trouve sur le plateau d'Obudu à haute altitude, dans le sud-est du Nigeria, qui s'élève abruptement hors de la forêt pluviale. Les estimations mises à jour de la zone d'occurrence (~24 000 km²) et de la zone d'occupation (16–500 km²) diminuent son aire de répartition connue et justifient son transfert de VU à EN. Les menaces pesant sur cette espèce comprennent la déforestation et la dégradation de l'habitat en raison de l'empiètement de l'agriculture liée à l'augmentation de la population humaine qui provoque un déclin de la superficie et de la qualité de l'habitat (Cumberlidge, 2020). Aucune mesure de conservation n'est en place pour cette espèce et elle ne se trouve pas dans une aire protégée.

6.2.2.2 Crevettes menacées

Trois espèces de crevettes d'eau douce menacées représentent trois familles.

***Desmocaridius bislineatus* (EN)**

L'espèce n'est connue que de trois sites dans le Delta du Niger (Powell, 1977), qui est touché par une importante dégradation de l'environnement due aux déversements répétés de pétrole, à la perte de mangroves et à l'impact des populations étendues de jacinthe d'eau qui dégradent la qualité habitat (réduction du nombre de localités connues entre 1 et 3 emplacements). L'EOO de l'espèce est inférieure à 3 000 km² et l'AOO moins de 500 km², mais comme elle est limitée à l'eau douce des marées, l'EOO et l'AOO sont en réalité probablement beaucoup plus petits. Cependant, sur la base des calculs actuels et du niveau de menace pour le Delta du Niger, l'espèce est considérée Menacée.

***Euryrhynchina edingtonae* (EN)**

L'espèce a été décrite à l'origine comme étant présente dans toute la moitié ouest du Delta du Niger (Powell, 1976), bien que le seul signalement récent concerne la rivière Ikpoba, qui traverse Benin City. Le Delta du Niger est touché par une importante dégradation de l'environnement due aux marées noires répétées, à la perte de mangroves et à l'impact des importantes populations de jacinthes d'eau, qui dégradent la qualité de l'habitat de l'espèce. Le seul endroit récent à partir duquel l'espèce a été enregistrée, la rivière Ikpoba, est très polluée en raison des effluents domestiques et industriels de Benin City. L'EOO de l'espèce est inférieure à 3 000 km² et l'AOO moins de 500 km², mais comme elle est limitée aux petites rivières et aux mares dans les forêts marécageuses, l'EOO et l'AOO sont en réalité probablement beaucoup plus petits. Cependant, sur la base des calculs actuels et du niveau de menace pour le Delta du Niger, l'espèce est considérée Menacée.

***Potamalpheops haugi* (EN)**

L'espèce est connue de la localité type au Gabon, sur la base de matériel collecté en 1906, ainsi que de collections plus récentes (1975–1977) dans le Delta du Niger. Au Nigeria, l'espèce est connue pour habiter l'eau douce pure des grands fleuves, où elle vit entre les racines des arbres tombés et d'autres végétaux submergés (Powell, 1979). Le système fluvial du Delta du Niger est fortement touché par les déversements de pétrole et la déforestation extensive des mangroves, qui sont susceptibles d'avoir un impact sur l'espèce. En plus de la localité type au Gabon, cette espèce est connue à partir de deux sites proches (une localité) dans le Delta du Niger, ce qui en fait une répartition fragmentée. Comme l'EOO de l'espèce est inférieure à 5 000 km² et avec une AOO actuellement connue de moins de 500 km², l'espèce est considérée Menacée. Des prospections urgentes sont nécessaires pour établir sa présence (ou son absence) entre le Gabon et le Nigeria, notamment au Cameroun et en Guinée équatoriale.

6.2.3 Espèces évaluées Vulnérable

6.2.3.1 Crabes vulnérables

***Liberonantes rubigimanus* (VU)**

Cette espèce est typique du Libéria (Mont Gibi, Comté de Margibi) et de Guinée (Mont Nimba). La réévaluation de cette espèce (Cumberlidge & Daniels, 2020h) était basée sur des localités supplémentaires signalées par (Daniels et al., 2016) qui ont augmenté la zone d'occurrence (EOO) à 13 537 km², et l'ont déplacée de EN à VU. Cependant, elle est toujours dans une catégorie menacée en raison de la persistance des menaces pesant sur cette espèce (perte et dégradation de son habitat de ruisseau de montagne associée à la

déforestation, à l'exploitation minière, à l'agriculture intensive accompagnée de pollution et à l'augmentation de la population humaine). Certaines parties de son aire de répartition se trouvent dans une zone protégée, le Parc national du Mont Nimba.

***Liberonautes nimba* (VU)**

Cette espèce est connue dans neuf localités sur les pentes du Mont Nimba, du Mont Gangara et du Mont Yuelliton en Guinée et du Mont Nimba au Libéria. La réévaluation de cette espèce (Cumberlidge & Daniels, 2020g) était basée sur des localités supplémentaires signalées par Daniels et al. (2016) mais elle est restée dans la catégorie VU. Les menaces pesant sur cette espèce comprennent un déclin de l'étendue et de la qualité de son habitat en raison des menaces à long terme de perturbations minières et de pollution (en particulier à l'ouest du Mont Nimba), ainsi que la déforestation, l'augmentation de la population humaine et l'empiètement de l'agriculture de subsistance. Malgré cela, on la trouve dans deux aires protégées (le Parc national du Mont Nimba et l'ouest de la Réserve naturelle du Mont Nimba).

***Potamonautes reidi* (VU)**

Cette espèce n'est actuellement connue qu'à partir d'environ 20 spécimens collectés entre 1977 et 1983 dans moins de 10 localités des rivières drainant la zone de forêt tropicale du sud-est du Nigeria, et à partir de spécimens de musée de la forêt voisine au Cameroun. La zone d'occurrence (EOO) de cette espèce est estimée à 18 486 km² avec une zone d'occupation (AOO) estimée à 48 km² en raison de sa restriction aux rivières et ruisseaux drainant les habitats de la forêt tropicale dans son aire de répartition. Elle est évaluée VU en raison des menaces de destruction de l'habitat et

de la pollution associées à la déforestation, empiétant sur l'agriculture (Cumberlidge & Daniels, 2020j). Aucune mesure de conservation n'est en place pour cette espèce et elle ne se trouve pas dans une aire protégée.

***Potamonautes triangulus* (VU)**

Cette espèce de crabe d'eau douce de petite taille est endémique au Ghana où elle est connue de six localités dans le même cours d'eau d'une localité à environ 90 km au nord d'Accra. Elle a été vue pour la dernière fois en 1950. Cette espèce est classée comme Vulnérable car elle a une répartition restreinte, avec une zone d'occurrence (EOO) de 6 130 km² (Cumberlidge & Daniels, 2020l) et est menacée par le déclin continu de l'étendue et de la qualité de son habitat en raison de la dégradation induite par l'homme entraînée par l'augmentation de la population humaine et le développement agricole. Aucune mesure de conservation n'est en place pour cette espèce et elle ne se trouve pas dans une zone protégée.

6.2.3.2 Crevettes vulnérables

***Caridina sodenensis* (VU)**

Cette espèce a été récemment décrite (Richard & Clark, 2010) à partir d'un seul échantillon collecté en 1963 dans le lac Soden (=Lac Dissoni), Cameroun. Les lacs de cratère des hautes terres du Cameroun n'ont pas de systèmes d'écoulement ou des systèmes très escarpés, les isolant efficacement les uns des autres et des systèmes fluviaux voisins, soutenant une faune aquatique hautement endémique. Il est donc hautement probable que *Caridinasodenensis* soit endémique du lac Dissoni, rendant l'AOO de cette espèce à 3,6 km². Bien qu'aucune



Figure 6.3 *Liberonautes nimba* tire son nom du Mont Nimba – la chaîne de montagne dans laquelle cette espèce vulnérable est confinée. © Savel Daniels

menace immédiate pour le lac n'ait pu être identifiée, la zone en général souffre de la déforestation, tandis que plusieurs lacs souffrent d'une extraction excessive d'eau et de l'introduction d'espèces exotiques.

6.2.4 Espèces évaluées Préoccupation mineure

Quelque 25 espèces ont été classées dans la catégorie Préoccupation mineure, comprenant 10 espèces de crabes d'eau douce et 15 espèces de crevettes d'eau douce.

6.2.5 Espèces évaluées Données insuffisantes

Sur les 54 espèces de décapodes d'Afrique occidentale évaluées, 13 (24 %) ont été jugées à Données insuffisantes (quatre crabes et neuf crevettes), ce qui indique la nécessité de poursuivre les recherches sur ces espèces et leur état de conservation.

6.2.5.1 Crabes évaluées Données insuffisantes

***Afrithelphusa gerhildae* (DD)**

Cette espèce n'est connue que d'une seule localité en Guinée. Elle est répertoriée ici Données insuffisantes en raison de l'absence d'informations supplémentaires sur sa répartition, les exigences écologiques, la taille et les tendances de la population. *A. gerhildae* n'est connu qu'à partir de trois spécimens collectés d'une seule localité en Guinée (Kindia), et il y a lieu de se préoccuper du fait qu'aucun nouveau spécimen n'ait été découvert depuis lors. Il existe des menaces potentielles venant de la destruction accrue de l'habitat liée à l'expansion des populations humaines et à une agriculture plus intensive dans cette partie de la Guinée. Cependant, il n'y a pas assez d'informations sur cette espèce pour faire une évaluation approfondie à l'heure actuelle et des études sont requises de toute urgence (Cumberlidge & Daniels, 2020b). En conséquence, l'état de conservation de cette espèce a été récemment modifié de CR à DD mais si les menaces pesant sur la localité de cette espèce augmentent, une réévaluation de l'état de cette espèce devrait être effectuée.

***Potamonautes senegalensis* (DD)**

Cette espèce n'est connue qu'à partir de deux spécimens collectés en 1960 dans une localité non précisée de la zone de savane sèche du nord du Sénégal associée au fleuve Sénégal. Étant donné que les crabes d'eau douce ne se trouvent jamais dans les habitats d'eau salée, il semble probable que cette espèce a été collectée en amont de l'influence de l'eau salée dans cette rivière dans la zone d'eau douce en amont de Podor. *Potamonautes senegalensis* est répertoriée Données insuffisantes en raison de l'absence d'informations

supplémentaires sur sa répartition, les exigences écologiques, la taille de la population et les tendances de la population (Cumberlidge & Daniels, 2020k). Il est préoccupant que cette espèce ait été collectée pour la dernière fois en 1960 et qu'aucun nouveau spécimen n'ait été découvert depuis lors.

***Potamonautes lipkei* (DD)**

Cette espèce a une aire de répartition relativement restreinte et est connue à partir de moins de cinq spécimens provenant de deux localités du Parc national de NiokoloKoba, au Sénégal, collectés en 2010 (Ďuriš & Koch, 2010). Dans le parc, il a été enregistré sur le versant du Mont Assirik à 151 m d'altitude et sur la digue du fleuve Gambie à Smenti (centre touristique) à 34 m d'altitude. Les spécimens du Mont Assirik ont été prélevés dans des terriers situés sur les berges de petits ruisseaux asséchés de façon saisonnière avec de grands bassins qui s'écoulent dans une vallée couverte d'une forêt galerie. L'un des spécimens a été collecté sur les rives du fleuve Gambie qui coule toute l'année et ne s'assèche pas de façon saisonnière. Il n'y a aucune information sur la taille ou les tendances de la population, ou sur les menaces potentielles pour l'espèce (Cumberlidge & Daniels, 2020i). Des relevés supplémentaires sont nécessaires pour mieux comprendre la répartition de cette espèce. D'autres recherches pourraient soutenir l'adoption de la KBA existante du Parc National du Niokolo-Koba pour cette espèce (voir chapitre 9).

***Sudanonautes nigeria* (DD)**

Cette espèce n'est connue que d'une seule localité et a été collectée pour la dernière fois en 1973 dans les forêts tropicales humides du sud-est du Nigeria, dans la partie ouest du bloc forestier de Basse Guinée. Il n'y a eu aucune tentative récente de collecter à nouveau l'espèce. Elle est classée Données insuffisantes en raison de l'absence d'informations supplémentaires sur sa répartition, ses exigences écologiques, la taille de la population, les tendances de la population et les menaces à long terme.

6.2.5.2 Crevettes évaluées Données insuffisantes

***Caridina ebunensis* (DD)**

L'espèce a été décrite en 2009 (Richard & Clark, 2009) à partir d'échantillons collectés entre 1946 et 1954 à divers endroits en Côte d'Ivoire. Les exigences écologiques exactes de cette espèce ne sont pas connues, car aucune information sur l'habitat n'est spécifiée dans Richard & Clark (2009). En tant que telle, l'espèce est considérée Données insuffisantes.

***Caridina ghanensis* (DD)**

L'espèce a été récemment décrite à partir de deux échantillons, tous deux collectés en 1949, à « Pond Vume », au Ghana et à La Sio, près de Lomé, au Togo (Richard & Clark, 2009). Aucun des deux emplacements n'a pu être

géoréférencé, mais il semble probable que « Pond Vume » se réfère à un étang de la ville de Vume. Étant donné que la répartition exacte de l'espèce n'est pas connue en raison de cette incertitude, ni ses exigences écologiques exactes et aucune menace spécifique n'a pu être identifiée, l'espèce est considérée à Données insuffisantes.

***Caridina messofluminis* (DD)**

Cette espèce a été récemment décrite sur la base de 14 spécimens collectés dans le « Mess stream », Cameroun (Richard & Clark, 2009). Comme cet emplacement ne peut être ni localisé ni géoréférencé, l'espèce est considérée à Données insuffisantes.

***Caridina okiamnis* (DD)**

Cette espèce a été récemment décrite (Richard & Clark, 2009) sur la base de 14 spécimens collectés dans le « ruisseau Okia », au Cameroun. Comme cet emplacement n'a pas pu être localisé ni géoréférencé, l'espèce est considérée à Données insuffisantes.

***Euryrhychoides holthuisi* (DD)**

L'espèce n'est connue que par la série type collectée avant 1976, sur un seul site en Sierra Leone. La description du type mentionne que l'espèce a été collectée dans la rivière Taja à Njala, un endroit au sud de la Sierra Leone. Il fournit également une géoréférence (8°06'N 12°04'W), qui se trouve au nord du pays. Compte tenu de cette incertitude, l'espèce est considérée à Données insuffisantes.

***Macrobrachium felicinum* (DD)**

En raison d'une grande confusion avec d'autres taxons d'Afrique occidentale, l'espèce n'est connue avec certitude que sur deux sites, l'un au Ghana et l'autre en Angola. Étant donné que la répartition future de l'espèce n'est pas connue et qu'aucune menace spécifique n'a pu être identifiée, l'espèce est considérée à Données insuffisantes.

***Macrobrachium raridens* (DD)**

Cette espèce mal connue a été signalée dans la partie nord de la zone tropicale de l'Afrique occidentale (Holthuis, 1951), de la Guinée au Nigeria. La majorité des enregistrements datent d'avant 1947 et bien que l'espèce ait été mentionnée dans la littérature plus récente, les identifications ne sont pas certaines. Comme l'espèce est si mal connue, elle est considérée à Données insuffisantes.

***Macrobrachium thysi* (DD)**

L'espèce n'est connue que par la série type, collectée en 1966–1968 sur deux sites près de Banco, en Côte d'Ivoire, tous deux situés dans le Parc national de Banco. Comme la répartition plus large de l'espèce n'est pas connue et qu'aucune menace spécifique n'a pu être identifiée, l'espèce est considérée à Données insuffisantes.

***Euryrhychnina puteola* (DD)**

L'espèce n'est connue que par la série type (sept spécimens), collectée en 2012 (décrite en 2017) dans un petit puits d'eau potable dans la ville de Mbanga, province du Littoral, Cameroun (De Grave et al., 2017). Étant donné que la répartition potentiellement plus large de cette espèce n'est pas connue et compte tenu de sa description très récente, et qu'aucune menace n'a pu être identifiée, cette espèce est considérée à Données insuffisantes.

6.3 Schémas de la diversité des espèces

Il existe clairement un centre de diversité autour de la Cross River / Oyono dans le sud-est du Nigeria et de la rivière Meme au Cameroun voisin, avec jusqu'à 14 espèces coexistant dans chacun de ces bassins versants. Il existe des centres secondaires de diversité dans le bassin de la rivière Ochi-Nakwa au Ghana et les rivières Cavally et St Paul au Libéria, chacun comptant jusqu'à 11 espèces. Sur les 26 espèces de crabes évaluées, 19 (73 %) sont endémiques à la région d'Afrique occidentale sur la base de leurs aires de répartition cartographiées, et les 12 espèces menacées d'extinction sont toutes endémiques à la région d'Afrique occidentale.

6.3.1 Tous les décapodes d'eau douce

A partir de la carte de la diversité des espèces de toutes les espèces indigènes de décapodes d'eau douce, un centre de diversité émerge clairement dans l'écorégion du Delta du Niger. En plus d'être un centre majeur de diversité des espèces, la région est également fortement touchée par les déversements de pétrole, qui contribuent au niveau de menace auquel sont confrontés bon nombre de ces espèces.

6.3.2 Espèces menacées

De la cartographie des aires de répartition des espèces menacées, un centre de menace émerge clairement, avec l'accent sur le Delta du Niger. Les trois espèces de crevettes En danger de trois familles se trouvent ici : *Desmocaris bislineata* (Desmocarididae), *Euryrhychnina edingtonae* (Euryrhychnidae) et *Potamalpheopshaugi* (Alpheidae), ainsi qu'une espèce de crabe Vulnérable *Potamonautes reidi*. Une autre zone associée à la rivière St Paul près de Bong Mine Town au Libéria abrite deux espèces EN de crabes d'eau douce : *Globonautes macropus* et *Liberonautes nanoides*. *Globonautes macropus*, le crabe des trous d'arbre, ne se trouve que dans l'habitat de la forêt pluviale à canopée fermée, tandis que *Liberonautes nanoides* est un crabe de rivière connu dans une seule localité de la grande rivière Saint-Paul (Cumberlidge & Sachs, 1989), mais il est probable

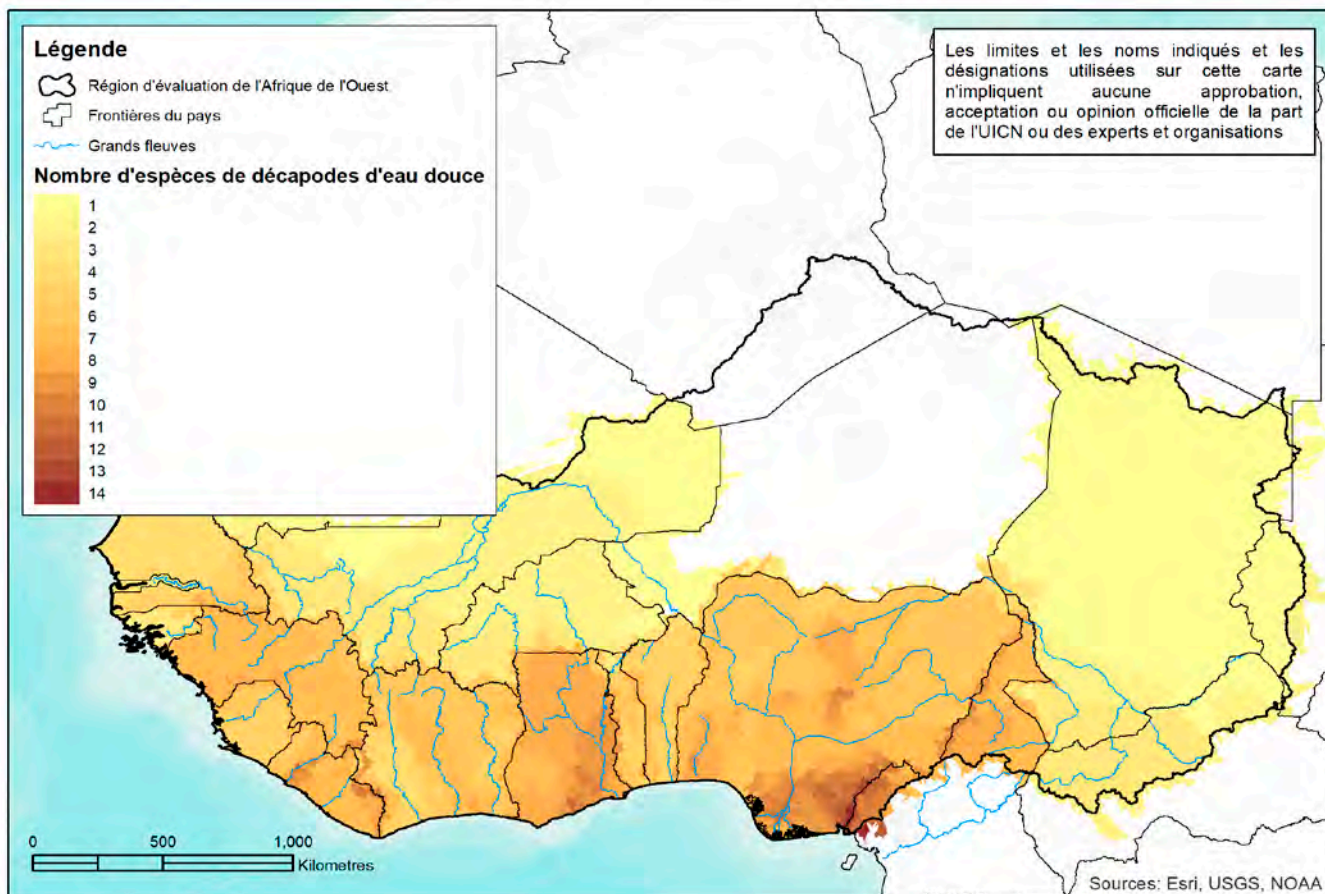


Figure 6.4 Diversité des espèces de décapodes d'eau douce en Afrique occidentale sur la base des cartes des aires de répartition de la Liste Rouge. Source : Compilée par les auteurs du rapport avec des données de la Liste rouge de l'UICN (2021).

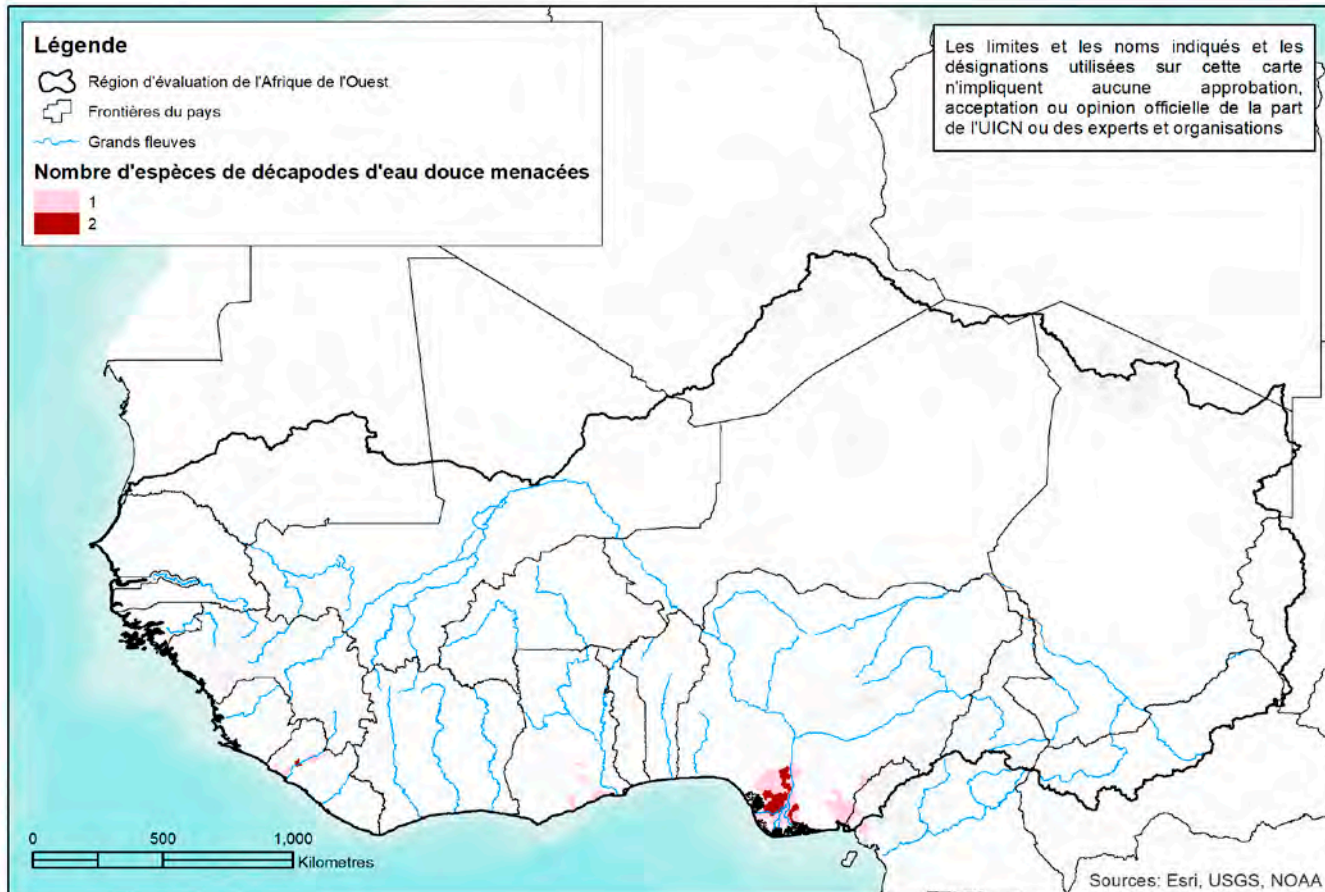


Figure 6.5 Diversité des espèces des décapodes d'eau douce menacés en Afrique occidentale sur la base des cartes de répartition de la Liste rouge. Source : Compilée par les auteurs du rapport avec des données de la Liste rouge de l'UICN (2021).

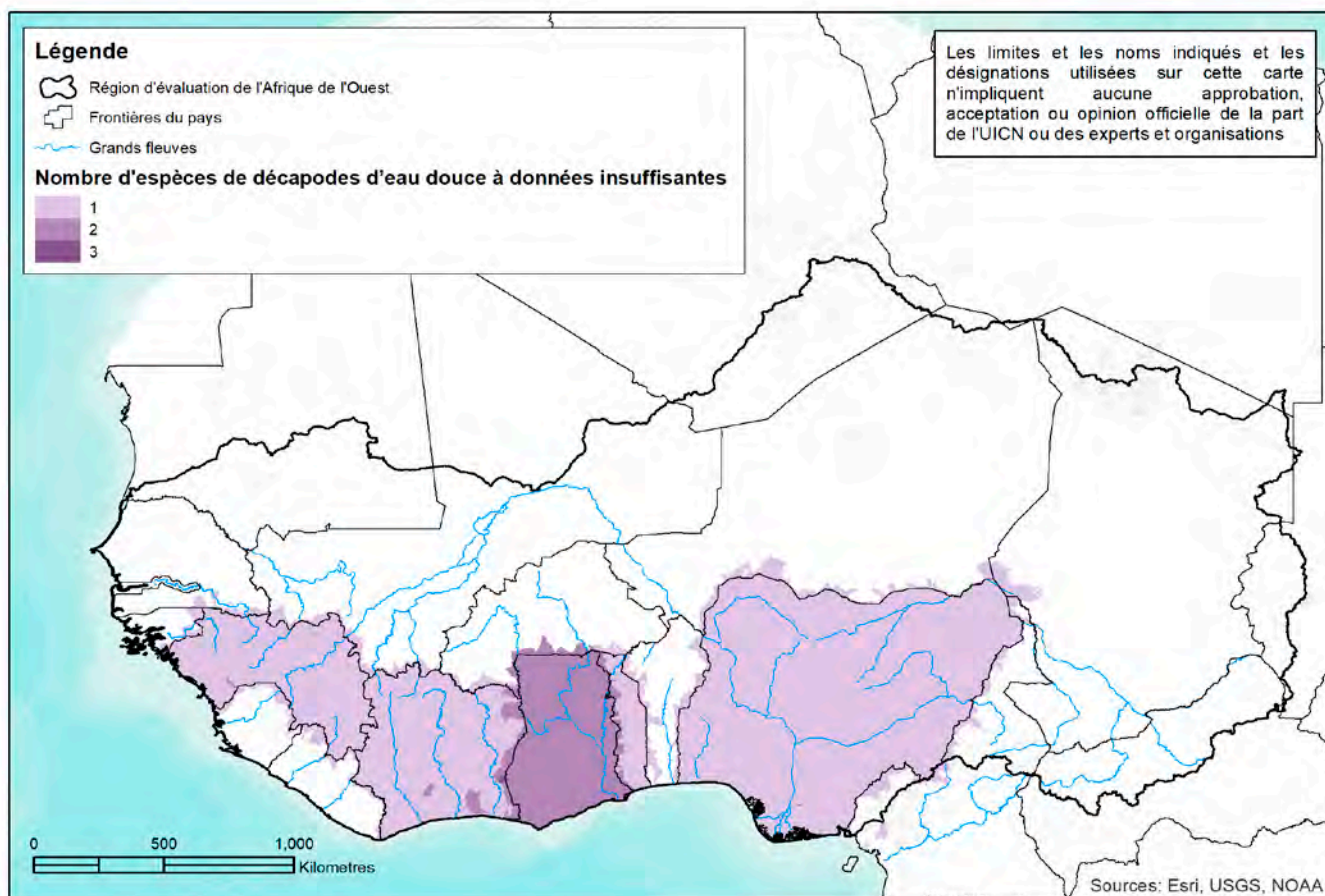


Figure 6.6. Diversité des espèces de décapodes d'eau douce à Données insuffisantes en Afrique occidentale sur la base des cartes des aires de répartition de la Liste rouge. Source : Compilée par les auteurs du rapport avec des données de la Liste rouge de l'UICN (2021).

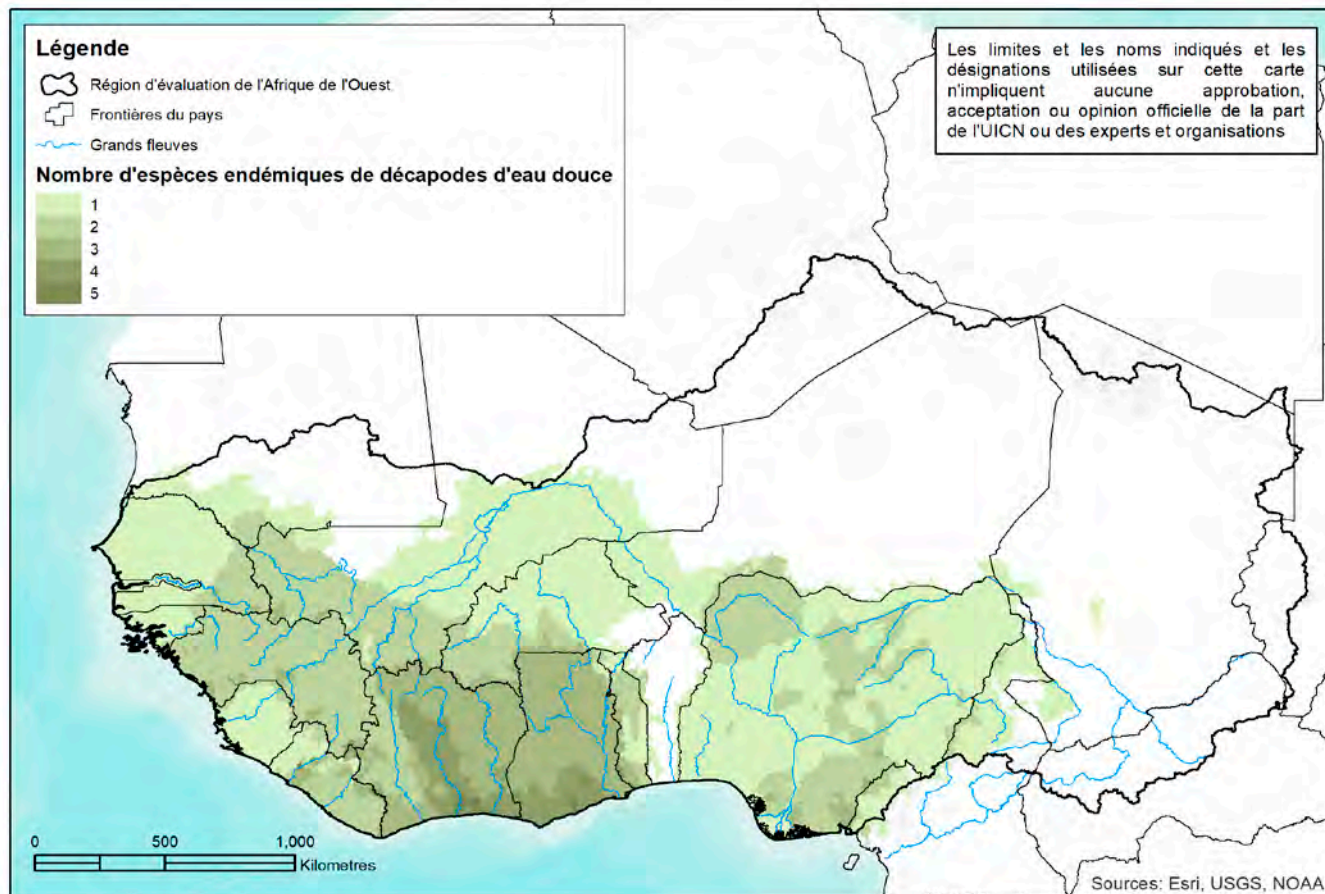


Figure 6.7. Diversité des espèces de décapodes d'eau douce endémiques à la région d'Afrique occidentale sur la base des cartes des aires de répartition de la Liste rouge. Source : Compilée par les auteurs du rapport avec des données de la Liste rouge de l'UICN (2021).

qu'il puisse également se trouver en amont et en aval de ce site (Cumberlidge & Daniels, 2020f).

6.3.3 Espèces à aire de répartition restreinte

Sur les 48 espèces de décapodes dont les aires de répartition existantes sont cartographiées, 21 ont des aires de moins de 10 000 km², ce qui en fait des espèces à aire de répartition restreinte aux fins de l'identification des KBA. Quinze espèces de crabes ont une aire de répartition connue de moins de 10 000 km², dont 10 espèces menacées et quatre espèces à Données insuffisantes. Six espèces de crevettes ont également une aire de répartition inférieure à 10 000 km², dont deux espèces sont menacées et trois à Données insuffisantes.

Une population d'*A. afzelii* (CR) en Sierra Leone a récemment été découverte (2021). Elle est considérée comme une espèce à aire de répartition restreinte car elle n'est connue que d'une seule localité. On ne pense plus qu'elle soit éteinte. Son habitat est confronté à des menaces immédiates de destruction par l'empiètement de l'agriculture et par la déforestation. L'évaluation CR reste soutenue.

Caridinagaesumi est la seule espèce avec une aire de répartition cartographiée ≤ 10 000 km² et pourtant non endémique à la région d'Afrique occidentale. L'espèce a été décrite en 2009 (Richard & Clark, 2009). Elle a été collectée dans deux rivières au Nigeria en 1975, ainsi que dans un canal d'irrigation sur une plantation en Zambie en 1981, indicatif d'une plasticité écologique considérable. Compte tenu de la vaste distribution réputée de l'espèce connue à partir de deux sites distants de plus de 3 000 km, sans aucune menace majeure connue, l'espèce est considérée Préoccupation mineure (De Grave, 2013). Cependant, seule l'aire de répartition existante connue est cartographiée, sur la base de ces trois localités, ce qui la rend restreinte jusqu'à ce que d'autres enregistrements soient confirmés ou qu'une aire de répartition présumée « possiblement existante » soit cartographiée.

6.3.4 Espèces à Données insuffisantes

Voir la figure 6.6. à la page précédente.

6.3.5 Espèces endémiques régionales

Sur les 48 espèces dont l'aire de répartition est cartographiée, 30 espèces sont restreintes à la région d'Afrique de occidentale, dont 20 des 21 espèces à aire de répartition restreinte (à l'exclusion de *Cardinia gaesumi*) plus 10 espèces à aire de répartition plus large. Sur les 10 espèces endémiques régionales supplémentaires avec des aires de répartition supérieures à 10 000 km², il y a sept crabes (une espèce menacée *Potamonautesreidi* (VU) et

six espèces de Préoccupation mineure), et trois crevettes, *Caridinopsischevalieri* (LC), *Euryrhynchinaedingtonae* (EN) et *Macrobrachiumraridens* (DD).

6.4 Principales menaces pesant sur les décapodes d'eau douce

Les menaces pesant sur les espèces sont identifiées dans le cadre du processus d'évaluation de la Liste rouge. Des menaces sont identifiées pour 25 des 26 espèces de crabes (toutes sauf *Potamonautes lipkei* (DD)) et pour quatre espèces menacées de crevettes. Il convient de noter qu'il s'agit d'évaluations à l'échelle mondiale et que les menaces identifiées ne sont pas spatialement explicites mais décrivent les menaces auxquelles sont confrontées ces espèces dans toute leur aire de répartition mondiale. Néanmoins, la majorité des espèces ont toute leur aire de répartition mondiale limitée à la région et donc toutes les menaces sont implicitement jouées dans la région. Les chiffres de figure 6.8 représentent le nombre d'espèces décapodes d'eau douce pour lesquelles chaque menace est identifiée.

6.4.1 Agriculture et aquaculture

L'agriculture et l'aquaculture sont la plus grande menace à laquelle sont confrontées les espèces de décapodes d'eau douce d'Afrique occidentale, affectant 35 espèces (65%) selon les évaluateurs. Ces menaces sont principalement posées par l'agriculture industrielle et les petites exploitations agricoles.

6.4.2 Utilisation des ressources biologiques

L'utilisation des ressources biologiques affecte 28 espèces (52%), les principales menaces provenant de l'exploitation forestière et de la récolte de bois affectant 22 espèces et la récolte à petite échelle.

6.4.3 Pollution

La pollution est explicitement identifiée comme une menace pour 25 espèces (46 %), l'agriculture, les eaux usées domestiques et urbaines et les effluents industriels étant cités comme les menaces communes. Le Delta du Niger au Nigeria souffre en général d'une importante dégradation de l'environnement due aux marées noires répétées. Tout déversement de pétrole peut avoir un impact disproportionné sur les espèces dont l'aire de répartition est restreinte dans le delta, telles que les crevettes *Desmocaribislineata* (EN) et *Euryrhynchinaedingtonae* (EN). Le seul endroit où récemment cette dernière espèce a été enregistrée (la rivière Ikpoba) est très pollué en raison des effluents domestiques et industriels de Benin City.

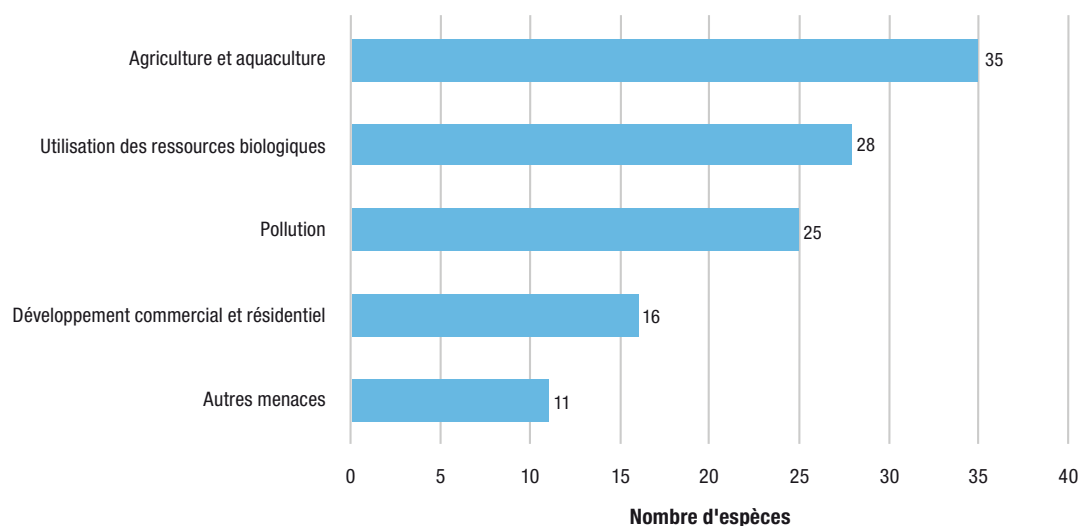


Figure 6.8. Principales menaces pesant sur les décapodes d'eau douce en Afrique occidentale. Source : Compilée par les auteurs du rapport avec des données de la Liste rouge de l'UICN (2021).

6.4.4 Développement résidentiel et commercial

Le développement résidentiel et commercial est répertorié comme une menace dans 16 (30 %) des évaluations de la Liste rouge des décapodes d'eau douce.

6.4.5 Autres menaces

Les autres menaces comprennent la production d'énergie et l'exploitation minière (3%), les modifications des systèmes naturels (3%), les espèces envahissantes et autres espèces problématiques, les gènes et les maladies (3%) et les intrusions et perturbations humaines (2%).

6.5 Actions de recherche et de conservation recommandées

6.5.1 Recherche recommandée

Comme pour les autres groupes taxonomiques d'eau douce évalués, on sait très peu de choses sur la répartition de nombreuses espèces de décapodes d'eau douce en Afrique occidentale. Sans ces informations de base, il est difficile de porter des jugements éclairés quant à leur état de conservation actuel. En témoigne le fait que 25 % des espèces connues dans la région sont évaluées comme étant à Données insuffisantes (tableau 6.1). De plus, sans données récentes sur la répartition, il est difficile de suivre les changements dans l'état de conservation de l'espèce. Les sujets de recherche les plus fréquemment cités et recommandés pour les décapodes d'eau douce étaient la *taille* et les *tendances de la population*, et la *répartition* (24 % de toutes les recherches recommandées), le *cycle de vie* et l'*écologie* (23 %) et les menaces (22 %) (figure 6.9).

Des enquêtes récentes ont permis de redécouvrir plusieurs espèces « perdues » de crabes d'eau douce telles que *Afrithelphusaafzelii* (CR), *A. leonensis* (CR), *Liberonautesrubigimanus* (VU) et *L. nimba* (VU), et il est encore possible de découvrir de nouvelles espèces, par exemple *Euryrhynchina puteola* (DD) collecté en 2012, décrit en 2017. Cependant, plusieurs espèces n'ont pas été observées depuis un demi-siècle ; *Potamonautestriangulus* (VU), 1950 ; *Potamonautes senegalensis* (DD), 1960 ; *Sudanonautesnigeria* (DD), 1973. Même pour les espèces récemment redécouvertes, nous ne comprenons pas suffisamment la taille, la répartition et les tendances de leurs populations, et elles restent fortement menacées. Des recherches plus poussées dans ces domaines seront vitales pour assurer leur survie continue.

6.5.2 Actions de conservation recommandées

Quelque 63 % des actions de conservation recommandées par les évaluateurs étaient des banques de gènes de ces espèces (figure 5.7). Cela contribuerait à assurer la préservation du matériel génétique comme police d'assurance contre l'extinction, mais aussi en séquençant les génomes de ces espèces et en les ajoutant à une bibliothèque génomique permettrait de les identifier plus facilement à l'aide d'enquêtes ADN.

La gestion du site a été identifiée comme une autre mesure de conservation recommandée. Plusieurs Zones clés pour la biodiversité (KBA) potentielles ont été identifiées pour les espèces de décapodes (voir chapitre 9) mais ne peuvent être confirmées que lorsque la confirmation récente de la présence de l'espèce sur ces sites est révélée.

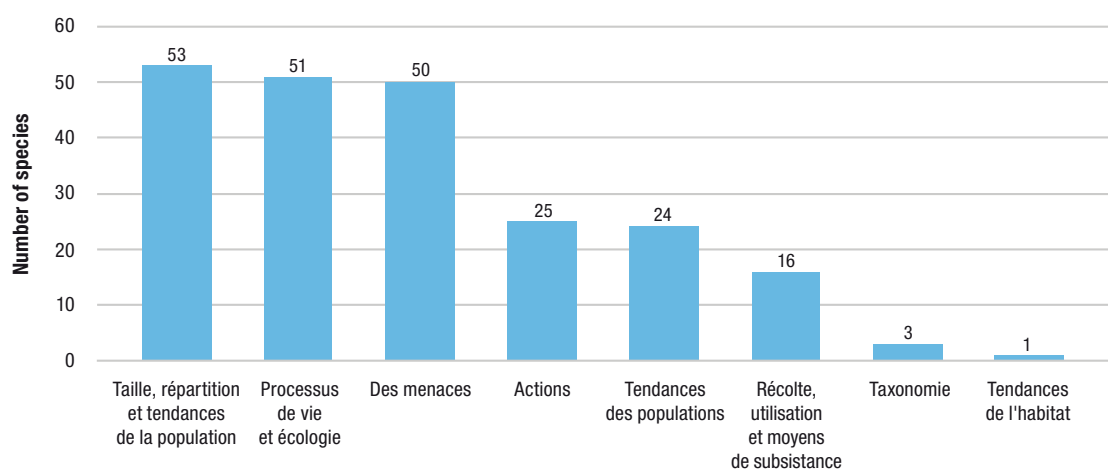


Figure 6.9. Recherche recommandée pour les décapodes d'eau douce d'Afrique occidentale. Source : Compilée par les auteurs du rapport avec des données de la Liste rouge de l'UICN (2021).

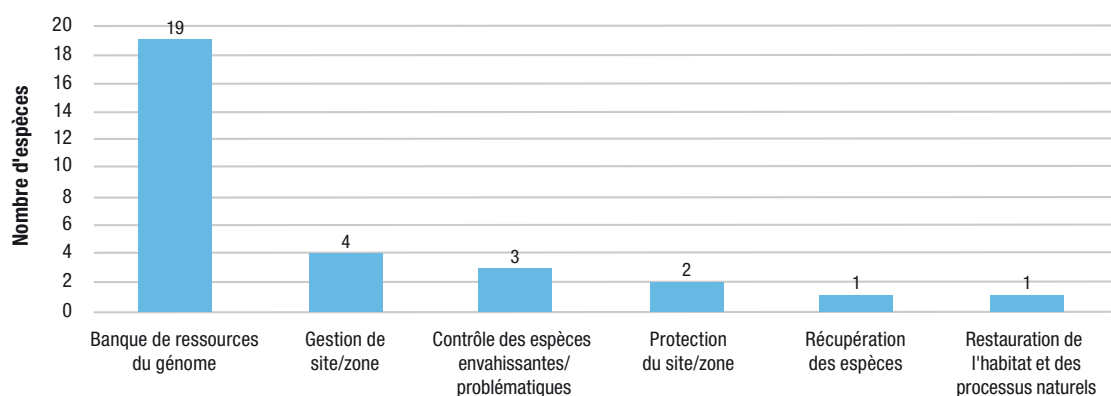


Figure 6.10. Actions de conservation recommandées pour les décapodes d'eau douce d'Afrique occidentale. Source : Compilée par les auteurs du rapport avec des données de la Liste rouge de l'UICN (2021).

Références

- Cumberlidge, N. (2020). IUCN Red List of Threatened Species: *Potamonemus sachsi*. *IUCN Red List of Threatened Species*. [Online] Available from: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T134901A157311477.en> [Accessed: 12 July 2021].
- Cumberlidge, N. (1999). *The freshwater crabs of West Africa : family Potamonautidae*. Faune et Flore Tropicales No. 35. Paris, Institut de Recherche pour le Développement.
- Cumberlidge, N. & Daniels, S. (2020a). IUCN Red List of Threatened Species: *Afrithelphusa afzelii*. *IUCN Red List of Threatened Species*. [Online] Available from: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T594A134452404.en> [Accessed: 21 April 2021].
- Cumberlidge, N. & Daniels, S. (2020b). IUCN Red List of Threatened Species: *Afrithelphusa gerhildae*. *IUCN Red List of Threatened Species*. [Online] Available from: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T593A134452648.en> [Accessed: 12 July 2021].
- Cumberlidge, N. & Daniels, S. (2020c). IUCN Red List of Threatened Species: *Afrithelphusa leonensis*. *IUCN Red List of Threatened Species*. [Online] Available from: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T592A134452646.en> [Accessed: 12 July 2021].
- Cumberlidge, N. & Daniels, S. (2020d). IUCN Red List of Threatened Species: *Liberonautes grandbassa*. *IUCN Red List of Threatened Species*. [Online] Available from: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T134632A134453689.en> [Accessed: 12 July 2021].
- Cumberlidge, N. & Daniels, S. (2020e). IUCN Red List of Threatened Species: *Liberonautes lugbe*. *IUCN Red List of Threatened Species*. [Online] Available from: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T134522A134454283.en> [Accessed: 12 July 2021].
- Cumberlidge, N. & Daniels, S. (2020f). IUCN Red List of Threatened Species: *Liberonautes nanoides*. *IUCN Red List of Threatened Species*. [Online] Available from: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T134052A134454538.en> [Accessed: 12 July 2021].
- Cumberlidge, N. & Daniels, S. (2020g). IUCN Red List of Threatened Species: *Liberonautes nimba*. *IUCN Red List of Threatened Species*. [Online] Available from: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T134052A134454538.en> [Accessed: 12 July 2021].

- List of Threatened Species*. [Online] Available from: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T134444A134454771.en> [Accessed: 12 July 2021].
- Cumberlidge, N. & Daniels, S. (2020h). IUCN Red List of Threatened Species: *Liberonautes rubigimanus*. *IUCN Red List of Threatened Species*. [Online] Available from: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T134577A134455325.en> [Accessed: 12 July 2021].
- Cumberlidge, N. & Daniels, S. (2020i). IUCN Red List of Threatened Species: *Potamonautes lipkei*. *IUCN Red List of Threatened Species*. [Online] Available from: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T70869685A70915681.en> [Accessed: 12 July 2021].
- Cumberlidge, N. & Daniels, S. (2020j). IUCN Red List of Threatened Species: *Potamonautes reidi*. *IUCN Red List of Threatened Species*. [Online] Available from: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T134731A134455919.en> [Accessed: 12 July 2021].
- Cumberlidge, N. & Daniels, S. (2020k). IUCN Red List of Threatened Species: *Potamonautes senegalensis*. *IUCN Red List of Threatened Species*. [Online] Available from: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T134599A134456126.en> [Accessed: 12 July 2021].
- Cumberlidge, N. & Daniels, S. (2020l). IUCN Red List of Threatened Species: *Potamonautes triangulus*. *IUCN Red List of Threatened Species*. [Online] Available from: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T134306A134456317.en> [Accessed: 12 July 2021].
- Cumberlidge, N., Ng, P.K.L., Yeo, D.C.J., Magalhães, C., et al. (2009). Freshwater crabs and the biodiversity crisis: Importance, threats, status, and conservation challenges. *Biological Conservation*. [Online] 142 (8), 1665–1673. Available from: <https://www.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.038>.
- Cumberlidge, N. & Sachs, R. (1989). Three new subspecies of the West African freshwater crab *Liberonautes latidactylus* (Deman, 1903) from Liberia with notes on their ecology. *Zeitschrift für Angewandte Zoologie*. 76, 425–439.
- Daniels, S.R., McLeod, C., Carveth, C., Mexim, K.K., et al. (2016). Examining the Evolutionary Relationships Amongst Three Species of West African Freshwater Crabs *Liberonautes* Bott, 1955 (Brachyura: Potamonautidae) Using MTDNA Sequence Data. *Journal of Crustacean Biology*. [Online] 36 (5), 731–739. Available from: <https://www.doi.org/10.1163/1937240X-00002460>.
- De Grave, S. (2013). IUCN Red List of Threatened Species: *Caridina gaesumi*. *IUCN Red List of Threatened Species*. [Online] Available from: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T197747A2498386.en> [Accessed: 12 July 2021].
- De Grave, S., Piscart, C., Kayo, R.P.T. & Anker, A. (2017). A new groundwater-dwelling species of Euryrhynchina from Cameroon (Malacostraca, Decapoda, Euryrhynchidae). *Zootaxa*. [Online] 4254 (1), 120–126. Available from: <https://www.doi.org/10.11646/zootaxa.4254.1.8>.
- Đuriš, Z. & Koch, M. (2010). *Potamonautes lipkei*, a new species of African freshwater crab (Decapoda, Potamonautidae) from Senegal. *Studies on Malacostraca: Lipke Bijdeley Holthuis Memorial Volume*. [Online] 219–229. Available from: https://www.doi.org/10.1163/9789047427759_014.
- Holthuis, L.B. (1951). The Caridean Crustacea of tropical West Africa. *Atlantide Report: Scientific Results of the Danish Expedition to the Coasts of Tropical West Africa 1945-1946*. (2), 7–187.
- Powell, C. (1976). Two new freshwater shrimps from West Africa: the first Euryrhynchinids (Decapoda Palaemonidae) reported from the old world. *Revue de Zoologie africaine*. 90 (4), 883–902.
- Powell, C.B. (1977). A revision of the African freshwater shrimp genus *Desmocarid* Sollaud, with ecological notes and description of a new species (Crustacea Decapoda Alaemonidae). *Revue de Zoologie africaine*. 91 (3), 649–674.
- Powell, C.B. (1979). Three alpheid shrimps of a new genus from West African fresh and brackish waters: taxonomy and ecological zonation (Crustacea Decapoda Natantia). *Revue de Zoologie africaine*. 93 (1), 116–150.
- Richard, J. & Clark, P.F. (2009). African *Caridina* (Crustacea: Decapoda: Caridea: Atyidae): redescrptions of *C. africana* Kingsley, 1882, *C. togoensis* Hilgendorf, 1893, *C. natalensis* Bouvier, 1925 and *C. roubaudi* Bouvier, 1925 with descriptions of 14 new species. *Zootaxa*. [Online] 1995 (1), 1–75. Available from: <https://www.biotaxa.org/Zootaxa/article/view/zootaxa.1995.1.1>.
- Richard, J. & Clark, P.F. (2010). *Caridina* H. Milne Edwards, 1837 (Crustacea: Decapoda: Caridea: Atyoidea: Atyidae) – freshwater shrimps from eastern and southern Africa. *Zootaxa*. 2372, 305–337.
- Smith, K.G., Diop, M.D., Niane, M. & Darwall, W.R.T. (2009). *The Status and Distribution of Freshwater Biodiversity in Western Africa*. [Online]. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, International Union for Conservation of Nature (IUCN). Available from: <https://portals.iucn.org/library/node/9638>.
- Union internationale pour la conservation de la nature (IUCN). (2012). *Catégories et Critères de la Liste rouge de l’IUCN : Version 3.1. Deuxième édition*. Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni : IUCN. vi + 32pp. Originellement publié en tant que *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition*. (Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN, 2012). [Online]. Available from: <https://portals.iucn.org/library/node/10317> [Accessed 14 April 2021].

Chapitre 7

L'état et la répartition des plantes aquatiques en Afrique occidentale

Niang-Diop, F. ¹, Diop, M.¹, Starnes, T. ²

Sommaire

7.1 Aperçu de la flore aquatique d'Afrique occidentale.....	82
7.2 Etat de conservation	83
7.2.1 Espèces en danger critique d'extinction	84
7.2.2 Espèces menacées	86
7.2.3 Espèces vulnérables.....	87
7.2.4 Espèces éteintes.....	87
7.3 Diversité globale des espèces.....	88
7.3.1 Diversité globale des espèces	88
7.3.2 Diversité des espèces menacées	88
7.3.3 Diversité des espèces endémiques régionales.....	91
7.3.4 Diversité des espèces à données insuffisantes	91
7.4 Menaces pesant sur les espèces.....	91
7.5 Actions de conservation et de recherche recommandées.....	92
Références	93

7.1 Aperçu de la flore aquatique d'Afrique occidentale

Les types d'habitats variés et les niveaux élevés de précipitations dans certaines parties de l'Afrique occidentale donnent lieu à une grande diversité de flore aquatique et semi-aquatique dans la région. Les écorégions de la Haute et de la Basse Guinée abritent certains des niveaux les plus élevés de diversité végétale et d'endémisme en Afrique (Linder, 2001).

Il existe différentes définitions des plantes aquatiques ou des hydrophytes, comme on les appelle parfois, mais elles incluent toutes les plantes adaptées à la croissance dans des habitats gorgés d'eau. Celles-ci vont des eaux profondes aux tourbières et marais, et comprennent des zones inondées de façon saisonnière et permanente. Des modifications physiologiques et morphologiques permettent à ces plantes de s'épanouir là où d'autres mourraient. Bien que morphologiquement diverses avec des adaptations aux habitats aquatiques dans de nombreux groupes de plantes différents, certaines formes de croissance essentielles sont répandues et peuvent être classées sous deux grands types

d'habitats. Les premiers d'entre eux, les héliophytes, sont enracinés sous l'eau mais produisent des tiges émergentes qui portent des feuilles et des parties reproductrices au-dessus de l'eau et les seconds sont les hydrophytes, adaptés pour vivre immergés dans l'eau ou à la surface de l'eau. Ces dernières sont divisées en espèces ayant des racines fixées dans le substrat sous-jacent, flottant librement, ayant des feuilles et/ou des organes reproducteurs immergés sous l'eau ou à la surface de l'eau, ou ayant des feuilles et/ou des organes reproducteurs au-dessus de l'eau (Ranarijaona, 1999). Les plantes adaptées pour survivre à des conditions salines telles que les marais salants, appelées halophytes, sont exclues de cette étude.

La présence de plantes aquatiques dépend en grande partie de la profondeur et de la vitesse d'écoulement de l'eau, ainsi que de la qualité de l'eau. Certaines espèces préfèrent les eaux stagnantes ou au moins calmes (conditions lenticques) – lacs, étangs, marais et tourbières. Ces espèces lenticques, comme les nénuphars (*Nymphaea spp.*), sont enracinées dans le lit du plan d'eau. Les espèces flottantes comprennent les lentilles d'eau (*Lemna et Wolffia spp.*) et la jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes*). D'autres espèces

¹ Institut des Sciences de l'Environnement, Faculté des Sciences et Techniques, Université Cheikh Anta Diop, Sénégal

² Unité de la biodiversité d'eau douce, Programme mondial sur les espèces, UICN (Union internationale pour la conservation de la nature), David Attenborough Building, Pembroke Street, Cambridge, CB2 3QZ, Royaume Uni



Figure 7.1 *Nymphaea micrantha*, un nénuphar typique d'Afrique occidentale. © Fatimata Niang-Diop

Tableau 7.1 Nombre d'espèces de plantes aquatiques indigènes et endémiques par catégorie de la Liste rouge en Afrique occidentale. Les chiffres entre parenthèses renvoient à l'évaluation précédente (Smith et al., 2009) et incluent les évaluations régionales. Source: Compilée par les auteurs du rapport avec des données provenant de la Liste rouge de l'UICN (2021) et Smith et al. (2009).

Catégorie de la Liste rouge de l'UICN	Nombre d'espèces indigènes	Nombre d'espèces endémiques régionales
Eteinte (EX)	3	(0)
Eteint à l'état sauvage (EW)	0	(0)
En danger critique (CR)	9 (2)	3 (2)
Menacée (EN)	5 (0)	2 (0)
Vulnérable (VU)	3 (5)	3 (2)
Quasi menacée (NT)	2 (5)	0 (2)
Préoccupation mineure (LC)	449 (356)	169 (11)
Données insuffisantes (DD)	15 (104)	9 (25)
TOTAL	486 (472)	186 (42)

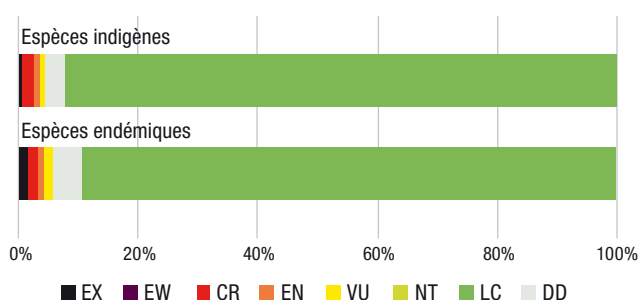


Figure 7.2 Pourcentage d'espèces de plantes d'eau douce évaluées selon les catégories de la Liste rouge de l'UICN en Afrique de occidentale. Source: Compilée par les auteurs du rapport avec des données provenant de la Liste rouge de l'UICN (2021).

prolifèrent dans les eaux courantes (conditions lotiques) – rivières, ruisseaux, torrents et cascades, où les espèces flottantes sont généralement absentes. Enfin, certaines espèces sont attachées aux roches immergées et sont capables de résister à des débits d'eau exceptionnellement élevés, notamment les membres des Hydrostachyaceae et des Podostemaceae.

7.2 Etat de conservation

Ce résumé fait référence à l'évaluation des espèces d'eau douce dans la région d'Afrique occidentale sur la base des catégories et critères de la Liste rouge de l'UICN (Union internationale pour la conservation de la nature (UICN), 2012). Quelque 486 espèces végétales poussant dans les zones d'eau douce et les zones humides sont incluses dans cette analyse (tableau 7.1). Des évaluations de la Liste rouge ont été menées pour 382 espèces. Les 104 espèces restantes ont déjà été récemment évaluées en 2015. 43 autres espèces de plantes aquatiques, 13 Lentibulariaceae et 30 Podostemaceae n'ont pas été finalement évaluées dans ce travail.

Sur les 486 espèces évaluées, 17 espèces appartiennent à l'une des catégories menacées : neuf espèces sont classées En danger critique d'extinction (CR), cinq espèces sont en Danger (EN) et trois espèces sont Vulnérables (VU) (tableau 7.1).

Trois espèces ont été évaluées comme Eteintes (EX). Il s'agit de *Scleriachevalieri* (étendu du Burkina faso au Sénégal),



Figure 7.3 *Dopatrium senegalense* est une espèce largement répandue sans menace majeure, classée Préoccupation mineure. Cette espèce colonise les endroits humides comme les rizières. Cette plante au Sénégal est en pleine floraison. © Attila Mesterházy

Eriocaulon inundatum (distribué du Sénégal au Mali au Sénégal) et *Eriocaulon jordanii* (reparti du Bénin au Togo) (tableau 7.1).

Au total, 449 espèces ou 92 % de toutes les plantes aquatiques indigènes de la région sont classées à l'échelle mondiale Préoccupation mineure (LC) (tableau 7.1, figure 7.2). Cette majorité d'espèces est plus élevée par rapport aux espèces de cette catégorie évaluées dans les écosystèmes d'eau douce en Afrique du Nord où seuls 266 taxons sont identifiés comme LC. D'une part, ce constat révèle un aspect positif par rapport à l'état actuel de la biodiversité végétale d'eau douce, d'autant plus que les menaces présentes continuent de s'intensifier au fur et à mesure qu'elles se multiplient. En revanche, les efforts qui seront faits dans la protection de cette flore seront moins orientés dans leur globalité, vers cette majorité.

Il existe une bonne documentation sur l'état du risque d'extinction des plantes d'eau douce évalué jusqu'à présent dans cette région. Cependant, peu d'entre elles (15 espèces ou 2%) ont été classées dans la catégorie Données insuffisantes (DD). Dans la région d'Afrique occidentale, une évolution de la disponibilité des données sur les plantes a été signalée dans la mesure où les espèces classées comme DD étaient au moment de la dernière évaluation environ sept fois plus élevées que celles obtenues dans cette étude. Il faut toutefois mentionner que l'absence d'information sur ces taxons n'exclut en rien l'existence d'une menace dont le

degré reste à déterminer. L'insuffisance de données sur cette catégorie à DD constitue une limite à la connaissance de la flore aquatique ouest africaine.

7.2.1 Espèces en danger critique d'extinction

***Wahlenbergia tibestica* (Campanulaceae)**

Wahlenbergia tibestica est une plante annuelle ou hydrophyte que l'on trouve dans les lacs, marais et étangs d'eau douce saisonniers ou intermittents. Cette espèce n'a été collectée qu'une seule fois, au Tibesti (Tchad). Son écologie n'est pas claire, mais la plante est considérée comme endémique à la région. Il a une zone d'occupation (AOO) de 4 km². Compte tenu du climat rigoureux dans le nord du Tchad, en particulier pour une plante aquatique, nous prévoyons un déclin continu de la superficie, de l'étendue et/ou de la qualité de l'habitat.

***Bolboschoenus grandispicus* (Cyperaceae)**

Bolboschoenus grandispicus n'a été signalé qu'au Sénégal, en Guinée-Bissau et au Cap Vert. Cependant, elle est maintenant considérée comme limitée au Sénégal. Cette espèce se trouve au bord des marécages dans les dépressions d'eau douce derrière les dunes côtières. L'espèce est classée en danger critique d'extinction sur la base d'une zone d'occurrence restreinte de 4 km² et de sa présence à un endroit, sur la base de la menace de dégradation de l'habitat, ce qui entraîne un déclin continu de l'habitat. La seule sous-population récemment confirmée et

actuellement existante se trouve près de Dakar (Rufisque), a été trouvée en 2014 (A. Mesterházy, obs. pers. 2014).

***Elatine fauquei* (Elatinaceae)**

La plante n'est connue que de la localité type, le Ravin Balassogo (Balasoko) au Mali, dans ou autour d'une fontaine (source) dans une vallée caillouteuse. Sa zone d'occurrence est très faible à 4 km² et elle est présente à un seul endroit en raison de la menace des activités récréatives. Étant donné que ce type d'habitat est très fragile, nous pouvons en déduire un déclin continu de la zone d'occupation et de la superficie, de l'étendue et/ou de la qualité de l'habitat.

***Eriocaulon adamesii* (Eriocaulaceae)**

Eriocaulon adamesii (CR (Possiblement éteinte)) est une espèce endémique rare en Afrique occidentale, connue à partir de quelques collections de la Sierra Leone (Hepper, 2000) et une du Libéria, collectée principalement dans les années 1960. Récemment, aucune de ces collections n'a été reconfirmée. Cependant, certains sites potentiels nécessitent une étude pour cette espèce car il reste encore des habitats naturels qui peuvent être trouvés à proximité de la localité type. La menace la plus importante est la dégradation de l'habitat en raison de l'augmentation de l'activité humaine, telle que la construction de maisons, de fermes et de plantations, et cela a entraîné un déclin continu de l'étendue et de la qualité de l'habitat. Si elle existe, l'espèce devrait avoir une zone d'occupation d'au plus 8 km².

***Eriocaulon obtriangulare* (Eriocaulaceae)**

Eriocaulon obtriangulare (CR (Possiblement éteinte)) n'a été collectée qu'une seule fois en Côte d'Ivoire en 1967. Bien que la localité type se trouve dans le Parc National de la Comoé, où l'influence des activités humaines est faible, cette espèce n'a pas été trouvée depuis la collection. La localité type a été visitée en 2013, mais cette espèce n'a pas été trouvée (A. Mesterházy obs. pers. 2013). Comme le site se trouve au nord de la région de forêt et de savane, les périodes sèches pourraient s'allonger à l'avenir avec des précipitations annuelles plus faibles en raison du changement climatique, ce qui pourrait avoir un effet négatif sur les mares temporaires. Comme cette espèce n'a pas été trouvée depuis 1967, mais qu'il reste des habitats convenables dans le parc national de la Comoé où l'espèce pourrait apparaître à l'avenir, elle est classée En danger critique d'extinction (Possiblement éteinte). Des prospections supplémentaires sont nécessaires pour rechercher cette espèce dans le Parc National de la Comoé. Les spécimens types sont tous incomplets et le statut taxonomique de cette espèce n'est donc pas clair, et des recherches supplémentaires sont recommandées.

***Inversodicraea abbayesii* (Podostemaceae)**

Inversodicraea abbayesii (CR (Possiblement éteinte)) a déjà été évalué comme *Ledermaniella abbayesii* (DD) en 2008

(Diop, 2010). Depuis lors, l'espèce a été transférée dans le genre *Inversodicraea* (Cheek et al., 2017), et une enquête ciblée sur les Podostemaceae incluant cette espèce a été réalisée en janvier 2018, ce qui a permis d'obtenir de nouvelles données permettant une évaluation révisée (Cheek & Diop, 2018).

Inversodicraea abbayesii est endémique à la Guinée, collectée par Des Abbayes c. 1950, et connue seulement de la seule collection qu'il a faite à cette époque de la Grande Chute de Kinkon, près de Pita dans les Hautes Terres du Fouta Djallon. Des Abbayes a observé qu'elle a émergé pour fleurir des eaux vives des chutes elles-mêmes. En janvier 2018, une équipe de l'Herbier National de Guinée avec le RBG Kew (financé par un projet de l'Initiative Darwin sur les Zones Végétales Importantes de Guinée), expert en Podostemaceae, a visité les chutes à la meilleure saison pour redécouvrir cette espèce (Couch et al., 2019). Ils ont constaté que l'espèce était absente, probablement parce qu'un barrage hydroélectrique construit après la collecte de l'espèce a détourné une grande partie du débit de la rivière autour des chutes et a probablement modifié le modèle hydrologique naturel. De plus, la rivière alimentant les chutes transporte de grandes quantités de limon (déposé sur les rochers de la berge) et est contaminée dans son parcours à travers la ville de Pita où elle est utilisée pour la lessive et à d'autres fins. Bien que localement éteinte dans la localité type, l'espèce peut encore être trouvée sur d'autres sites, puisque plusieurs chutes en Guinée n'ont jamais été échantillonnées pour leurs plantes. Cependant, de nombreuses espèces de cette famille sont endémiques à un seul site, il ne peut donc être exclu que cette espèce soit éteinte à l'échelle mondiale. L'espèce est donc classée En danger critique d'extinction (Possiblement éteinte) (Cheek & Diop, 2018).

***Inversodicraea pygmaea* (Podostemaceae)**

Inversodicraea pygmaea (CR (Possiblement éteinte)) n'est connue que d'une seule localité : les cascades des Grandes Chutes de Kindia en Guinée. En janvier 2018, une équipe de quatre personnes de l'Herbier National de Guinée avec le RBG Kew expert en Podostemaceae, a visité les chutes à la meilleure saison spécialement pour redécouvrir cette espèce (Cheek, 2018). Ils ont constaté que cette espèce et toutes les autres espèces de Podostemacées étaient absentes, y compris même la plus répandue, la plus commune et la plus tolérante sur le plan écologique, *Tristicha trifaria*. Un barrage hydroélectrique construit en 1962 après la découverte de l'espèce a détourné une grande partie du débit de la rivière autour des chutes et a modifié le modèle hydrologique naturel. De plus, le cours d'eau en aval du barrage est contaminé là où il est utilisé pour la lessive et comme latrines, ce qui explique la forte croissance d'algues, hostiles aux Podostemaceae, qui sont associées à une eau propre et pauvre en nutriments.

***Stonesia fascicularis* (Podostemaceae)**

Stonesia fascicularis (CR (Possiblement éteinte)) n'est connue que de la localité type, Grandes Chutes de Kinkon, près de Pita dans les hauts plateaux du Fouta Djallon, c. 1950 (Cheek & Ouedraogo, 2018a), selon *I. abbayesii* (Cheek & Diop, 2018).

***Stonesia gracilis* (Podostemaceae)**

Précédemment évaluée DD par (Ouedraogo, 2010) sur la base d'informations éparses et erronées, l'évaluation de *Stonesia gracilis* a été mise à jour et révisée à CR (Possiblement éteinte) en 2018 par Cheek et Ouedraogo (2018b). Cette espèce, avec *Inversodicraea pygmaea*, n'est connue que des Grandes Chutes, Kindia mais s'est récemment avérée absente du site (Cheek et Ouedraogo, 2018b). Il semble qu'il n'y ait aucune preuve de mention de cette espèce au Cameroun et en Sierra Leone, bien que l'occurrence dans cette dernière soit possible.

7.2.2 Espèces menacées

***Commelina ascendens* (Commelinaceae)**

Cette plante, connue du Nigeria et du Ghana, est une plante herbacée que l'on trouve dans les forêts primaires secondaires ou ouvertes, souvent au bord des rivières. Elle a une zone d'occupation de 60 km² et est menacé par une grave sécheresse, qui est exacerbée par le changement climatique. Un déclin continu de sa zone d'occurrence et de la qualité de son habitat est présumé.

***Cyperus lateriticus* (Cyperaceae)**

Cette espèce n'était connue que par le spécimen type collecté en 1953. Cependant, elle a récemment été signalée à la fois à la localité type (près de Tambacounda) et à un autre endroit (près de Kédougou) (A. Mesterhazy obs. pers.). La menace la plus importante est la dégradation de l'habitat en raison de l'augmentation des activités humaines (par exemple, l'agriculture et l'expansion urbaine), et l'augmentation de la fréquence des sécheresses diminuant la qualité de l'habitat et augmentant la fréquence et l'impact des feux de brousse pendant la saison sèche. La zone dans laquelle cette espèce est connue (les régions de Kédougou et de Tambacounda au Sénégal) est impactée par l'exploitation minière (en particulier l'exploitation artisanale de l'or). Elle n'est enregistrée dans aucune aire protégée, bien qu'elle puisse être présente dans le Parc National du Niokolo-Koba puisque cette aire protégée est située à proximité des deux sites connus au Sénégal. Des recherches supplémentaires sont nécessaires pour confirmer si cette espèce est endémique au Sénégal ou si elle est également présente de l'autre côté de la frontière en Guinée, ainsi que pour évaluer les tendances de la population et étudier les menaces qui pèsent sur cette espèce.

***Aldrovanda vesiculosa* (Droseraceae)**

Le « Waterwheel » *Aldrovanda vesiculosa* (EN) est une plante herbacée aquatique carnivore, vivace, flottant librement et sans racines connue dans 379 collections historiques naturelles de 43 pays (Cross & Adamec 2020). Cependant, cette espèce a décliné au cours du siècle dernier à seulement 50 localités existantes confirmées. Les deux tiers d'entre elles se trouvent dans une région de Pologne et d'Ukraine, les 18 sites restants étant dispersés sur quatre continents. En Afrique occidentale, des lieux historiques sont connues au Togo, au Ghana, au Tchad et au Cameroun, mais aucune d'entre elles n'a été récemment confirmée.

Au Cameroun, l'espèce a déjà été signalée sur les rives du lac Fianga près de la frontière avec le Tchad dans la région de l'Extrême-Nord (non vérifié depuis 1963), et à proximité du lac Bamendjing à la frontière entre les régions accidentées et montagneuses de occidentale et du Nord-Ouest (non vérifié depuis 1974). Au Tchad, l'espèce était connue de quatre sites près de Sarh, anciennement Fort Archambault, dans le delta du fleuve Chari, entre 1962 et 1968. Avec *A. vesiculosa* connu de la partie nord du lac Fianga au Cameroun, il est possible que l'occurrence de l'espèce s'étende de l'autre côté de la frontière dans les zones marécageuses bordant le lac dans le sud-ouest du Tchad. Au Ghana, l'espèce était connue dans les marécages près de Kete Krachi, dans la partie nord du grand lac Volta, et dans les marécages du delta de la Volta, à l'est de Dabala, dans la zone protégée de la lagune de Keta non vérifiée depuis 1963. Un deuxième emplacement ambigu est dans le lac Volta. Comme les milieux humides entourant cet immense lac sont nombreux, il est possible qu'un certain nombre de populations puissent exister dans la région (non vérifié depuis 1965). Au Togo, l'espèce était connue de la rivière Koumongou, près de la ville de Sansanné-Mango dans le nord (non vérifié depuis 1984).

Aldrovanda vesiculosa n'est protégée par la législation d'aucun pays africain et n'est inclus dans aucune initiative de conservation régionale.

***Najas hagerupii* (Hydrocharitaceae)**

Najas hagerupii (EN) a été collectée dans une localité de chacun des trois pays, Cameroun, Ghana et Mali. Celles-ci représentent trois emplacements en fonction de la menace du changement climatique et des phénomènes météorologiques violents. L'AOO est de 16 km². Cette espèce est présente dans les marais et les mares temporaires et permanentes, en eaux peu profondes et profondes. Les menaces comprennent les intrusions et les perturbations humaines, en particulier les activités récréatives, les modifications du système naturel, l'invasion d'espèces non indigènes, ainsi que les changements climatiques et les phénomènes météorologiques violents, caractérisés par des sécheresses et des températures extrêmes.



Figure 7.4 *Blyxa senegalensis* est une espèce peu commune confinée à l'Afrique occidentale, où elle peut être trouvée dans des mares temporaires. Ce spécimen a été recensé au Sénégal. © Attila Mesterházy

***Pandanus senegalensis* (Pandanaaceae)**

Cette espèce est un petit arbre qui pousse le long des rivières et des cascades dans une petite zone du sud-est du Sénégal, du Mali et du Burkina Faso. Cette espèce se trouve dans un habitat spécifique de forêt galerie et il y a probablement une pression croissante sur ce type de végétation pour le logement, l'urbanisation et l'agriculture à petite échelle de la part d'une population humaine croissante sur son aire de répartition. Alors qu'un spécimen (le type) provient d'une aire protégée ou à proximité, le Parc national du Niokolo-Koba au Sénégal, il n'est pas clair si le site se trouve réellement dans l'aire protégée, et l'arbre n'y a pas été collecté depuis 1960. (Beentje, 2020).

7.2.3 Espèces vulnérables

***Aneilema mortonii* (Commelinaceae)**

Cette espèce est endémique d'Afrique à l'Ouest où elle est signalée au Ghana et au Togo. Cette espèce se rencontre dans les prairies ouvertes, rampant parmi les herbes au bord des étangs, sur les sols marécageux et dans la savane, et est potentiellement affectée par la pollution due au développement agricole, aux espèces envahissantes et à la sécheresse. La faible zone d'occurrence de 48 km² de l'espèce est considérée comme une sous-estimation basée sur un faible effort de collecte.

***Blyxa senegalensis* (Hydrocharitaceae)**

Cette espèce est une herbacée hydrophyte des mares temporaires dans les affleurements latéritiques. La plante est répertoriée à partir de 20 spécimens d'herbier de six pays ; Sénégal, Gambie, Guinée-Bissau, Guinée, Mali et Sierra Leone. Malgré sa vaste répartition, il a une zone d'occupation restreinte (AOO) de 28 à 500 km². On pense que cette espèce est endémique à la partie occidentale de

l'Afrique occidentale, où elle est potentiellement affectée par le développement agricole, les espèces envahissantes et la sécheresse, qui entraînent toutes un déclin continu de la qualité et de l'étendue de l'habitat.

***Rhytachne furtiva* (Poaceae)**

Cette espèce pérenne pousse en savane, majoritairement sur les sites secondaires perturbés, mais aussi en savane marécageuse sur les plaines inondables. On la trouve aussi sur les bords de petites mares sur sol argileux. Elle n'est connue que du sud-est du Burkina Faso et occidentale du Ghana dans six localités. Ces endroits sont menacés par une fréquence croissante d'incendies et de sécheresse, qui entraînent un déclin continu de l'étendue de son habitat.

7.2.4 Espèces éteintes

***Scleria chevalieri* (Cyperaceae)**

Scleria chevalieri a déjà été trouvé dans un marécage d'eau douce près de la côte. Il s'agit de la zone appelée « Les Niayes ». Cette espèce n'est connue que de la localité type d'une collection de 1929. La localité type a été revisitée dans les années 1970, par un cypérologue (Jean Raynal), et l'espèce n'a pas été retrouvée. La localité type se trouve encore près de Rufisque, mais elle est actuellement en mauvais état. Il y a des jardins près des marais, où la population locale utilise l'eau pour l'irrigation. Cela a entraîné le drainage de la plupart des parties du marais, principalement pour la culture. Seule la partie la plus profonde du marais subsiste, avec une végétation de *Typha* (A. Mesterházy obs. pers.). Bien qu'il existe une autre collection de Casamance, il n'y a pas d'informations sur la date ou la localité. Il existe des marécages en bon état en Casamance, mais il n'y a aucune preuve que *S. chevalieri* y existe encore après un certain nombre d'excursions botaniques.

***Eriocaulon inundatum* (Eriocaulaceae)**

Bien que la plupart des habitats de l'estuaire du Saloum soient saumâtres, il existe quelques mares d'eau douce inondées, qui sont séparées des habitats salins inondés par une couche d'argile imperméable. Comme les espèces du genre *Eriocaulon* ne préfèrent pas les habitats salins, cette espèce pourrait avoir été présente dans ces mares inondées.

Les seules occurrences confirmées de cette espèce provenaient du Sénégal, près de l'estuaire du fleuve Saloum (Hepper, 2000) où elles ont été collectées en 1943. Des travaux récents sur le terrain dans la localité type n'ont pas permis de trouver cette espèce (A. Mesterházy obs. pers. 2014) et la plupart des habitats potentiels dans la zone entourant la localité type (près de Palmarin) ont été détruits par l'extraction locale de sel.

***Eriocaulon jordanii* (Eriocaulaceae)**

Cette espèce n'était connue que de deux sites : enregistrée près de la région côtière de la Sierra Leone au début des années 1950. Des travaux récents sur le terrain dans la localité type et sur l'autre site de collecte précédent n'ont pas permis de trouver cette espèce (A. Mesterházy, obs. pers. 2012). *Eriocaulon jordanii* a été récolté à l'origine au bord d'un marécage. Il existe encore de nombreuses rizières dans la région, mais les habitats naturels humides ont été principalement convertis en rizières. Comme cette espèce n'a pas été vue depuis les années 1950, malgré des relevés dans tous les habitats connus et convenables, elle est considérée comme éteinte. Il existe encore de nombreux marécages rizicoles dans la région côtière de la Sierra Leone, mais il reste peu d'habitats humides naturels. En raison de l'augmentation de la population humaine, la plupart des habitats aquatiques ont été convertis en rizières dans la zone côtière de la Sierra Leone.

7.3 Diversité globale des espèces

Cette section traite de la répartition des espèces de plantes d'eau douce dans la région d'Afrique occidentale. Les cartes de richesse en espèces n'incluent pas toutes les espèces évaluées, en raison du manque de données sur leur répartition spatiale.

Pour les espèces végétales, des cartes précises des aires de répartition sont rarement possibles et, par conséquent, elles ont tendance à ne pas être incluses dans les évaluations de la Liste rouge. Au contraire, les localités ponctuelles sont cartographiées lorsque cela est possible, mais elles sont également généralement incomplètes. Par conséquent, les cartes de richesse en espèces végétales présentées ici doivent être interprétées avec prudence, car elles peuvent être affectées par des biais d'échantillonnage.

Dans l'ensemble, 388 espèces de plantes d'eau douce ont été cartographiées dans la région d'Afrique occidentale, selon HydroBASINS, ou en tant que localités ponctuelles, soit les deux. Des cartes de richesse en espèces ont été créées en utilisant une résolution HydroBASINS de niveau 8 comme unité spatiale, et en comptant le nombre d'espèces présentes en fonction des aires de répartition cartographiées et des localités ponctuelles. En revanche, les cartes de richesse en espèces de Smith et al. (2009) sont basés sur des informations de répartition au niveau des pays.

Sur les 486 espèces considérées ici, 361 d'entre elles avaient une combinaison de données de localités ponctuelles, de polygones d'aire de répartition cartographiés, ou les deux. Quelque 125 espèces n'ont pas de répartition cartographiée.

7.3.1 Diversité globale des espèces

La plus grande diversité de plantes aquatiques se trouve au sud-ouest de la région d'Afrique occidentale. Le Sénégal et le Nigeria en particulier apparaissent comme des centres de richesse en espèces pour les plantes aquatiques avec jusqu'à 90 espèces par sous-bassin (figure 7.5). Le Ghana, le Bénin et le Nigeria et, dans une moindre mesure, le Togo, présentent une grande richesse en espèces végétales. Par rapport à l'évaluation de 2009 (Smith et al., 2009), la cartographie des espèces montre une gamme plus étendue dans de nombreux pays. En effet, la présence de zones humides comprenant des cascades, des ruisseaux ainsi que des zones ombragées, a conduit à un épanouissement du pédiflore dominé par les fougères (Paterne & Mathieu, 2017). Des lacs comme le Tchad (Magrin&Lemoalle, 2019) et le Komadougou Yobé (Zairi, 2008), par exemple, drainent de vastes étendues de bassins versants qui alimentent les zones humides en eau libre permanente. Au niveau de ces plans d'eau, les cuvettes sont inondées une grande partie de l'année permettant l'établissement de la flore aquatique.

7.3.2 Diversité des espèces menacées

La répartition des espèces de plantes aquatiques menacées est mal cartographiée et des recherches supplémentaires sont nécessaires sur leur répartition (Section 7.5). Les aires de répartition de sept espèces menacées sont cartographiées, dont trois espèces CR ; *Elatinefaouquei* (CR) près de Bamako au Mali, sur le Haut Niger, *Bolboschoenusgrandispicus* (CR) à Dakar, Sénégal et *Wahlenbergiatibestica* (CR) du Sahel sec. Les emplacements d'espèces Possiblement existantes et éteintes ne sont pas cartographiés ici.

Les espèces végétales menacées telles que les Podostemaceae perdues dans leurs localités types aux Grandes Chutes de Kinkon et Grandes Chutes de Kindia en Guinée peuvent être restreintes à de très petites zones telles qu'une seule chute d'eau.

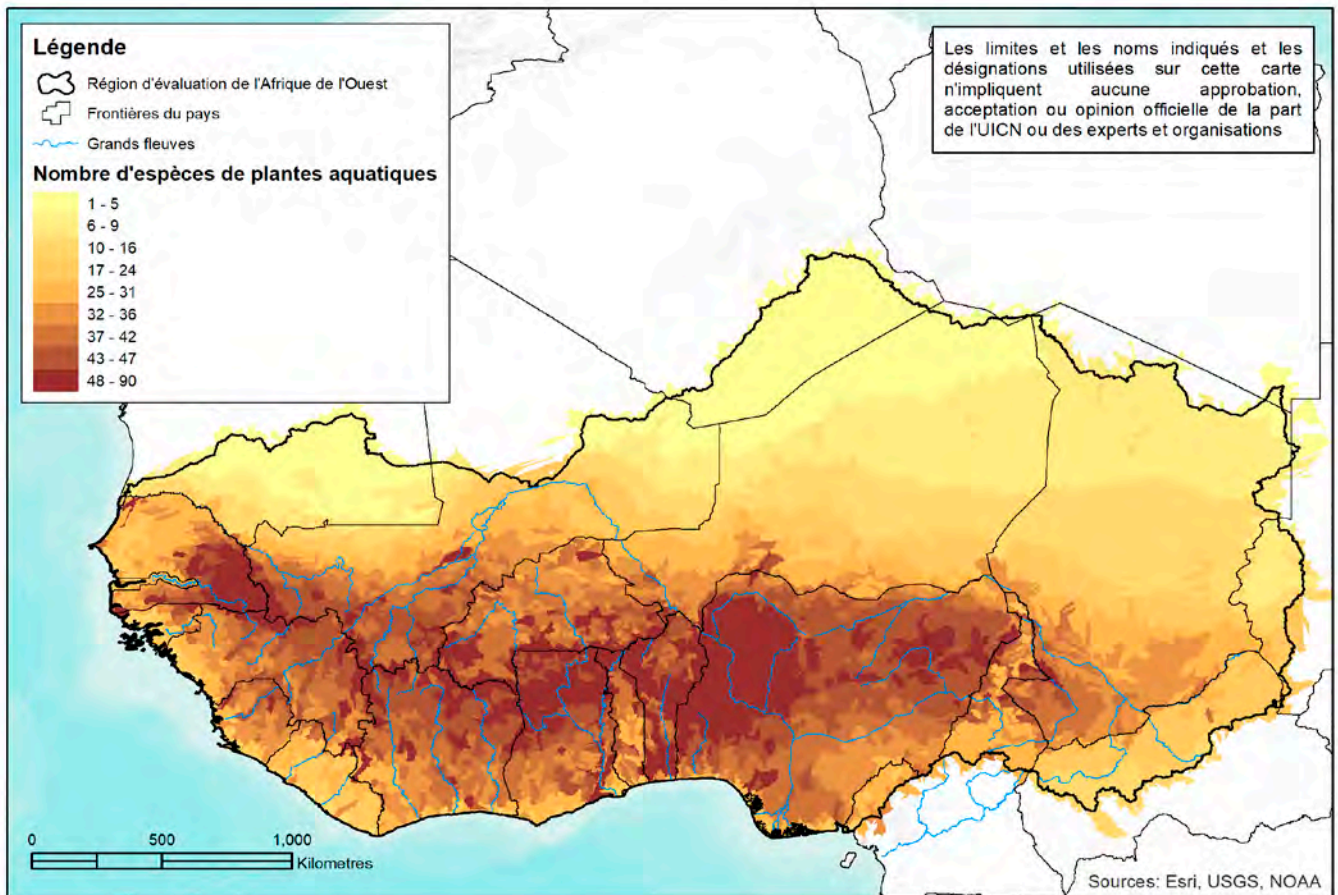


Figure 7.5 Richesse en espèces des plantes aquatiques en Afrique occidentale sur la base des cartes des aires de répartition de la Liste rouge. Source : Compilée par les auteurs du rapport avec des données provenant de la Liste rouge de l'UICN (2021).

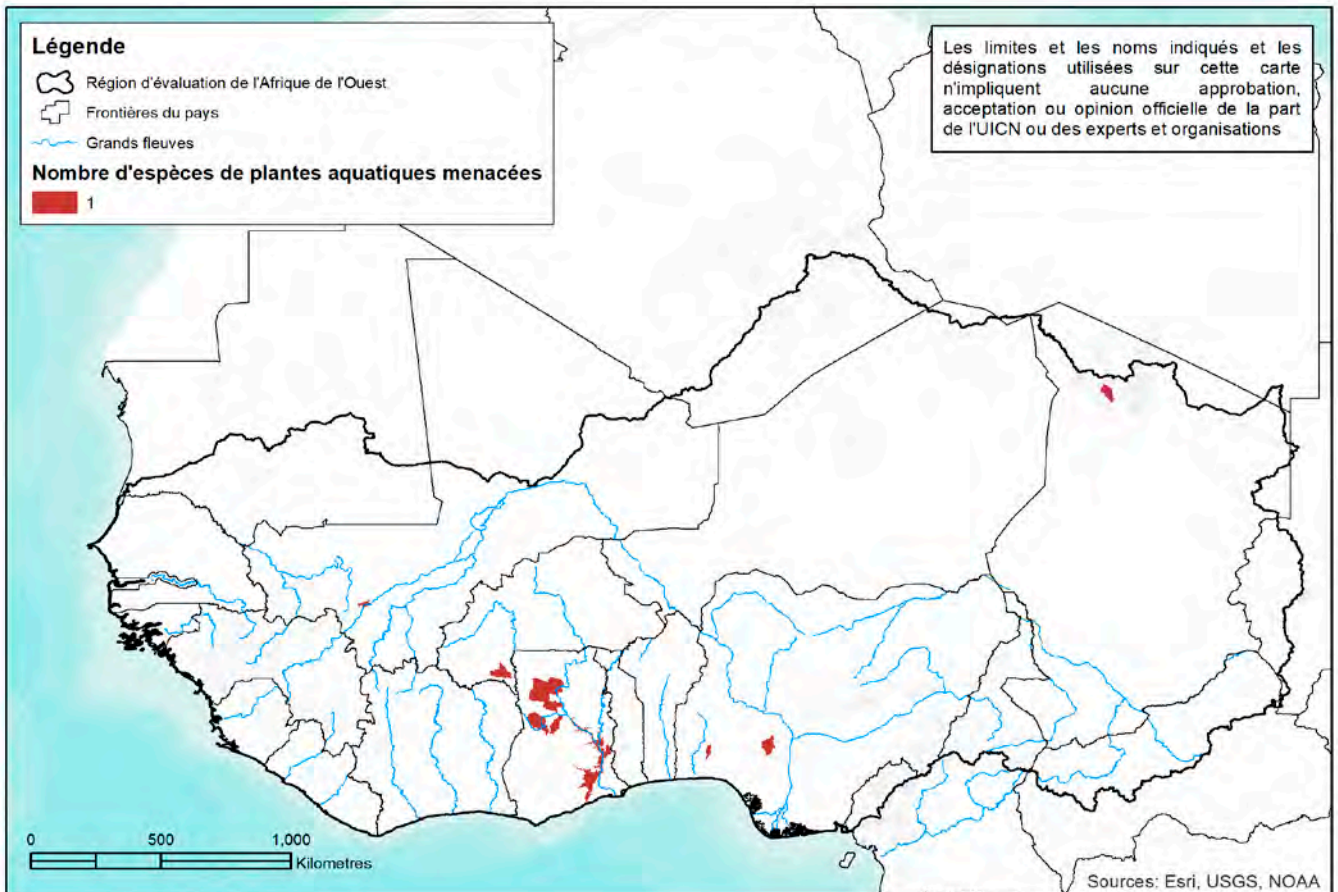


Figure 7.6 Richesse en espèces des plantes aquatiques menacées en Afrique occidentale sur la base des cartes des aires de répartition de la Liste rouge. Source : Compilée par les auteurs du rapport avec des données provenant de la Liste rouge de l'UICN (2021).

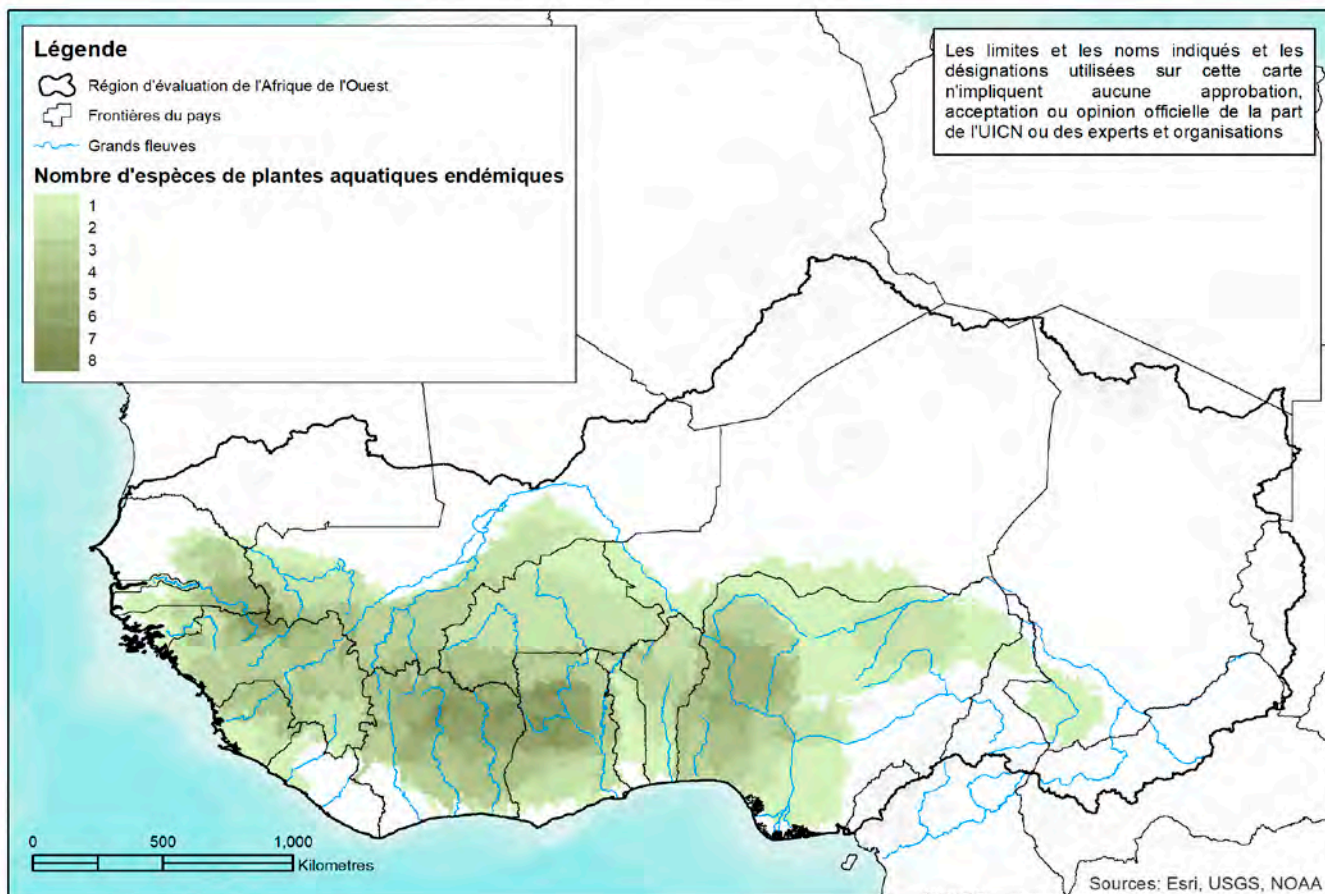


Figure 7.7 Richesse en espèces de plantes aquatiques endémiques régionales en Afrique occidentale sur la base des cartes des aires de répartition de la Liste rouge. Source : Compilée par les auteurs du rapport avec des données provenant de la Liste rouge de l'UICN (2021).

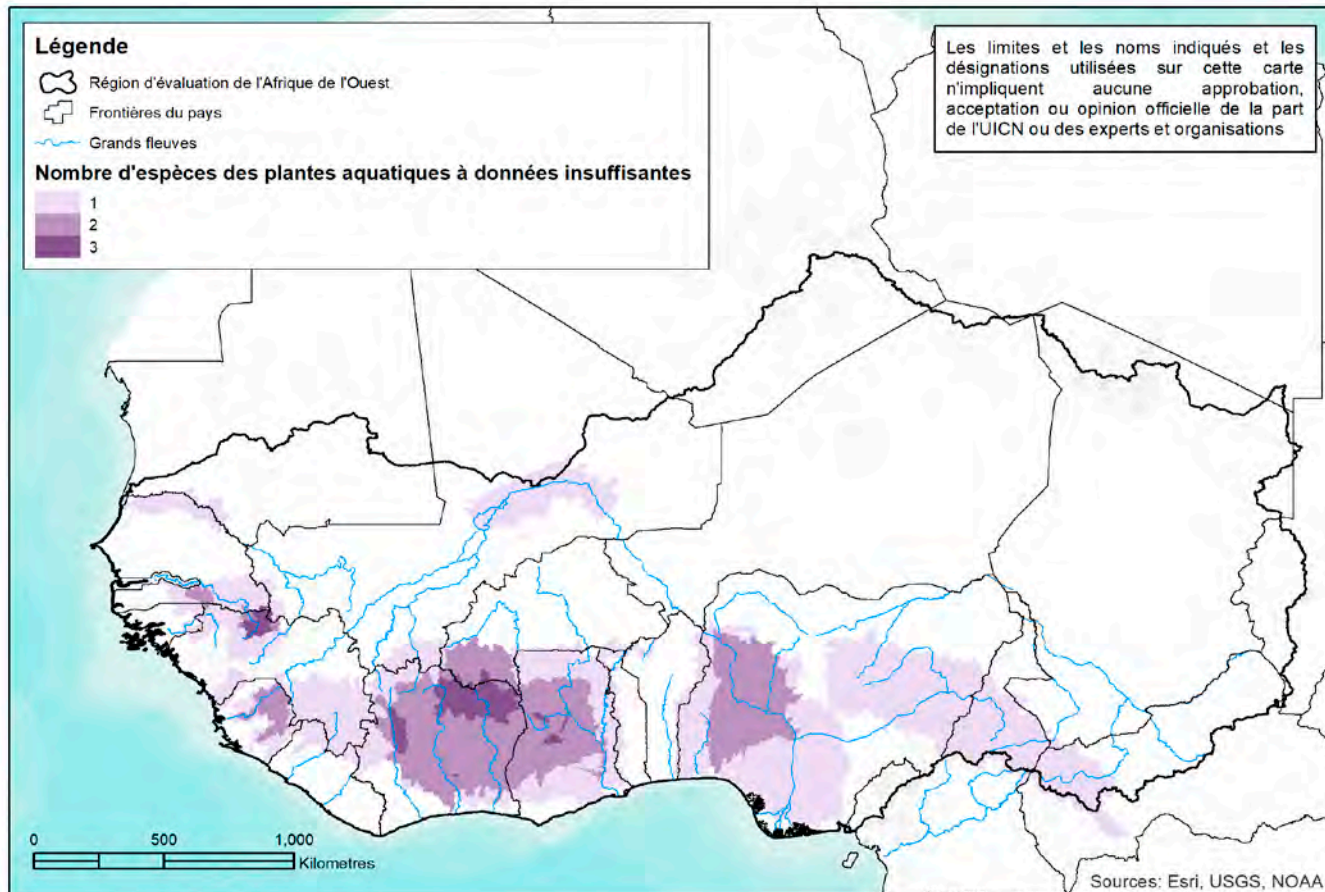


Figure 7.8 Richesse en espèces des plantes aquatiques à données insuffisantes en Afrique occidentale sur la base des cartes des aires de répartition de la Liste rouge. Source : Compilée par les auteurs du rapport avec des données provenant de la Liste rouge de l'UICN (2021).

7.3.3 Diversité des espèces endémiques régionales

Le nombre d'espèces endémiques régionales a été déterminé sur la base d'une combinaison d'aires de répartition cartographiées et de localités ponctuelles représentant les espèces existantes. En utilisant cette approche, 186 espèces ont été identifiées comme étant endémiques au niveau régional. Les localités ponctuelles n'ont pas été utilisées dans la carte de la richesse en espèces endémiques (figure 7.7) car elles sont représentatives de l'effort de collecte et ne reflètent pas avec précision la véritable répartition des espèces de plantes aquatiques. Seules les espèces avec des aires de répartition cartographiées, c'est-à-dire pour lesquelles l'évaluateur de la Liste rouge est confiant quant à l'aire de répartition de l'espèce, ont été incluses dans la carte (figure 7.7). Les zones émergentes comme centres de richesse en espèces endémiques comprennent le Mont Nimba à l'intersection du Libéria/Côte d'Ivoire/Guinée et de l'écorégion voisine d'Eburnéo, le Fouta Djallon et le fleuve Haute Gambie autour de Kédougou et la Réserve naturelle de Dindéfello KBA, et les états de Kwara, Niger et Kaduna dans l'ouest du Nigeria.

7.3.4 Diversité des espèces à données insuffisantes

Le choix de restreindre l'étude de l'évaluation nationale des espèces de plantes d'eau douce sur la base des critères de l'UICN, entre autres aspects, n'était pas suffisant pour obtenir des informations afin de placer ces espèces dans une catégorie de la Liste rouge. Une quinzaine d'espèces se trouvent dans cette situation (DD) dans la région d'Afrique occidentale (tableau 7.1). La Côte d'Ivoire et la Guinée comptent le plus

grand nombre d'espèces (3 espèces) de la catégorie DD. Le Nigeria, le Ghana, la Sierra Leone, le Sénégal et le Burkina Faso ont aussi un niveau élevé d'espèces DD (2 espèces).

7.4 Menaces pesant sur les espèces

Quelque 157 espèces évaluées sont affectées par *le changement climatique et les phénomènes météorologiques violents* (32 % des espèces) (figure 7.9). Ce sous-ensemble de menaces contribue à l'altération des habitats naturels et à la transition vers la dégradation des ressources végétales à travers les impacts liés à la sécheresse. Des mesures de conservation deviennent alors nécessaires pour les espèces endogènes étudiées. Au-delà des impacts du climat, les activités humaines contribuent de manière significative à l'augmentation des problèmes liés à la perte de biodiversité aquatique dans la région d'Afrique occidentale. (figure 7.9). *L'agriculture et l'aquaculture* représentent 20% de toutes les menacées aux espèces, affectant quelque 127 espèces. Outre les écosystèmes forestiers, l'expansion des terres cultivées et le regain d'intérêt pour la pisciculture avec l'extension de l'aquaculture, les écosystèmes aquatiques sont menacés. Les déchets produits par l'utilisation de techniques et de moyens non respectueux de l'environnement présentent un risque pour le développement des plantes (81 espèces). La pollution touche 17 % des espèces. Les sources de polluants sont les effluents agricoles et forestiers (45 espèces), les effluents industriels et militaires (19 espèces), les eaux usées domestiques et urbaines (16 espèces). Les systèmes naturels ont subi des changements souvent continus (extraction des eaux souterraines et de surface, barrages) ont été identifiés comme facteurs de menace pour 48 espèces (10%).

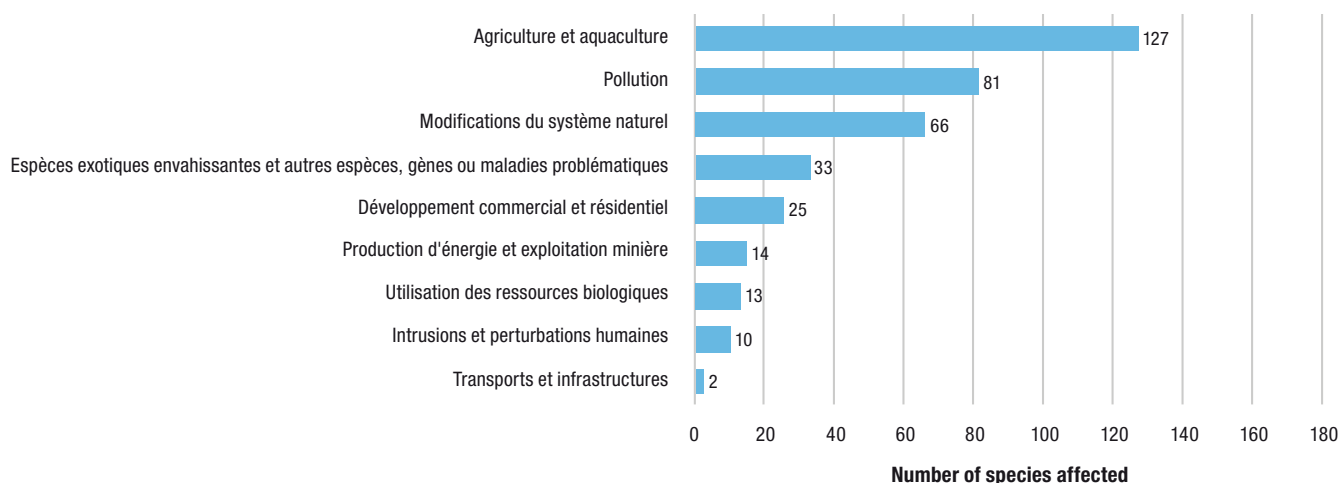


Figure 7.9 Menaces pesant sur les espèces de plantes d'eau douce d'Afrique occidentale. Source: Compilée par les auteurs du rapport avec des données provenant de la Liste rouge de l'UICN (2021).

7.5 Actions de conservation et de recherche recommandées

La question des ressources végétales d'eau douce en Afrique occidentale est un enjeu majeur. La destruction des milieux de vie des espèces, facteur majeur de perte de biodiversité, a gravement affecté leur survie. Dans ce contexte, la protection des ressources et des habitats reste l'action la plus fréquemment recommandée, pour 95 espèces (20%) (figure 7.10). Le niveau de dégradation des plantes d'eau douce connues pourrait être plus important qu'on ne le pense actuellement et atteindre l'extinction compte tenu de la multiplicité et de la combinaison des menaces pesant sur la biodiversité végétale dans la région.

Des recherches supplémentaires sont recommandées pour la moitié de la flore aquatique indigène, 241 espèces (50%). Cette recherche doit se concentrer sur la taille, la distribution

et les tendances de la population (pour 200 espèces, 41 % ou toutes les espèces, ou 83 % des espèces pour lesquelles la recherche est recommandée) et sur les menaces (173 espèces ou 36 % de toutes les espèces) (figure 7.11).

La biodiversité d'eau douce en général a tendance à être sous-représentée dans les études biologiques et la répartition des espèces tend à être mal connue. Parmi les groupes taxonomiques d'eau douce considérés, les plantes aquatiques sont elles-mêmes mal comprises dans de nombreux cas. Ceci est reflété par la recommandation de recherche sur les populations de la moitié des plantes aquatiques indigènes d'Afrique occidentale. L'état de conservation global de la flore aquatique indigène dans son ensemble brosse un tableau relativement optimiste par rapport à certains des autres groupes taxonomiques d'eau douce (figure 7.2, voir également le chapitre 8). Cependant, trois espèces endémiques ont été déclarées éteintes tableau

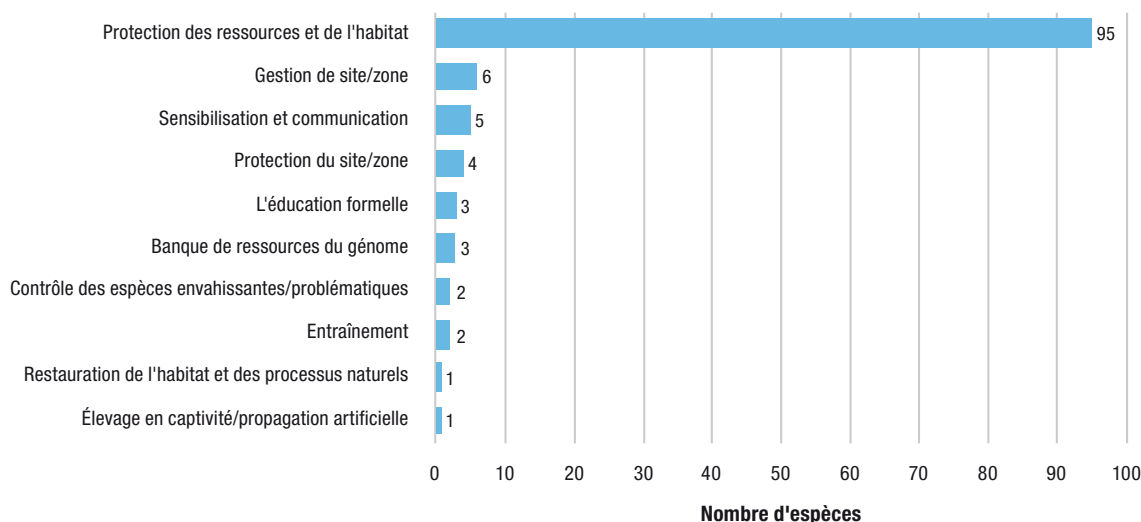


Figure 7.10 Actions de conservation recommandées pour les espèces végétales d'eau douce d'Afrique occidentale. Source : Compilée par les auteurs du rapport avec des données provenant de la Liste rouge de l'UICN (2021).

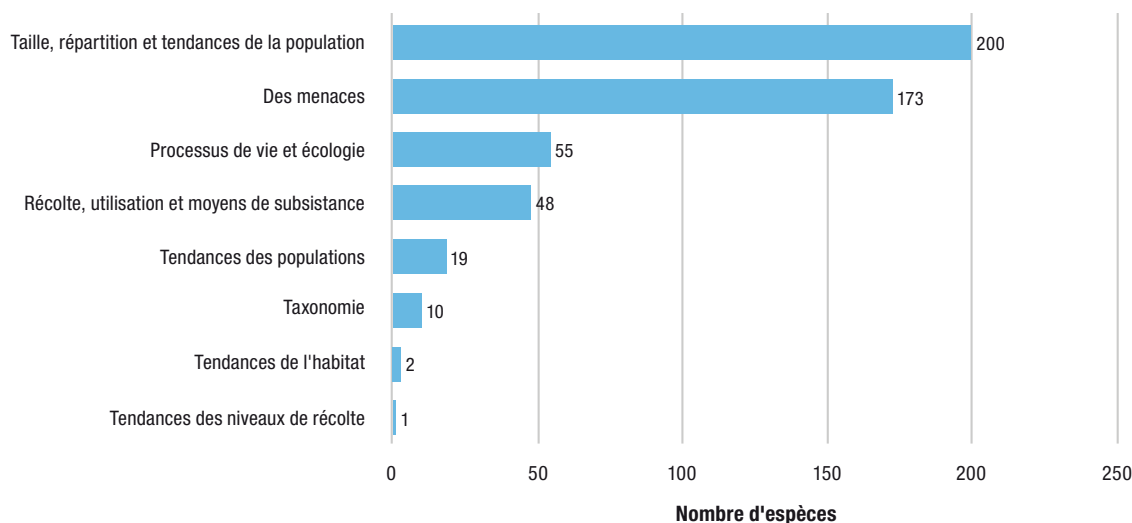


Figure 7.11 Types de recherche recommandée d'espèces végétales d'eau douce pour les espèces d'eau douce d'Afrique occidentale. Source : Compilée par les auteurs du rapport avec des données provenant de la Liste rouge de l'UICN (2021).

7.1 (tableau 7.1, Section 7.2.4) et plusieurs des espèces en danger critique d'extinction sont signalées comme Possiblement éteintes (Section 7.2.1). Des travaux urgents sont nécessaires pour relocaliser ces espèces et reconnaître leurs localités restantes en les reconnaissant en tant que Zones Tropicales Importantes pour les Plantes (ZTIPs), comme en Guinée (Couch et al., 2019) et/ou en tant que KBA. Ces sites devraient ensuite être conservés soit en tant qu'aires protégées formelles, soit en tant qu'autres mesures de conservation efficaces par zone (AMCEZ).

Références

- Beentje, H.J. (2020). IUCN Red List of Threatened Species: *Pandanus senegalensis*. *IUCN Red List of Threatened Species*. [Online] Available from: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-1.RLTS.T140429077A140429106.en> [Accessed: 20 May 2021].
- Cheek, M. (2018). IUCN Red List of Threatened Species: *Inversodicraea pygmaea*. *IUCN Red List of Threatened Species*. [Online] Available from: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T98569037A100439967.en> [Accessed: 19 May 2021].
- Cheek, M. & Diop, F.N. (2018). IUCN Red List of Threatened Species: *Inversodicraea abbayesii*. *IUCN Red List of Threatened Species*. [Online] Available from: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T98569037A100439967.en> [Accessed: 19 May 2021].
- Cheek, M., Feika, A., Lebbie, A., Goyder, D., et al. (2017). A synoptic revision of *Inversodicraea* (Podostemaceae). *Blumea - Biodiversity, Evolution and Biogeography of Plants*. [Online] 62 (2), 125–156. Available from: <https://www.doi.org/10.3767/blumea.2017.62.02.07>.
- Cheek, M. & Ouedraogo, L. (2018a). IUCN Red List of Threatened Species: *Stonesia fascicularis*. *IUCN Red List of Threatened Species*. [Online] Available from: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T185443A85711640.en> [Accessed: 19 May 2021].
- Cheek, M. & Ouedraogo, L. (2018b). IUCN Red List of Threatened Species: *Stonesia gracilis*. *IUCN Red List of Threatened Species*. [Online] Available from: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T185612A124044579.en> [Accessed: 19 May 2021].
- Couch, C., Cheek, M., Haba, P., Molmou, D., et al. (2019). *Threatened habitats and Tropical Important Plant Areas (TIPAs) of Guinea, West Africa*. <https://doi.org/10.1002/rra.3586>.
- Cross, A. & Adamec, L. (2020). IUCN Red List of Threatened Species: *Aldrovanda vesiculosa*. *IUCN Red List of Threatened Species*. [Online] Available from: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-1.RLTS.T162346A83998419.en> [Accessed: 20 May 2021].
- Diop, F.N. (2010). IUCN Red List of Threatened Species: *Ledermanniella abbayesii*. *IUCN Red List of Threatened Species*. [Online] Available from: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T185374A8398689.en> [Accessed: 19 May 2021].
- Hepper, F.N. (2000). *Flora of West Tropical Africa: Vol. 3, Part 1 Butomaceae-Orchidaceae*. Royal Botanic Gardens, Kew.
- Linder, H.P. (2001). Plant diversity and endemism in sub-Saharan tropical Africa. *Journal of Biogeography*. [Online] 28 (2), 169–182. Available from: <https://www.doi.org/10.1046/j.1365-2699.2001.00527.x>.
- Magrin, G. & Lemoalle, J. (2019). Chapitre 16. L'avenir du lac Tchad : les échelles de l'incertitude. In: Abderamane Moussa, Christine Raimond, Florence Sylvestre, & Dangbet Zakinet (eds.). *Le Tchad des lacs : Les zones humides sahéliennes au défi du changement global*. Synthèses. [Online]. Marseille, IRD Éditions. pp. 289–303. Available from: <http://books.openedition.org/irdeditions/30784> [Accessed: 12 July 2021].
- Ouedraogo, L. (2010). IUCN Red List of Threatened Species: *Stonesia gracilis*. *IUCN Red List of Threatened Species*. [Online] Available from: <https://www.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T185612A8446655.en> [Accessed: 19 May 2021].
- Paterne, M. & Mathieu, G. (2017). La Flore Ptéridologique de Quelques Endroits Humides de la Région de Kédougou (Sénégal). *European Scientific Journal, ESJ*. [Online] 13 (12), 127–127. Available from: <https://www.doi.org/10.19044/esj.2017.v13n12p127>.
- Ranarijaona, H.L.T. (1999). *La flore des milieux lenticules malgaches : essai de typologie. Thèse de doctorat de 3ème cycle*.
- Smith, K.G., Diop, M.D., Niane, M. & Darwall, W.R.T. (2009). *The Status and Distribution of Freshwater Biodiversity in Western Africa*. [Online]. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, International Union for Conservation of Nature (IUCN). Available from: <https://portals.iucn.org/library/node/9638>.
- Union internationale pour la conservation de la nature (IUCN). (2012). *Catégories et Critères de la Liste rouge de l'IUCN : Version 3.1. Deuxième édition*. Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni : IUCN. vi + 32pp. Originellement publié en tant que *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition*. (Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN, 2012). [Online]. Available from: <https://portals.iucn.org/library/node/10317> [Accessed 14 April 2021].
- Zairi, R. (2008). *Etude géochimique et hydrodynamique de la nappe libre du Bassin du Lac Tchad dans les régions de Diffa (Niger oriental) et du Bornou (nord-est du Nigeria)*. [Online]. Montpellier, Université Montpellier II. Available from: <https://core.ac.uk/download/pdf/39839127.pdf>.

Chapitre 8

Synthèse

Starnes, T. ¹, Sayer, C.A. ¹

Sommaire

8.1 Introduction	94
8.2 Evaluations de la Liste rouge	94
8.3 Comparaison avec la référence 2009	96
8.4 Indice Liste rouge	96
8.4.1 Poissons	96
8.4.2 Mollusques	98
8.4.3 Odonates	98
8.4.4 Décapodes	99
8.4.5 Plantes	99
8.4.6 Discussion	99
8.5 Schémas de la diversité des espèces	100
8.5.1 Diversité globale des espèces	100
8.5.2 Diversité des espèces menacées	100
8.5.3 Diversité des espèces endémiques	100
8.5.4 Diversité des espèces répertoriées DD	100
8.6 Principales menaces	103
8.6.1 Pollution	103
8.6.2 Utilisation des ressources biologiques	104
8.6.3 Agriculture et aquaculture	104
8.6.4 Modifications des systèmes naturels	104
8.6.5 Changement climatique et phénomènes météorologiques violents	105
8.6.6 Production d'énergie et exploitation minière	105
8.6.7 Développement résidentiel et commercial	106
8.6.8 Espèces allogènes envahissantes	106
8.7 Actions de recherche et de conservation recommandées	106
Références	107

8.1 Introduction

Dans ce chapitre, nous rassemblons les informations des chapitres taxonomiques précédents (chapitres 3 à 7) et discutons du statut et de la répartition de la biodiversité d'eau douce en Afrique occidentale dans son ensemble. Nous présentons une analyse combinée des poissons d'eau douce, des mollusques, des odonates, des mollusques et des plantes aquatiques sélectionnées typiques de la région d'Afrique occidentale, y compris leur risque d'extinction (statut sur la Liste rouge), les schémas de diversité des espèces et les évolutions de statut à travers un indice Liste rouge. Nous considérons les principales menaces qui pèsent sur ces espèces, ainsi que les actions de recherche et de conservation qui pourraient contribuer à améliorer leur Etat de conservation. Les informations combinées présentées ici fournissent une représentation du statut et de la répartition

de la biodiversité d'eau douce de l'Afrique occidentale dans son ensemble.

Au total, nous prenons en compte les 555 espèces de poissons d'eau douce, 100 espèces de mollusques d'eau douce, 307 espèces d'odonates, 54 espèces de décapodes d'eau douce et 486 espèces de plantes aquatiques, représentant la majorité, voire la totalité, des espèces décrites dans ces groupements taxonomiques dans de la région d'Afrique occidentale.

8.2 Evaluations de la Liste rouge

Parmi les groupes taxonomiques d'eau douce visés par cette étude (poissons d'eau douce, mollusques, décapodes odonates et plantes aquatiques sélectionnées), 1 502

¹ Unité de la biodiversité d'eau douce, Programme mondial sur les espèces, UICN (Union internationale pour la conservation de la nature), David Attenborough Building, Pembroke Street, Cambridge, CB2 3QZ, Royaume Uni

espèces taxonomiquement décrites ont été considérées comme typiques d'Afrique occidentale tel que défini dans cette étude (voir chapitre 1).

Trois espèces de plantes aquatiques ont été évaluées comme Eteintes (EX). C'est le seul groupe taxonomique avec des espèces évaluées comme Eteintes. Cependant, ces chiffres sous-estiment peut-être le nombre réel d'extinctions d'espèces dans la région. De nombreuses espèces menacées et à Données insuffisantes (DD) endémiques régionales n'ont pas été observées depuis de nombreuses années, parfois depuis des décennies. Des études sont nécessaires de toute urgence pour déterminer si l'espèce est toujours présente. Aucune espèce n'a été évaluée comme Eteinte à l'état sauvage (EW).

Dans tous les groupes taxonomiques, 202 espèces (13 %) sont classées dans les trois catégories menacées : En

danger critique d'extinction (CR) (50, 3 %), En danger (EN) (94, 6 %) et Vulnérable (VU) (58, 4 %) (tableau 8.1, figure 8.1). Quelque 82 espèces (5 %) sont évaluées comme DD. Afin d'estimer le nombre réel et la proportion d'espèces menacées dans chaque groupe taxonomique, nous faisons trois estimations ;

- a) En supposant que toutes les espèces DD sont menacées d'extinction
- b) En supposant qu'aucune espèce DD n'est menacée d'extinction
- c) En supposant que la proportion d'espèces DD menacées d'extinction est égale à la proportion d'espèces DD non menacées d'extinction.

Les calculs a et b représentent les limites supérieure et inférieure du nombre d'espèces menacées, tandis que le calcul c représente la « meilleure estimation ».

Tableau 8.1 Nombre d'espèces d'eau douce typiques de l'Afrique occidentale par catégorie de la Liste rouge, par groupe taxonomique. Source : Compilée par les auteurs du rapport avec des données de la Liste rouge de l'UICN (2021).

Catégorie	Poissons	Mollusques	Odonates	Décapodes	Plantes	Tous les groupes
EX	0	0	0	0	3	3
EW	0	0	0	0	0	0
CR	21	11	5	4	9	50
EN	66	9	7	7	5	94
VU	44	4	2	5	3	58
DD	36	8	10	13	15	82
NT	15	5	2	0	2	24
LC	373	63	281	25	449	1191
TOTAL	555	100	307	54	486	1502

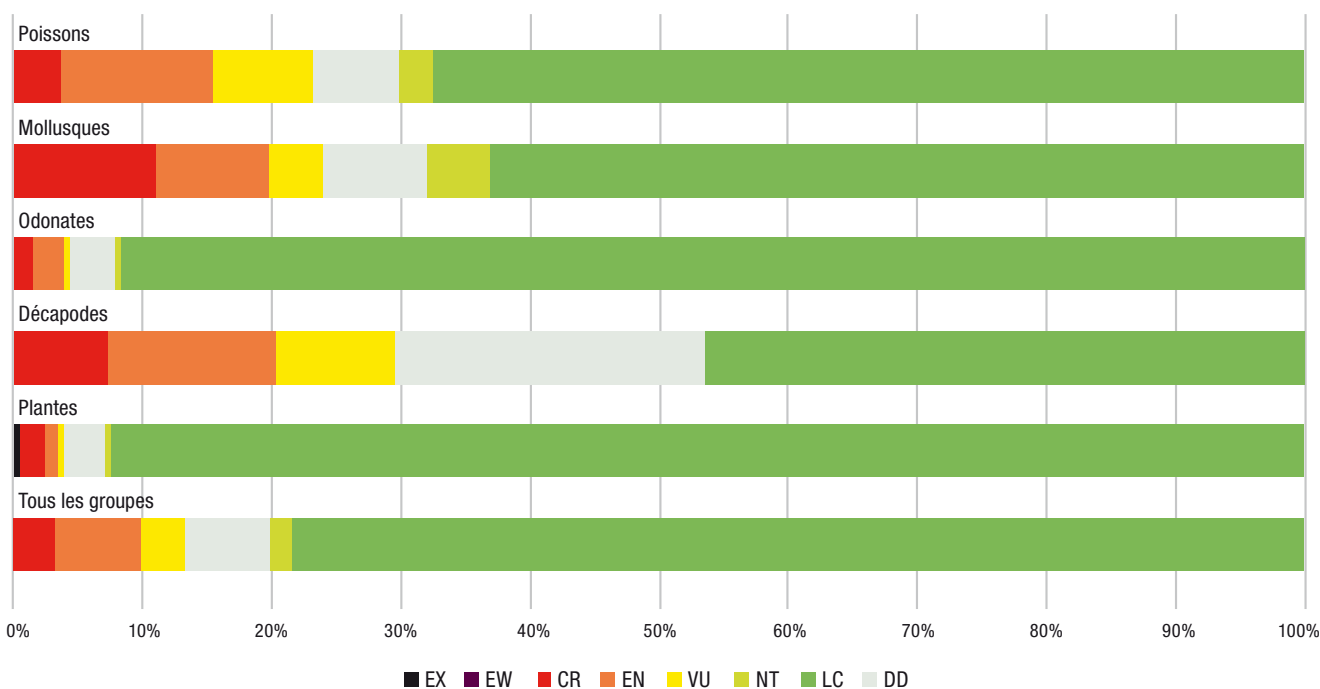


Figure 8.1 Pourcentage d'espèces d'eau douce typiques de l'Afrique occidentale par catégorie de la Liste rouge, par groupe taxonomique. Source : Compilée par les auteurs du rapport avec des données de la Liste rouge de l'UICN (2021).

Considérant les 82 (5 %) espèces DD, le nombre réel d'espèces menacées typiques de la région se situe entre 202 (13 %) et 284 (19 %), selon qu'aucune ou toutes les espèces DD ne sont menacées. Si la proportion d'espèces menacées (13 %) est la même pour les 82 espèces DD, alors 11 espèces DD sont susceptibles d'être menacées, portant notre meilleure estimation du nombre d'espèces menacées à 213 (14 %).

La majorité des espèces typiques de la région sont classées Préoccupation mineure, avec 1 191 espèces (79 %) classées dans cette catégorie (tableau 8.1, figure 8.1), bien qu'il existe des disparités notables entre les groupes taxonomiques, qui sont visibles à partir de la figure 8.1.

Les poissons représentent le plus grand groupe taxonomique d'eau douce de ceux considérés, avec quelques 555 espèces indigènes. Parmi ceux-ci, 131 espèces (24 %) sont mondialement menacées et 36 autres espèces (6 %) sont DD. La meilleure estimation est donc de 140 espèces de poissons menacées à l'échelle mondiale (25%).

Les mollusques d'eau douce sont représentés en Afrique occidentale par 100 espèces, dont 24 espèces (24%) sont globalement menacées et huit espèces (8%) sont évaluées comme DD. La meilleure estimation du nombre d'espèces menacées à l'échelle mondiale est de 25 espèces (25%).

Les odonates sont représentés par 307 espèces indigènes. Parmi celles-ci, 14 espèces (5%) sont évaluées comme menacées à l'échelle mondiale et 10 autres espèces (4%) sont DD. La meilleure estimation du nombre d'espèces d'odonates menacées à l'échelle mondiale est de 15 espèces (5%).

Le plus petit groupe taxonomique évalué ici est celui des décapodes d'eau douce, représentés par 54 espèces de crabes d'eau douce (26 espèces) et de crevettes (28 espèces). Parmi celles-ci, 16 espèces (30%) sont évaluées comme menacées à l'échelle mondiale et 13 espèces (24%) sont DD. La meilleure estimation du nombre de décapodes menacés à l'échelle mondiale typiques d'Afrique occidentale est de 20 espèces (37 %). Les plantes aquatiques sont représentées par 486 espèces. Parmi celles-ci, 17 espèces (3%) sont évaluées comme menacées à l'échelle mondiale et 15 autres espèces sont DD. La meilleure estimation du nombre d'espèces végétales menacées à l'échelle mondiale est donc de 18 espèces (4%).

8.3 Comparaison avec la référence 2009

L'évaluation précédente de la biodiversité des eaux douces d'Afrique occidentale il y a 11 ans (Smith et al., 2009) fournit une base de référence avec laquelle comparer les évaluations

les plus récentes. Smith et al. (2009) ont évalué quelque 1 395 espèces de poissons d'eau douce, de mollusques, d'odonates, de décapodes et de plantes aquatiques sélectionnées à l'aide des catégories et définitions de la Liste rouge régionale. Parmi ces espèces, 460 (33%) étaient considérées comme endémiques à l'Afrique occidentale, de sorte que leurs évaluations régionales de la Liste rouge étaient équivalentes aux évaluations mondiales représentant le risque d'extinction mondiale pour ces espèces. Ils ont constaté que 14% de toutes les espèces indigènes étaient menacées au niveau régional, mais 34% des espèces endémiques au niveau régional étaient menacées au niveau régional, et donc menacées au niveau mondial. Étant donné que nous avons mené ici des évaluations mondiales de la Liste rouge pour toutes les espèces typiques de la région d'Afrique occidentale, cela ne fournit pas une comparaison complète à l'identique, mais nous sommes en mesure de comparer les évaluations mondiales passées et présentes et de les utiliser pour calculer un indice de Liste rouge basé sur les données disponibles pour chaque groupe taxonomique (voir Section 8.4). Les évaluations mondiales précédentes ont été fournies par Darwall et al. (2011).

8.4 Indice Liste rouge

Le contexte et les méthodes de calcul de l'indice Liste rouge (RLI) sont présentés au chapitre 2.

Les évaluations présentées dans Darwall et al. (2011) ont été réalisées sur un certain nombre d'années (2003–2009) mais toutes ont été revues en 2009. Par conséquent, 2009 a été choisie comme date d'évaluation précédente. Les nouvelles évaluations présentées ici ont été achevées en 2018–2019 et 2019 a donc été utilisé comme deuxième moment de l'évaluation. Un certain nombre d'espèces ont été évaluées à d'autres moments en dehors de ces deux périodes. Cependant, ces évaluations n'étaient pas exhaustives pour toutes les espèces du groupe taxonomique et n'ont donc pas été incluses dans les calculs du RLI.

Comme décrit au chapitre 2, le RLI est calculé à partir du nombre d'espèces dans chaque catégorie de la Liste rouge et du nombre d'espèces changeant de catégorie entre les évaluations en raison d'une véritable amélioration ou d'une détérioration de l'état (c'est-à-dire de véritables changements). Les changements de catégorie résultant d'une amélioration des connaissances ou d'une taxonomie révisée (c'est-à-dire des changements non réels) sont exclus (Bubb et al., 2009).

8.4.1 Poissons

L'indice Liste rouge a été calculé pour 555 espèces de poissons d'eau douce entre 2009 et 2019. Pendant

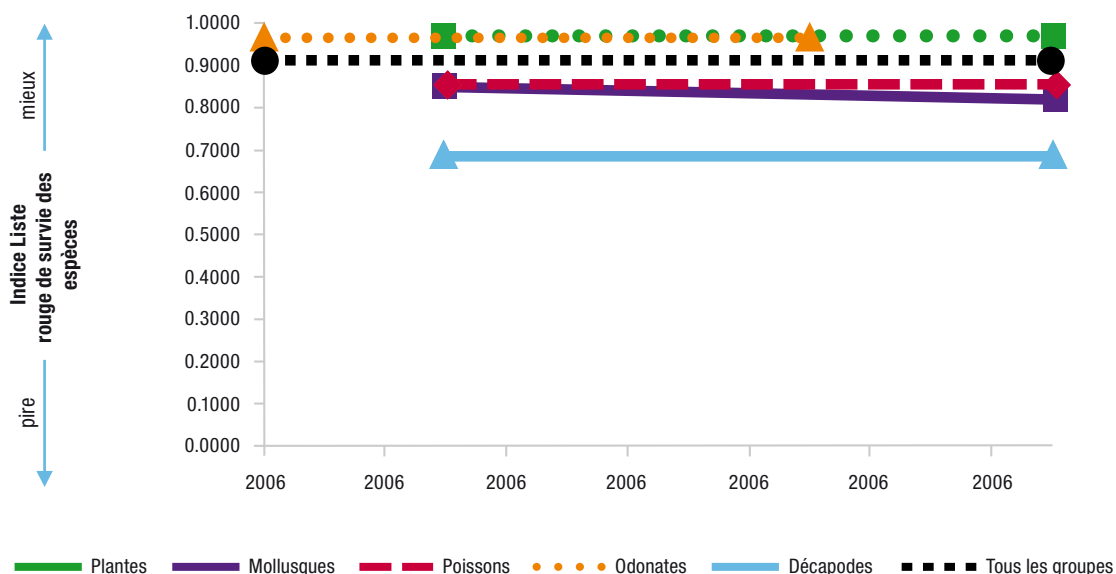


Figure 8.2 L'indice de la Liste rouge pour les groupes taxonomiques d'eau douce en Afrique occidentale. Source : Compilé par les auteurs du rapport avec des données de la Liste rouge de l'UICN (2021).

cette période, cinq espèces (1 %) ont connu un véritable changement (une augmentation) de leur état de menace (figure 8.3). Aucune espèce n'a connu une diminution de la menace d'extinction. Cela a entraîné une légère diminution de l'indice Liste rouge des poissons d'eau douce de 0,8558 en 2009 à 0,8528 en 2019. Les cinq espèces connaissant un véritable changement dans leur état de conservation sont énumérées ci-dessous.

Arnoldichthys spilopterus (EN) est passé de VU à EN en raison de la perte croissante d'habitat et de qualité due à l'exploration pétrolière, au développement urbain et à la déforestation dans son aire de

Brycinus caroliniae (EN) est passé de VU à EN. L'urbanisation progresse rapidement dans cette région et cela a entraîné une réduction de l'aire de répartition de cette espèce.

Bryconathrops quinquesquamae (EN) est passé de LC à EN. Elle est principalement menacée au Nigeria par l'exploitation pétrolière et la pollution et potentiellement par le dragage de la Cross River, qui entraînent un déclin continu de l'habitat.

Micralestes eburneensis (EN) a une aire de répartition de plus en plus restreinte, et il y a des rapports récents de menaces de perte d'habitat et de déclin de la qualité dans toute son aire de répartition causés par les activités d'extraction d'or en cours dans et autour de la rivière Cavally, et la pression croissante de la pêche artisanale (Doffou et al., 2018). Cette espèce est donc réévaluée comme EN partant de Quasi menacée (NT).

Tetraodon pustulatus (EN) est passé de VU à EN. L'augmentation des populations humaines, l'exploration pétrolière et le développement urbain et industriel dans le cours inférieur de la Cross River menacent l'étendue et

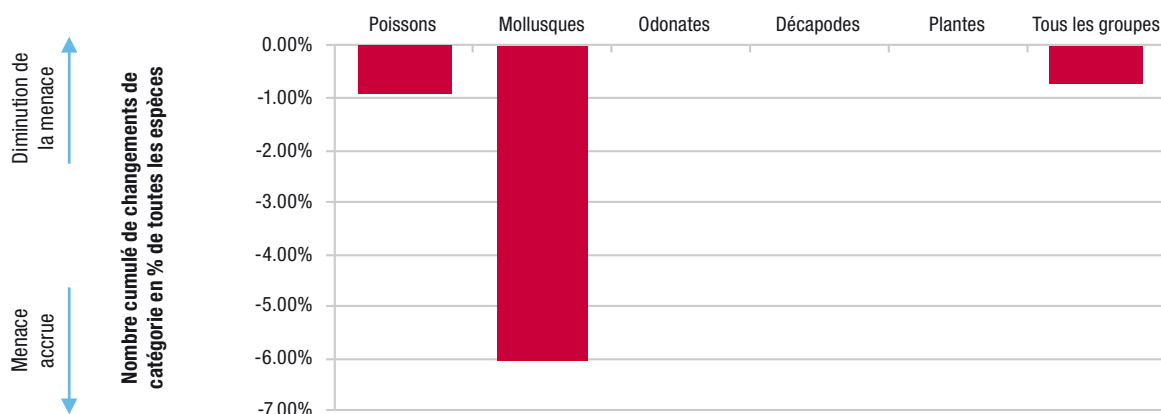


Figure 8.3 Proportion cumulée d'espèces soumises à de véritables changements de catégorie sur la Liste rouge 2009-2019. Source : Compilé par le rapport des auteurs à l'aide des données de la Liste rouge de l'UICN (2021).

la qualité de l'habitat de cette espèce, et des menaces de déforestation et de la perte subséquente de la qualité de l'habitat devraient se produire dans le cours supérieur de la Cross River dans un avenir proche.

Quelque 146 espèces ont subi des changements non réels dans leur Etat de conservation depuis leurs évaluations précédentes de 2009, dont neuf espèces sont passées de catégories non menacées (LC ou NT) à des catégories menacées, et 15 autres espèces sont passées de DD à des catégories menacées. Inversement, 32 espèces ont été déplacées des catégories menacées vers des catégories non menacées, et 15 autres espèces sont passées de DD à des catégories non menacées, reflétant de nouvelles informations sur les aires de répartition de ces espèces. Ces changements non réels reflètent de nouvelles connaissances sur les menaces existantes plutôt que des menaces nouvelles ou émergentes depuis l'évaluation précédente.

8.4.2 Mollusques

L'indice Liste rouge a été calculé pour 100 espèces de mollusques d'eau douce pour lesquelles des données étaient disponibles entre 2006 et 2019. Douze espèces n'avaient qu'une seule évaluation de la Liste rouge en 2019 et n'ont donc pas été incluses dans le RLI. Parmi les espèces restantes avec deux évaluations, six espèces (6 %) ont subi un véritable changement dans leur Etat de conservation. Les six espèces sont passées à une catégorie de menace plus élevée. Cela s'est manifesté par une diminution du RLI de 0,8440 en 2006 à 0,8154 en 2019. Ces six espèces avec un véritable changement dans Etat de conservation sont énumérées ci-dessous.

Afropomus balanoidea (EN) est passé de NT à EN. La croissance explosive de la population humaine et la conversion ultérieure des marécages de plaine en rizières et l'utilisation de molluscicides pour le contrôle de la bilharziose sont soupçonnées d'avoir causé un déclin de 50 % de la population de cette espèce au cours des 10 dernières années, tandis qu'un autre déclin de 50 % de la population est soupçonné alors que ces menaces continuent de s'intensifier.

Mutela franci (EN) est passé de VU à EN. La zone d'occupation et la zone d'occurrence de cette espèce ont continué de diminuer depuis la dernière évaluation en tant que VU en 2009. Cela est dû à la sécheresse croissante causée par le changement climatique et le prélèvement d'eau/la construction de barrages en amont. La qualité et la superficie de l'habitat de l'espèce ont diminué et on peut en déduire qu'elles diminueront davantage au cours de la prochaine décennie. Pour ces raisons, l'espèce est actuellement évaluée comme EN (EN) sur la base d'un déclin de population prévu d'au moins 50 % au cours des 10 prochaines années (2019–2029).

Potadoma bicarinata (CR) est passé de LC à CR. La qualité de l'habitat dans les environnements aquatiques de la rivière Oti et du bassin de la Volta pour ce spécialiste de l'habitat restreint a radicalement changé depuis l'évaluation initiale en 2006, et elle est considérée comme susceptible d'atteindre les seuils de déclin de la population pour la CR au cours des 10 prochaines années, si elle n'est pas déjà éteinte.

Potadoma freethi (NT) est passée de LC à NT. Le taux de déclin de la population de cette espèce est soupçonné d'augmenter à mesure que les menaces d'envasement, de prélèvement d'eau et de sécheresse s'intensifient dans toute sa vaste aire de répartition, de sorte que l'espèce est évaluée comme NT, reflétant un changement partant de Préoccupation mineure en 2006.

Pseudocleopatra togoensis (CR) est passée de LC à CR. La localité Moheyenga, « peut-être sur la rivière Obi » (Brown, 1994) n'a pas pu être retracée et a été omise. Les autres localités ont été inondées par le lac Volta ou se trouvent sur des tronçons fluviaux actuellement pollués. On suppose que l'espèce a disparu localement dans ces zones et qu'elle n'a été signalée que récemment dans une seule localité en aval du barrage d'Akosombo. Compte tenu de l'EOO, AOO très limité, du nombre de localités et de la tendance à l'augmentation de l'enrichissement en nutriments dans la Basse-Volta, qui a considérablement réduit l'EOO, l'espèce est maintenant considérée comme CR, un changement partant de Préoccupation mineure, qui était basé sur une gamme supposée auparavant plus grande.

Sierraia expansilabrum (EN) est passée de VU à EN. La première évaluation était basée principalement sur des données sur la situation avant la guerre civile en Sierra Leone. Depuis la fin du conflit, les développements démographiques, industriels (exploitation minière, exploitation forestière) et agricoles ont considérablement augmenté et cette tendance devrait se poursuivre au cours de la prochaine décennie. Le manque d'efforts pour contrer les effets négatifs sur les écosystèmes, en particulier les eaux de surface, conduit à une situation dans laquelle les systèmes de drainage où se trouvent de nombreuses espèces aquatiques sensibles et rares se dégradent rapidement.

8.4.3 Odonates

Sur les 307 espèces d'odonate considérées ici comme typiques d'Afrique occidentale, quelque 204 espèces ont eu deux évaluations en 2006 et 2015 sur lesquelles calculer le RLI. 21 autres espèces ont été évaluées en 2016 (2015–2018) (18 LC et 3 DD) et ces évaluations ont été reprises et incluses dans le RLI, portant le nombre total d'espèces incluses dans le RLI à 225.

Quelque 82 espèces n'ont pas été réévaluées depuis leur première évaluation mondiale en 2009 (34 LC et 2 DD) et ces espèces n'ont donc pas été incluses dans le RLI. Il n'y a pas eu de véritable changement de statut des odonates entre 2009 et 2016, et le niveau de menace pour les espèces de ce groupe taxonomique est relativement faible, ce qui donne un RLI statique de 0,9699.

8.4.4 Décapodes

L'indice Liste rouge a été calculé pour les 22 espèces de crabes entre 2009 et 2019. Les 28 espèces de crevettes d'eau douce typiques d'Afrique occidentale n'ont subi qu'une seule évaluation mondiale de la Liste rouge (dont 25 ont été évaluées en 2013), ce n'était donc pas possible de calculer un indice Liste rouge pour ce groupe, qui comprend quatre espèces menacées et neuf espèces DD.

Il n'y a eu aucun changement de statut réel pour les espèces de crabe d'eau douce depuis 2009 et, par conséquent, l'indice Liste rouge est resté stable à 0,67. Cependant, plusieurs espèces n'ont pas été observées du tout pendant cette période et en réalité, la stabilité de l'indice Liste rouge reflète un manque de nouvelles informations sur le statut et la répartition de ces espèces, plutôt qu'un Etat de conservation véritablement stable.

Le crabe à pince de homard *Liberonautes rubigimanus* (VU) a été déclassé de EN à VU en raison de nouveaux enregistrements montrant que l'espèce est plus répandue qu'on ne le pensait auparavant. À l'inverse, le crabe de ruisseau de Sachs *Potamonemus sachsii* a été reclassé de VU à EN en raison d'une réduction de la zone d'occupation estimée et du nombre d'emplacements basés sur des menaces. Ces changements ne sont pas réels et n'affectent donc pas l'indice de la Liste rouge pour les crabes. Une autre espèce de crabe d'eau douce, *Potamonectes lipkei*, a été décrite en 2010 (Đuriš & Koch, 2010) et évaluée comme DD.

8.4.5 Plantes

L'indice Liste rouge a été calculé pour 178 espèces de plantes aquatiques pour lesquelles des données étaient disponibles entre 2009 et 2019. Parmi celles-ci, aucune espèce n'a subi de véritable changement de Etat de conservation. Cela se traduit par un RLI stable de 0,9747 en 2009 et en 2019. Quelque 29 espèces ont subi un changement non réel de leur Etat de conservation, principalement en raison de la disponibilité de nouvelles informations sur ces espèces.

8.4.6 Discussion

Le RLI global pour toute la biodiversité d'eau douce est passé de 0,9152 en 2009 à 0,9122 en 2019 (figure 8.2).

Le RLI montre une augmentation du risque d'extinction pour 1% pour les poissons d'eau douce (Section 8.4.1) et 6% pour les mollusques d'eau douce (Section 8.4.2), mais aucun changement n'a été détecté pour les autres groupes taxonomiques. Ceci malgré des preuves évidentes indiquant une dégradation de l'environnement et une pression humaine accrues dans la région au cours des 10 dernières années (voir chapitre 1) Pour les décapodes, seules les 22 espèces de crabes d'eau douce avaient deux évaluations sur lesquelles fonder un RLI, et pour bon nombre de ces espèces, il n'y a pas eu de nouveaux relevés depuis l'évaluation précédente en 2009 (à quelques exceptions notables près, voir le chapitre 6).

Il est essentiel que des actions de conservation soient mises en œuvre pour arrêter et inverser le déclin de la biodiversité d'eau douce lorsque cela est possible et des actions de conservation sont recommandées pour chaque groupe taxonomique dans les chapitres 3 à 7 et pour la biodiversité d'eau douce plus généralement dans ce chapitre (Section 8.7). Cependant, sans systèmes de suivi en place pour suivre les changements dans le Etat de conservation des espèces en réponse aux menaces émergentes, il est difficile de hiérarchiser les efforts de conservation et de suivre l'impact et l'efficacité des interventions de conservation.

Les RLI et les tendances qu'ils décrivent sont aussi bons que leurs entrées de données. Les évaluations de la Liste rouge sont considérées comme scientifiquement solides car elles suivent une méthode standardisée, sont basées sur des critères quantitatifs et utilisent les meilleures données scientifiques disponibles. Les évaluations de la Liste rouge sont également soumises à un processus d'examen approfondi avant publication. Cependant, les évaluations de la Liste rouge peuvent être révisées, par exemple à mesure que la connaissance des espèces et de leurs habitats augmente, entraînant des changements dans les catégories attribuées de la Liste rouge.

De plus, les catégories de la Liste rouge sont de nature générale avec de grands seuils pour passer d'une catégorie à l'autre et, par conséquent, les RLI ne devraient être considérés que comme une mesure grossière des changements dans l'état de la biodiversité au fil du temps. Il faut également reconnaître que des décalages se produisent souvent entre les changements dans la situation réelle d'une espèce, la détection de ces changements et l'incorporation de ces changements dans les évaluations de la Liste rouge (Bubb et al., 2009). Enfin, en l'absence d'un suivi régulier, les évolutions des menaces sur les espèces sont souvent difficiles à détecter et leurs impacts difficilement quantifiables sur les périodes utilisées ici pour calculer les RLI.

Nous manquons actuellement d'informations de base sur la répartition et la population de la plupart des groupes taxonomiques considérés ici. Des études régionales standardisées n'ont pas été menées depuis de nombreuses années, voire pas du tout, et il n'y a pas de programmes significatifs à long terme pour surveiller l'état de la biodiversité des eaux douces dans toute la région. Il existe de nombreuses preuves de la baisse de la qualité de l'eau et de la perte d'habitats naturels par la conversion à d'autres utilisations des terres, mais il existe peu de données disponibles pour déterminer l'impact de ces changements environnementaux sur les espèces d'eau douce elles-mêmes. Par conséquent, de nombreuses évaluations de la Liste rouge sont basées sur des déclinés déduits des populations ou des distributions d'espèces, plutôt que sur des données de suivi scientifique solides. Ce manque de surveillance signifie que les changements en temps réel de l'état

Il est donc urgent de lancer des enquêtes sur la biodiversité des eaux douces de la région, combinées à la mise en place de stations de surveillance à long terme. De tels relevés et programmes de surveillance doivent être en mesure d'identifier les espèces avec précision si nous voulons disposer de suffisamment d'informations pour gérer et conserver la biodiversité d'eau douce unique au monde dans la région. Il est également important de rendre les résultats de toutes les enquêtes menées, souvent sous forme d'évaluations d'impact sur l'environnement, librement disponibles en tant que contribution à des études telles que celle-ci. Les résultats de ces enquêtes peuvent être utilisés pour mieux informer les évaluations de la Liste rouge, qui peuvent à leur tour être utilisées pour aider à suivre les tendances de l'état de la biodiversité des eaux douces dans la région d'Afrique occidentale grâce à l'utilisation d'outils tels que le RLI.

8.5 Schémas de la diversité des espèces

Les schémas de la diversité des espèces présentés dans cette section ne prennent en compte que les aires de répartition indigènes existantes cartographiées (polygones) des espèces évaluées lorsqu'elles sont disponibles. Les espèces avec seulement des localités ponctuelles et aucune aire de répartition cartographiée n'ont pas été incluses dans les cartes de richesse en espèces, et aucune partie des aires de répartition d'espèces n'a été cartographiée comme Possiblement existante, possiblement Eteinte ou Eteinte.

8.5.1 Diversité globale des espèces

Les aires de répartition d'espèces de tous les groupes taxonomiques sont combinées à la figure 8.4 figure 8.1 pour mettre en évidence les zones contenant le plus grand nombre

d'espèces d'eau douce dans l'ensemble. Des cartes de richesse spécifique pour chacun des cinq groupes taxonomiques (des poissons d'eau douce, des mollusques, des odonates, des décapodes d'eau douce et des plantes aquatiques sélectionnées) sont présentés dans les chapitres 3 à 7.

La richesse en espèces d'eau douce est la plus élevée dans les zones côtières, y compris le Delta du Niger, les Bassins versants de la Baie, les bassins côtiers des écorégions de la Haute Guinée (Sierra Leone et Libéria), les parties inférieures de la Volta (Ghana), l'ensemble de l'écorégion Ashanti (Ghana) et le Bas Eburnéo (Côte d'Ivoire) avec jusqu'à 387 espèces par sous-bassin (figure 8.4). La richesse en espèces diminue généralement vers le nord, se rapprochant de l'écorégion du Sahel sec, à l'exception notable du Haut Niger et du Delta Intérieur du Niger (Mali). Une richesse globale relativement élevée en espèces peut être trouvée dans le bassin hydrographique de la Gambie (Gambie et Sénégal) à l'ouest et le lac Tchad (Tchad, Cameroun, Nigeria, Niger) à l'est.

8.5.2 Diversité des espèces menacées

Toutes les aires de répartition connues des espèces d'eau douce menacées à l'échelle mondiale sont représentées sur la figure 8.5. Les zones émergentes comme centres de richesse en espèces d'eau douce menacées comprennent le Delta du Niger (Nigéria), le cours supérieur du fleuve Cavally/Cavalla et le Mont Nimba (Libéria, Guinée, Côte d'Ivoire), le Fouta Djallon et le nord de la Haute-Guinée (Guinée et Sierra Leone). D'autres zones dont la biodiversité d'eau douce est menacée comprennent le lac Tchad, le Delta intérieur du Niger et plusieurs bassins versants côtiers entre le Libéria et le Nigéria. Bon nombre de ces Zones sont également identifiées comme des zones clés pour la biodiversité potentielles pour les espèces d'eau douce au chapitre 9.

8.5.3 Diversité des espèces endémiques

Les espèces dont l'aire de répartition mondiale est limitée à la région de l'Afrique occidentale ont été cartographiées à la figure 8.6. La Haute-Guinée et le Delta du Niger émergent comme des centres de richesse en espèces endémiques, avec jusqu'à 53 espèces endémiques régionales par sous-bassin. D'autres zones de richesse endémique incluent le Bas Niger, le Haut Niger et le Delta Intérieur du Niger, le fleuve Ogun (Nigeria) et le fleuve Ouémé (Bénin) dans les Bassins versants de la Baie, les fleuves Sassandra, Bandama et Komoé en Côte d'Ivoire et les fleuves Sénégal et Gambie à l'ouest.

8.5.4 Diversité des espèces répertoriées DD

Les zones émergent comme des centres de richesse en espèces répertoriées DD comprennent le cours inférieur du fleuve Niger, la Volta et le Delta intérieur du Niger (figure 8.7).

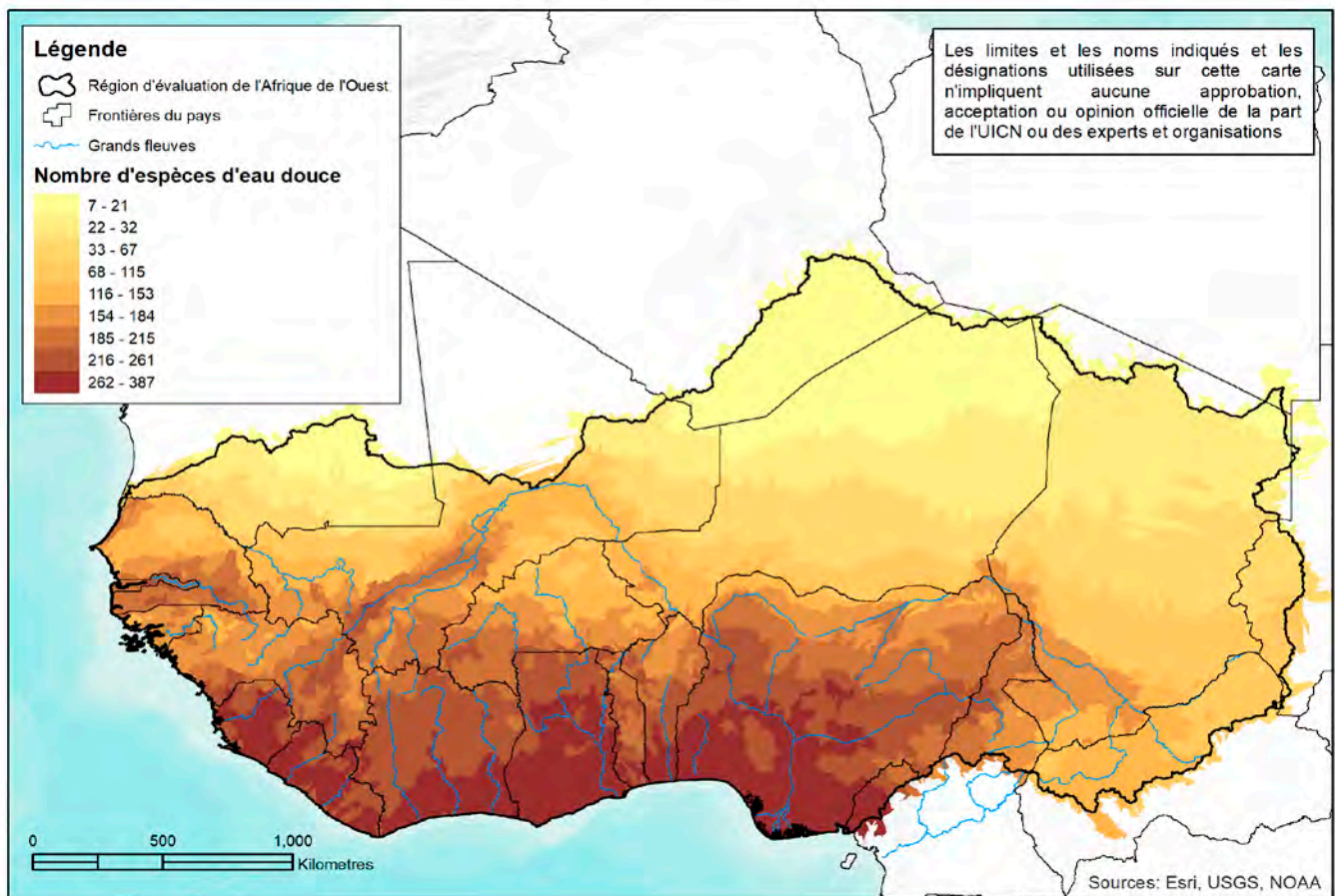


Figure 8.4 Richesse en espèces d'eau douce dans la région d'Afrique occidentale. Source : Compilée par les auteurs du rapport avec des données de la Liste rouge de l'UICN (2021).

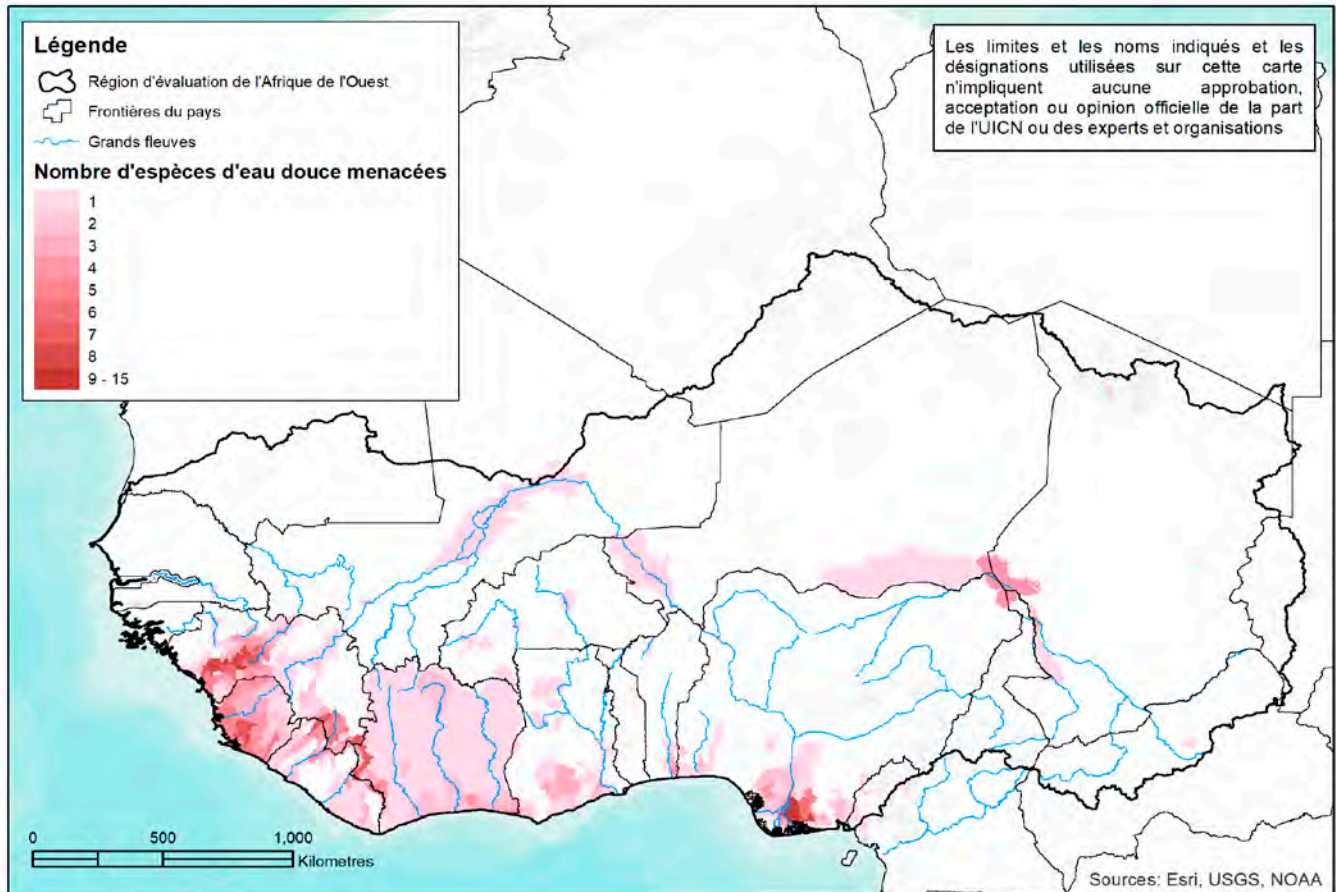


Figure 8.5 Richesse en espèces menacées d'eau douce dans la région d'Afrique occidentale. Source: Compilée par les auteurs du rapport avec des données de la Liste rouge de l'UICN (2021).

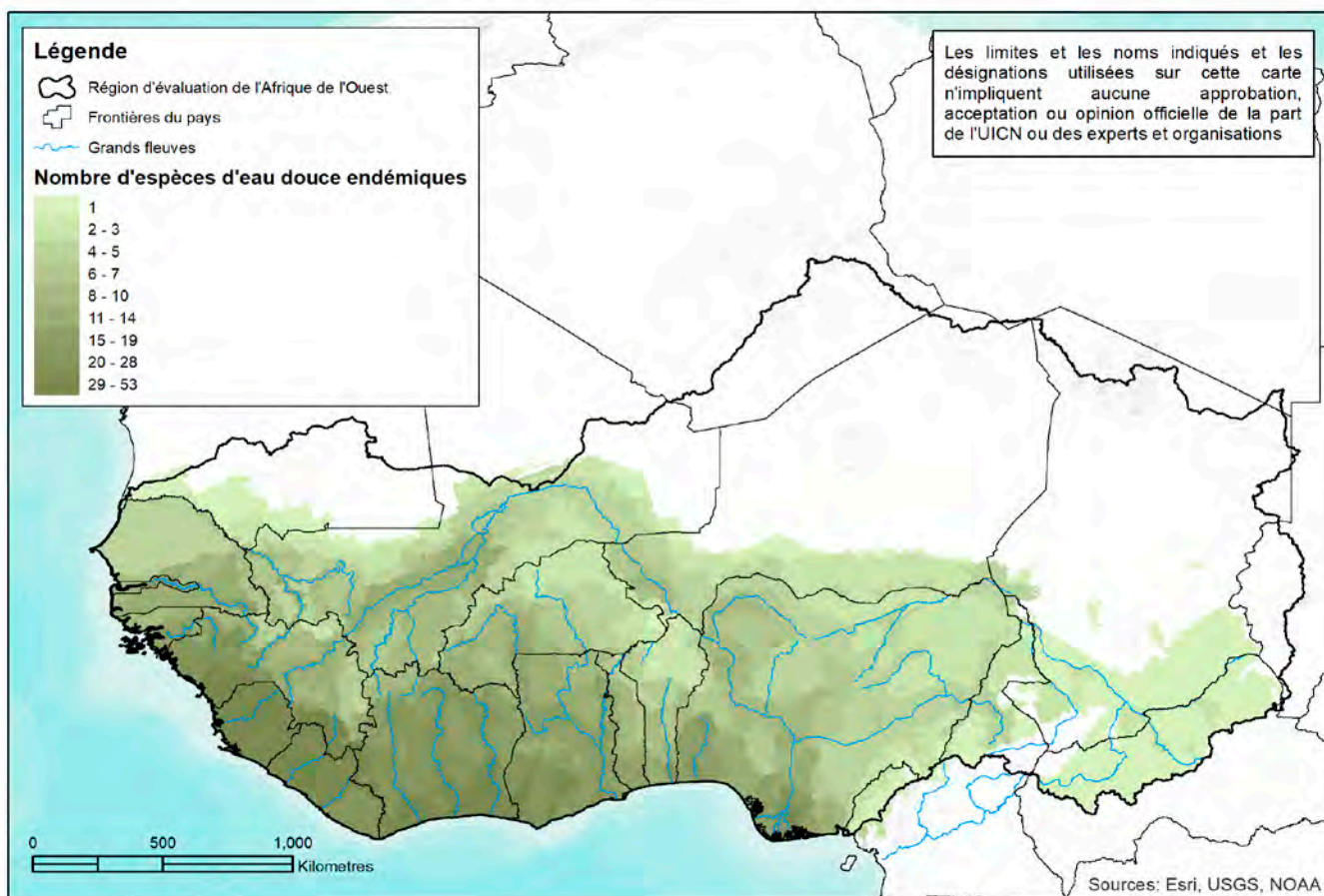


Figure 8.6 Richesse en espèces d'eau douce endémiques régionales dans la région d'Afrique occidentale. Source : Compilée par les auteurs du rapport avec des données de la Liste rouge de l'UICN (2021).

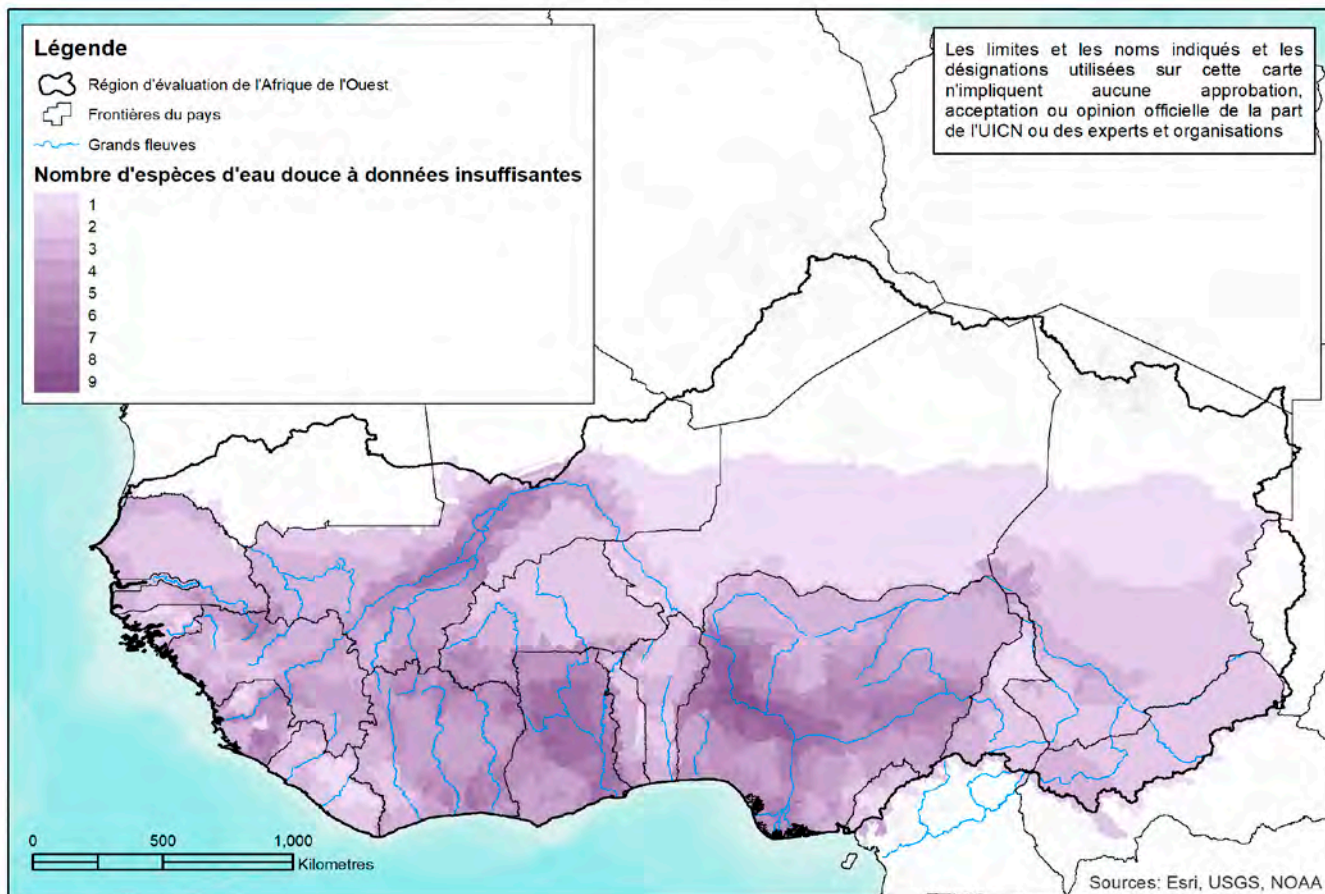


Figure 8.7 Richesse des espèces DD d'eau douce dans la région d'Afrique occidentale. Source : Compilée par les auteurs du rapport avec des données de la Liste rouge de l'UICN (2021).

Les cartes des espèces répertoriées DD doivent être considérées avec une certaine prudence car, par définition, elles représentent les aires de répartition connues d'espèces sur lesquelles nous en savons relativement peu et leurs répartitions cartographiées sont donc putatives. Un certain nombre d'espèces répertoriées DD, pour lesquelles nous n'avons pas de données sur leurs aires de répartition, n'ont pas pu être cartographiées et ne sont donc pas représentées ici. Cela peut donc être considéré comme une carte des « inconnus connus » et peut être utile pour cibler les futures enquêtes, en particulier pour recueillir des informations sur les espèces répertoriées DD.

8.6 Principales menaces

Avec un taux de croissance démographique élevé, l'Afrique occidentale connaît une augmentation sans précédent au niveau régional des menaces à la biodiversité, y compris sa biodiversité d'eau douce. En compilant les menaces identifiées par les évaluateurs de la Liste rouge dans tous les groupes taxonomiques, nous mettons en évidence certaines des principales menaces auxquelles la biodiversité d'eau douce est confrontée dans l'ensemble de la région.

Il convient de noter que les menaces répertoriées dans les évaluations mondiales de la Liste rouge se réfèrent aux populations mondiales des espèces et ne sont donc pas nécessairement limitées ou présentes dans la région

d'Afrique occidentale. Il est alors difficile d'être spatialement explicite sur les menaces affectant les espèces, à moins que les emplacements ne soient spécifiés dans les comptes rendus textuels accompagnant les évaluations de la Liste rouge ou si l'espèce est à aire de répartition restreinte. Cependant, les menaces présentées ici sont largement représentatives des menaces connues pour se produire dans la région, et nous nous référons à certains emplacements de menaces spécifiques où elles sont bien documentées.

Les principales menaces affectant globalement les espèces d'eau douce sont classées dans la figure 8.8. Les menaces sont répertoriées par nombre d'espèces affectées, avec des ventilations fournies pour chaque groupe taxonomique. Il ne s'agit pas d'une représentation exhaustive des menaces pesant sur les espèces d'eau douce, mais met en évidence les principales menaces fréquemment identifiées par les évaluateurs de la Liste rouge. Plus de détails sur les impacts spécifiques de ces menaces sur les espèces d'eau douce sont présentés dans les chapitres 3 à 7.

8.6.1 Pollution

La pollution représente la plus grande menace pour la biodiversité d'eau douce en Afrique occidentale, avec l'utilisation des ressources biologiques. Trois principales menaces liées à la pollution sont communément identifiées pour les espèces d'eau douce.

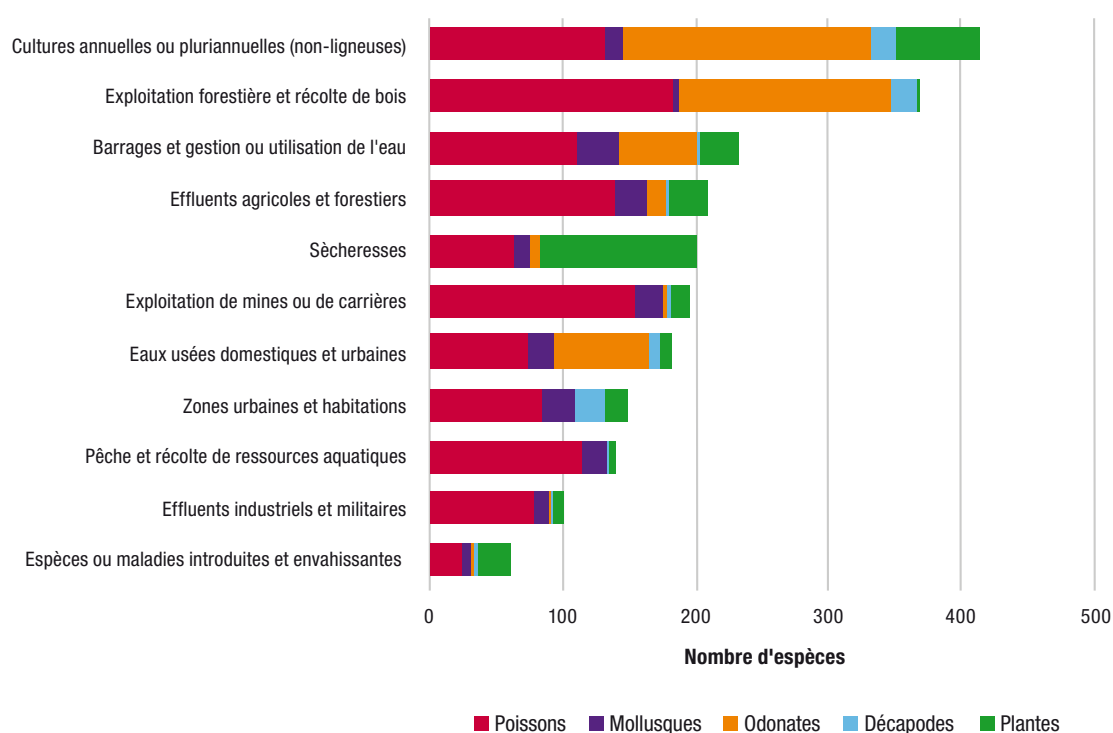


Figure 8.8 Principales menaces pesant sur la biodiversité d'eau douce en Afrique occidentale. Source: Compilée par les auteurs du rapport avec des données de la Liste rouge de l'UICN (2021).

- Les *effluents agricoles et forestiers* sont identifiés comme une menace pour quelque 208 espèces d'eau douce, dont 139 espèces de poissons, 28 espèces végétales et 28 espèces de mollusques.
- Les *eaux usées domestiques et urbaines* constituent une menace documentée pour 182 espèces, dont 73 espèces de poissons d'eau douce, 71 espèces d'odonates et 21 espèces de mollusques d'eau douce.
- Les *effluents industriels et militaires* constituent une menace pour 101 espèces d'eau douce, dont 79 espèces de poissons d'eau douce et 10 espèces de mollusques d'eau douce.

La pollution de l'eau présente une menace particulièrement omniprésente pour les organismes d'eau douce, car les menaces sont facilement transportées en aval, dans les lacs et dans un environnement aquatique plus grand. La pollution de l'eau par les engrais agricoles, les métaux lourds provenant de l'exploitation minière et les eaux usées non traitées sont répandues dans la région (Pare & Bonzi-Coulibaly, 2013). L'extraction artisanale et à petite échelle de l'or est une source majeure de pollution au Sénégal-Gambie, au Ghana et au Nigeria (Global Alliance on Health and Pollution, 2021).

Le Delta du Niger est l'un des écosystèmes de zones humides les plus importants d'Afrique occidentale et pourtant c'est aussi l'un des écosystèmes les plus pollués au monde (Kadafa, 2012). Le Panel de l'UICN sur le delta du Niger fait des recommandations spécifiques pour les procédures de bioremédiation dans le Delta du Niger (IUCN Niger-Delta Panel, 2013 ; Martin-Mehers, 2018). Les recommandations comprenaient l'accent mis sur la prévention des déversements d'hydrocarbures, l'amélioration des procédures d'intervention d'urgence et l'élaboration de normes d'assainissement. Les leçons apprises ici peuvent être appliquées dans d'autres parties de la région.

8.6.2 Utilisation des ressources biologiques

L'utilisation des ressources biologiques, avec la pollution, représente la menace la plus communément identifiée pour les espèces d'eau douce dans cette étude. Les deux principales menaces dans ce groupe sont l'exploitation forestière et la récolte de bois, et la pêche et la récolte des ressources aquatiques.

- *L'exploitation forestière et la récolte de bois* sont documentées comme une menace pour 368 espèces, dont 183 espèces de poissons d'eau douce, 159 espèces d'odonates et 20 espèces de décapodes d'eau douce.
- *La pêche et la récolte des ressources aquatiques* menacent 140 espèces, principalement 115 espèces de poissons d'eau douce mais aussi 18 espèces de

mollusques d'eau douce et 5 espèces de plantes aquatiques.

8.6.3 Agriculture et aquaculture

Les *cultures annuelles et pérennes non ligneuses* affectent 413 espèces d'eau douce, ce qui en fait la menace la plus communément identifiée par les évaluateurs de la Liste rouge. Cette menace affecte 185 espèces d'odonates, 132 espèces de poissons et 62 espèces de plantes, ainsi que 10 espèces de décapodes et 14 espèces de mollusques. Les autres menaces dans cette catégorie comprennent *l'élevage* (20 espèces), *l'aquaculture en eau douce* (14 espèces) et les *plantations de bois et de pâte à papier* (9 espèces).

Le changement d'affectation des terres, entraîné par le développement urbain combiné à l'agriculture, l'exploitation forestière et l'exploitation minière, entraîne la perte et la dégradation de l'habitat. Les écorégions d'eau douce d'Afrique occidentale ont connu certains des niveaux les plus élevés de conversion des terres au monde, en particulier dans les écorégions de la forêt de Haute Guinée, du Haut Niger et d'Eburnéo. L'écorégion d'Ashanti a connu plus de 80 % de conversion des terres.

8.6.4 Modifications des systèmes naturels

Barrages et gestion/utilisation de l'eau, affecte quelque 232 espèces d'eau douce. Les barrages constituent une menace pour 111 espèces de poissons, 59 espèces d'odonates, 29 espèces de plantes, 31 espèces de mollusques et 2 espèces de décapodes selon les évaluations de la Liste rouge. Des barrages tels que le Manantali sur le fleuve Bafing au Mali, le barrage principal d'Akosombo sur le fleuve Volta au Ghana et le barrage Mount Coffee sur le fleuve Saint-Paul au Libéria ont des impacts importants sur les systèmes d'eau douce. Les barrages modifient l'hydrologie des systèmes d'eau douce, présentent des obstacles à la connectivité des systèmes fluviaux et, s'ils ne sont pas gérés de manière sensible, peuvent entraîner une réduction des débits et des sécheresses en aval. Les grands réservoirs artificiels créés par les barrages remplacent les habitats d'eau douce.

Il y a déjà plus de 150 barrages dans la région et 91 autres prévus ou en construction, sur chaque grand fleuve, selon la base de données Futurs réservoirs et barrages hydroélectriques (FHReD) (Zarfl et al., 2015). Bon nombre de ces futurs barrages se trouvent dans des zones à forte richesse en espèces menacées et 16 d'entre eux se trouvent dans des zones protégées existantes. Le barrage hydroélectrique de 128 MW de Sambagalou sur le fleuve Gambie en Guinée a récemment été approuvé. Des données écologiques de base et un plan de suivi préliminaire ont été établis en 2009 (Ndiaye et al., 2009).

8.6.5 Changement climatique et phénomènes météorologiques violents

Les sécheresses sont identifiées comme une menace pour 201 espèces d'eau douce. Naturellement, les plantes aquatiques sont particulièrement sensibles à la sécheresse, et la sécheresse est répertoriée comme une menace pour 118 espèces de plantes aquatiques. Quelque 63 espèces de poissons sont également identifiées comme menacées par les sécheresses. Les températures extrêmes sont également identifiées comme une menace pour 27 espèces d'eau douce.

L'Afrique occidentale est particulièrement vulnérable au changement climatique en raison de la forte variabilité climatique et de la forte dépendance vis-à-vis de l'agriculture pluviale. Une augmentation des sécheresses extrêmes est prévue pour la partie côtière du Libéria et du Cameroun, la Côte d'Ivoire, le Nigéria et le Cameroun (Quenum et al., 2019).

8.6.6 Production d'énergie et exploitation minière

L'exploitation minière et l'exploitation de carrières affectent quelque 196 espèces, dont 154 sont des espèces de poissons d'eau douce. L'extraction de sable, par exemple,

constitue une menace pour les écosystèmes d'eau douce intérieurs en perturbant l'habitat, en modifiant les zones riveraines et en modifiant le transport des sédiments en aval (Koehnken et al., 2020). Le sable est la deuxième ressource naturelle la plus consommée après l'eau (West Africa Coastal Areas Management Program, 2018), et l'extraction de sable est spécifiquement répertoriée comme une menace pour le stromaté à fossettes *Irvineia voltae* (EN) et la Carpe à dents *Epiplatyschaperi* (NT) dans le sud-ouest du Ghana, où l'exploitation de sable est prolifique (Jonah & Adu-Boahen, 2016). Une fiche d'information sur l'extraction de sable produite par le Programme de gestion des zones côtières d'Afrique occidentale du Groupe de la Banque mondiale (West Africa Coastal Areas Management Program, 2018) suggère que le Bénin a déplacé les activités d'extraction de sable des zones côtières vers les lacs et rivières intérieurs, estimant que ces dernières comportent moins de risques. Des données probantes limitées suggèrent que les rivières peuvent soutenir l'extraction si les volumes se situent dans la variabilité naturelle de la charge sédimentaire, mais des recherches supplémentaires sont nécessaires (Koehnken et al., 2020). Le forage pétrolier et gazier affecte également directement au moins 21 espèces de poissons d'eau douce, selon les évaluations des espèces.



Figure 8.9 Ancienne mine de fer à Blue Lake, Comté de Nimba au Libéria, abandonné depuis la première guerre civile au Libéria à la fin des années 80. © K.-D. Dijkstra

8.6.7 Développement résidentiel et commercial

Les zones résidentielles et urbaines sont répertoriées comme une menace pour 149 espèces, dont 84 espèces de poissons d'eau douce, 25 espèces de mollusques, 17 espèces de plantes, 16 espèces de décapodes et 7 espèces d'odonates. Les autres menaces comprennent les zones commerciales et industrielles (26 espèces) et les zones touristiques et récréatives (6 espèces). L'Afrique occidentale a la deuxième population régionale la plus élevée d'Afrique avec plus de 400 millions d'habitants ou 5% de la population mondiale et elle a la population à la croissance la plus rapide au monde de 2,75 % par an (United Nations, Department of Economic and Social Affairs & Population Division, 2019). Le Nigéria a de loin la plus grande population de la région avec plus de 200 millions d'habitants et l'une des trois « mégapoles » d'Afrique, Lagos au Nigéria. Lagos compte près de 20 millions d'habitants et sa population devrait continuer de croître à un taux de 3,5% ou plus par an (United Nations, Department of Economic and Social Affairs & Population Division, 2019). Ce phénomène est confirmé par une tendance plus large à l'urbanisation dans toute la région, ce qui entraînera une nouvelle conversion des terres pour l'expansion urbaine.

8.6.8 Espèces allogènes envahissantes

Les espèces allogènes envahissantes sont identifiées comme une menace dans 61 évaluations d'espèces. Les deux groupes taxonomiques les plus couramment associés à cette menace sont les poissons et les plantes aquatiques, chacun comptant 25 espèces. En particulier, la jacinthe

d'eau est explicitement identifiée comme une menace pour plusieurs espèces indigènes, telles que le mollusque d'eau douce *Biomphalaria tchadiensis* (EN) dans le lac Tchad et la crevette d'eau douce *Euryrhychnina edingtonae* (EN) dans le Delta du Niger. Parce que les systèmes fluviaux traversent de nombreuses frontières internationales en Afrique occidentale, cela rend la mauvaise herbe envahissante d'autant plus difficile à contrôler. Les efforts pour contrôler l'espèce au Ghana dans les années 1990 ont été entravés par l'afflux en provenance du Togo et du Burkina Faso voisins, qui n'avaient pas de programmes similaires en place. En plus d'être une menace pour la faune aquatique, les grands tapis de jacinthe d'eau, qui se forment sur les rivières et les lacs, gênent également les pêcheurs en bloquant les canaux navigables.

8.7 Actions de recherche et de conservation recommandées

Les actions de recherche et de conservation recommandées sont identifiées dans le cadre du processus d'évaluation de la Liste rouge. Nous résumons ici les actions de recherche et de conservation les plus fréquemment recommandées pour les espèces d'eau douce, telles qu'identifiées par les évaluateurs de la Liste rouge, y compris une répartition par groupe taxonomique.

Des recherches sont recommandées sur la taille, la répartition et les tendances des populations de 998 espèces, soit 66 % des espèces évaluées (figure 8.10). Les autres domaines de recherche fréquemment recommandés comprennent les menaces (843 espèces, 56 %), le cycle biologique et l'écologie (773 espèces, 51 %) et les tendances

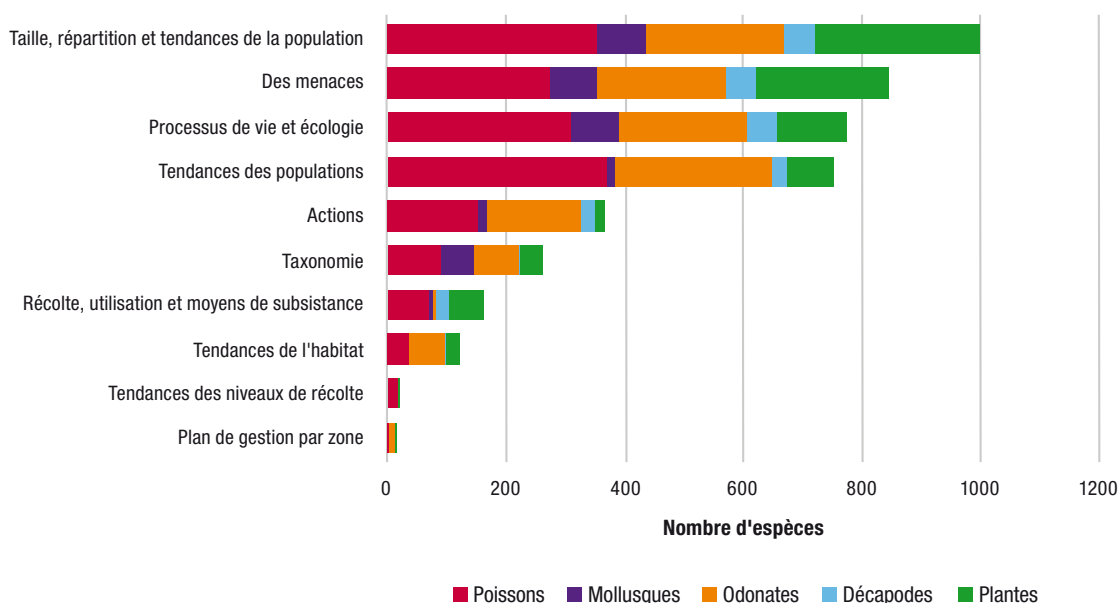


Figure 8.10 Priorités de recherche recommandées pour la biodiversité d'eau douce en Afrique occidentale. Source : Compilée par les auteurs du rapport avec des données de la Liste rouge de l'UICN (2021).

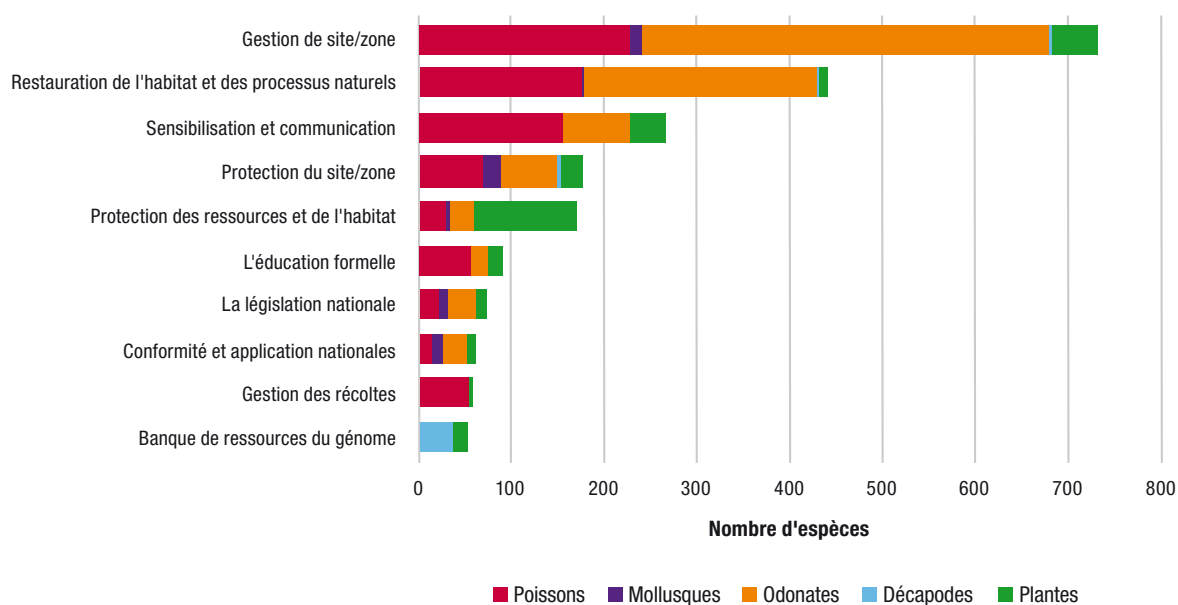


Figure 8.11 Actions prioritaires de conservation pour la biodiversité d'eau douce en Afrique occidentale. Source : Compilée par les auteurs du rapport avec des données de la Liste rouge de l'UICN (2021).

des populations (752 espèces, 50 %). La recherche taxonomique est loin d'être terminée, avec 261 espèces (17 %) nécessitant une étude plus approfondie.

La plupart de ces recommandations de recherche peuvent être traitées par des enquêtes sur le terrain pour recueillir plus d'informations sur les populations d'espèces, les menaces et l'écologie. Les futurs relevés et suivis devraient se concentrer sur les sous-bassins avec un grand nombre d'espèces DD (figure 8.7) et ceux avec un grand nombre d'espèces menacées mis en évidence (figure 8.5).

Les actions de conservation recommandées par les évaluateurs de la Liste rouge reflètent largement celles énoncées dans le plan de restauration d'urgence pour la biodiversité d'eau douce (Tickner et al., 2020). L'action de conservation la plus fréquemment recommandée pour la biodiversité d'eau douce est la gestion des sites/zones, recommandée pour 734 espèces ou 49 % des espèces (figure 8.11). En revanche, la protection des sites/zones est recommandée pour 177 espèces (8 %) et la protection des ressources et de l'habitat pour 171 espèces (11 %). Cela suggère que les sites n'ont pas nécessairement besoin d'être officiellement protégés, tant qu'ils sont gérés efficacement pour la conservation des espèces d'eau douce. Cela met en évidence la nécessité d'identifier les Zones clés pour la biodiversité (KBA) pour les espèces d'eau douce. Les KBA ne prescrivent pas la désignation d'aires protégées, mais représentent des zones potentiellement gérables d'importance mondiale pour la persistance de la biodiversité (UICN, 2016) (chapitre 9). De plus, un réseau de sites critiques pour la biodiversité d'eau douce est présenté au chapitre 10.

La restauration de l'habitat et des processus naturels est le deuxième domaine d'action de conservation le plus fréquemment cité pour les espèces d'eau douce (figure 8.11). Cibler les systèmes d'eau douce alors que nous entrons dans la Décennie des Nations Unies pour la restauration des écosystèmes aura des avantages tangibles non seulement pour la biodiversité d'eau douce d'Afrique occidentale, mais aussi pour la sécurité de l'eau et une myriade d'autres services écosystémiques. Cela sera d'une importance cruciale au cours de la prochaine décennie à mesure que la région se développera économique

Références

- Brown, D.S. (1994). *Freshwater snails of Africa and their medical importance*. 2nd ed. London ; Bristol, PA, Taylor & Francis.
- Bubb, P.J., Butchart, S.H.M., Collen, B., Dublin, H., et al. (2009). *IUCN Red List Index: guidance for national and regional use. Version 1.1*. [Online]. Gland, Switzerland, IUCN. Available from: <https://portals.iucn.org/library/node/9321>.
- Darwall, W.R.T., Smith, K.G., Allen, D.J., Holland, R.A., et al. (2011). *The diversity of life in African freshwaters: under water, under threat: an analysis of the status and distribution of freshwater species throughout mainland Africa*. [Online]. Cambridge, UK and Gland, Switzerland, IUCN. Available from: <https://portals.iucn.org/library/node/9409>.
- Doffou, R.J.O., Konan, F.K., Aliko, G.N., Boussou, C.K., et al. (2018). *Micralestes eburneensis* Daget 1965 (Characiformes: Alestidae), a Near Threatened Fishes of

- the World. *Aquatic Science and Technology*. [Online] 7 (1), 23. Available from: <https://www.doi.org/10.5296/ast.v7i1.13943>.
- Đuriš, Z. & Koch, M. (2010). *Potamonautes lipkei*, a new species of African freshwater crab (Decapoda, Potamonautidae) from Senegal. *Studies on Malacostraca: Lipke Bijdeley Holthuis Memorial Volume*. [Online] 219–229. Available from: https://www.doi.org/10.1163/9789047427759_014.
- Global Alliance on Health and Pollution (2021). *Global Pollution Map*. [Online]. 2021. Pollution.org. Available from: <https://www.pollution.org/> [Accessed: 9 June 2021].
- IUCN Niger-Delta Panel (2013). *Sustainable remediation and rehabilitation of biodiversity and habitats of oil spill sites in the Niger Delta: Main report including recommendations for the future. A report by the independent IUCN–Niger Delta Panel (IUCN–NDP) to the Shell Petroleum Development Company of Nigeria (SPDC)*. [Online]. Available from: <https://www.iucn.org/content/sustainable-remediation-and-rehabilitation-biodiversity-and-habitats-oil-spill-sites-niger-delta> [Accessed: 9 June 2021].
- Jonah, F.E. & Adu-Boahen, K. (2016). Coastal environmental injustice in Ghana: the activities of coastal sediment miners in the Elmina, Cape Coast and Moree area. *GeoJournal*. [Online] 81 (2), 185–196. Available from: <https://www.doi.org/10.1007/s10708-014-9612-4>.
- Kadafa, A.A. (2012). Environmental Impacts of Oil Exploration and Exploitation in the Niger Delta of Nigeria. *Global Journal of Science Frontier Research, Environment & Earth Sciences*. 12 (3), 11.
- Koehnken, L., Rintoul, M.S., Goichot, M., Tickner, D., et al. (2020). Impacts of riverine sand mining on freshwater ecosystems: A review of the scientific evidence and guidance for future research. *River Research and Applications*. [Online] 36 (3), 362–370. Available from: <https://doi.org/10.1002/rra.3586>.
- Martin-Mehers, G. (2018). *IUCN Niger Delta Panel: stories of influence*. [Online]. IUCN, International Union for Conservation of Nature. Available from: <https://www.doi.org/10.2305/IUCN.CH.2018.23.en> [Accessed: 24 January 2021].
- Ndiaye, A., Niang-Diop, F., Niassé, F., Sarr, A., et al. (2009). *Preliminary plan for the monitoring of freshwater biodiversity in the Gambia basin*.p.48.
- Pare, S. & Bonzi-Coulibaly, L.Y. (2013). Water quality issues in West and Central Africa: present status and future challenges. In: B. Arheimer, A. Collins, V. Krysanova, E. Lakshmanan, et al. (eds.). *Understanding Freshwater Quality Problems in a Changing World*. Wallingford, Int Assoc Hydrological Sciences. pp. 87–95.
- Quenum, G.M.L.D., Klutse, N.A.B., Dieng, D., Laux, P., et al. (2019). Identification of Potential Drought Areas in West Africa Under Climate Change and Variability. *Earth Systems and Environment*. [Online] 3 (3), 429–444. Available from: <https://www.doi.org/10.1007/s41748-019-00133-w>.
- Smith, K.G., Diop, M.D., Niane, M. & Darwall, W.R.T. (2009). *The Status and Distribution of Freshwater Biodiversity in Western Africa*. [Online]. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, International Union for Conservation of Nature (IUCN). Available from: <https://portals.iucn.org/library/node/9638>.
- Tickner, D., Opperman, J.J., Abell, R., Acreman, M., et al. (2020). Bending the Curve of Global Freshwater Biodiversity Loss: An Emergency Recovery Plan. *BioScience*. [Online] 70 (4), 330–342. Available from: <https://www.doi.org/10.1093/biosci/biaa002>.
- Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) (2016). *Standard mondial pour l'identification des Zones Clés pour la Biodiversité, Version 1.0*. Première édition. Gland, Suisse : UICN. [Online]. Available from: <https://portals.iucn.org/library/node/46320> [Accessed: 27 February 2020].
- United Nations, Department of Economic and Social Affairs & Population Division (2019). *World urbanization prospects: the 2018 revision*.
- West Africa Coastal Areas Management Program (2018). *What can be done about West Africa's Disappearing Sand?* [Online]. Available from: https://weandb.org/wp-content/uploads/2018/03/ks_west-africa-is-running-out-en-v1-20171114.pdf [Accessed: 7 June 2021].
- Zarfl, C., Lumsdon, A.E., Berlekamp, J., Tydecks, L., et al. (2015). A global boom in hydropower dam construction. *Aquatic Sciences*. [Online] 77 (1), 161–170. Available from: <https://www.doi.org/10.1007/s00027-014-0377-0>.

Chapitre 9

Zones clés pour la biodiversité

Starnes, T. ¹ Spiliopoulou, K. ^{2,3}

Sommaire

9.1 Contexte.....	109
9.2 Méthodologie	110
9.2.1 Critères et seuils KBA	110
9.2.2 Validation des KBA d'eau douce	111
9.3 Renforcement des capacités	114
9.4 KBA d'eau douce du CEPF	115
9.4.1 Bassin du fleuve Gbangbaia (fw1).....	115
9.4.2 Lac Barombi Mbo et bassins versants environnants (fw2)	116
9.4.3 Lac de Bermin et bassins versants environnants (fw3).....	117
9.4.4 Partie inférieure du fleuve Bandama (fw4)	118
9.4.5 Cours inférieur de la rivière St Paul (fw5)	119
9.4.6 Bassin versant de la basse Volta orientale (fw6).....	119
9.4.7 Bassin intermédiaire de la rivière St. Paul (fw7).....	120
9.4.8 Marais de Rhombe et embouchure des rivières Little et Great Scarcies (fw8).....	120
9.4.9 São Tomé (fw9)	120
9.4.10 Sud-est du Delta du Niger - près de Calabar (fw10).....	121
9.4.11 Cours supérieur de la rivière St. Paul (fw11)	121
9.4.12 Ruisseau Weeni - Comté de Grand Bassa (fw12)	121
9.4.13 Delta du Niger occidental (fw13)	122
9.5 Autres KBA d'eau douce potentielles	122
9.6 Recommandations et prochaines étapes	123
Références	124
Annexe i – Espèces potentielles de déclenchement de la KBA en eau douce	126
Annex ii – Participants à l'atelier KBA.....	129

9.1 Contexte

Au cours des quatre dernières décennies, plusieurs organisations se sont livrées à la collecte d'informations sur l'emplacement des sites qui contribuent de manière significative à la biodiversité. Depuis la fin des années 1970, BirdLife International a établi des critères d'identification des Zones importantes pour conservation des oiseaux (ZICO) et plus de 13 000 sites ont été identifiés dans le monde (BirdLife International, 2021). Suivant cette logique, d'autres méthodologies ont été élaborées (par exemple, les Zones importantes pour les plantes (ZIP), les sites de l'Alliance pour l'extinction zéro (AZE) et les Zones importantes pour les papillons) pour de multiples groupes taxonomiques dans les environnements d'eau douce, terrestres et marins. Ces approches se concentrent généralement sur un groupe d'espèces ou un biome, et utilisent divers critères d'évaluation, ce qui a créé une certaine confusion chez

les décideurs, et suscité un redoublement des efforts de conservation (Dudley et al., 2014).

En conséquence, lors du Congrès mondial de la nature, organisé à Bangkok, en Thaïlande, en 2004, les membres de l'UICN ont appelé à « la mise en œuvre d'un processus consultatif visant à définir à l'échelle mondiale une méthodologie permettant aux pays d'identifier les Zones clés pour la biodiversité » (Union internationale pour la conservation de la nature (UICN), 2004). En application de cette résolution (WCC 3.013), la Commission pour la sauvegarde des espèces (CSE) et la Commission mondiale des aires protégées (CMAP) de l'UICN ont créé un Groupe de travail conjoint sur la biodiversité et les aires protégées. Depuis 2012, ce groupe de travail a rassemblé les contributions des commissions, membres et équipes du secrétariat de l'UICN, ainsi que des organisations de conservation, universités, décideurs, donateurs et acteurs secteur privé, afin de définir

¹ Unité de la biodiversité d'eau douce, Programme mondial sur les espèces, UICN (Union internationale pour la conservation de la nature), David Attenborough Building, Pembroke Street, Cambridge, CB2 3QZ, Royaume Uni

² Institute of Marine Biological Resources and Inland Waters, Hellenic Centre for Marine Research, 19013, Anavissos, Greece

³ Department of Ecology and Taxonomy, Faculty of Biology, National and Kapodistrian University of Athens, 15784, Athens, Greece

les critères scientifiques convenus au niveau mondial et harmoniser le travail d'identification des KBA. Tous ces efforts ont abouti au *Standard mondial pour l'identification des KBA* (UICN, 2016), qui peut être appliquée de manière robuste à travers les groupes taxonomiques et tous les éléments de la biodiversité.

Les KBA sont des sites qui contribuent de manière significative à la persistance globale de la biodiversité (UICN, 2016). Cela n'implique pas qu'une action de conservation spécifique au site, telle que la désignation d'une aire protégée (AP), soit nécessaire. Les décisions en matière de gestion doivent être fondées sur des exercices de définition des priorités de conservation, qui combinent les données sur l'importance de la biodiversité avec les informations disponibles sur la vulnérabilité du site et les mesures de gestion nécessaires pour sauvegarder la biodiversité pour laquelle le site est important. Il est souvent souhaitable d'incorporer d'autres données dans l'établissement des priorités, telles que le coût des actions de conservation, les opportunités disponibles, l'importance de la préservation des aspects liés à l'évolution des espèces ou du paysage et la connectivité. Les KBA ne correspondent donc pas nécessairement aux priorités de conservation, mais sont indispensables pour informer la planification systématique de la conservation et l'établissement des priorités, tout en reconnaissant que les actions prioritaires de conservation peuvent également se situer en dehors des KBA (UICN, 2016).

Les données générées par l'application du Standard KBA devraient avoir de multiples usages (Dudley et al., 2014). Les KBA peuvent soutenir l'expansion stratégique des réseaux d'AP par les gouvernements et la société civile qui travaillent à la réalisation des objectifs d'Aichi relatifs à la biodiversité (notamment les objectifs 11 et 12), établis par la Convention sur la diversité biologique (Butchart et al., 2012) (et les objectifs qui leur succèdent dans le Cadre mondial pour la biodiversité post-2020). Ils servent à renseigner la description ou l'identification de sites conformément à des conventions internationales (telles que les zones humides d'importance internationale désignées en vertu la Convention de Ramsar, les sites du patrimoine naturel mondial et les zones écologiquement et biologiquement importantes (ZBEI) décrites dans le cadre de la CDB). Ils contribuent au développement d'autres mesures de conservation efficaces basées sur les zones (Jonas et al., 2014). Elles guident les politiques de sauvegarde du secteur privé, les normes environnementales et les systèmes de certification. Les KBA soutiennent la planification des actions de conservation et l'établissement des priorités aux niveaux national et régional et apportent aux communautés locales et autochtones des opportunités d'emploi, de reconnaissance, d'investissement économique et de mobilisation de la société (UICN, 2016).

9.2 Méthodologie

La méthodologie d'identification et de délimitation des KBA d'eau douce mondiales en Afrique occidentale a suivi le nouveau Standard mondial d'identification des Zones clés pour la biodiversité (UICN, 2016). Ici, nous décrivons brièvement les critères et les seuils des KBA (partie 9.2.1), nous décrivons ensuite comment ils ont été appliqués pour valider les KBA d'eau douce du CEPF en Afrique occidentale (partie 9.2.2), d'abord par une analyse documentaire (partie 9.2.2.1), puis par des ateliers de consultation des parties prenantes (partie 9.2.2.2).

9.2.1 Critères et seuils KBA

Les critères énoncés dans le Standard mondial KBA (UICN, 2016) fournissent des seuils quantitatifs pour identifier les sites qui contribuent de manière significative à la persistance de la biodiversité mondiale (1). Les critères de haut niveau sont conçus pour capturer les sites d'importance pour : A) la biodiversité menacée ; B) la biodiversité géographiquement restreinte ; C) l'intégrité écologique ; D) les processus biologiques ; et E) l'irremplaçabilité par l'analyse quantitative. Les sites identifiés comme des KBA potentielles devraient idéalement être évalués en fonction de tous les critères. Bien que tous ces critères ne soient pas applicables ou pertinents pour les groupes taxonomiques d'eau douce examinés lors de l'atelier (par exemple, tous les groupes taxonomiques n'ont pas des espèces qui forment des agrégations), il suffit de satisfaire à l'un des critères (ou sous-critères) pour qu'un site soit considéré comme une KBA. Les espèces répondant aux seuils et aux critères KBA sont définies comme des espèces déclencheurs KBA. Les critères KBA C, D et E n'ont pas été utilisés ici en raison d'un manque de données appropriées. Les critères et les seuils utilisés dans ce projet sont résumés dans le tableau 9.1.

En plus de ces critères et seuils techniques, le Standard mondial KBA précise que les KBA doivent être des unités « potentiellement gérables ». Elles peuvent être délimitées de manière à « adopter » des unités de gestion existantes telles que des aires protégées ou des aires conservées par les communautés, ou encore à tenir compte des régimes fonciers légaux et coutumiers. En outre, les KBA ne peuvent pas se chevaucher. Lorsqu'une nouvelle KBA est identifiée et qu'elle chevauche une autre existante, les promoteurs de la nouvelle KBA ont trois options :

- a) Adopter les limites existantes de la KBA ;
- b) Proposer une KBA adjacente qui ne chevauche pas la celle existante ;
- c) Proposer une extension des limites de la KBA existante, afin d'intégrer le nouvel élément de biodiversité.

Tableau 9.1 Résumé des critères et des seuils des KBA A et B, modifié d'après UICN (2016).

	Critère KBA	Élément de biodiversité sur le site	% de la population mondiale Taille/étendue	RU
A. Biodiversité menacée	A1. Espèces menacées	(a) Espèces CR ou EN	≥0.5%	≥5
		(b) Espèces VU	≥1%	≥10
		(c) Espèces CR ou EN menacées uniquement en raison d'une réduction de la population dans le passé ou le présent.	≥0.1%	≥5
		(d) Espèces VU menacées uniquement en raison d'une réduction de la population dans le passé ou le présent.	≥0.2%	≥10
		(e) Espèces CR ou EN	Entire global population size	
B. Biodiversité géographiquement restreinte	B1. B1. Espèces individuelles géographiquement restreintes	Toute espèce	≥10%	≥10
	B2. B2. Espèces concomitantes géographiquement restreintes	Espèces à distribution restreinte : ≥2 espèces OU 0,02 % du nombre total d'espèces dans un groupe taxonomique, le nombre le plus élevé étant à retenir.	≥1%	–
	B3. Assemblages géographiquement restreints	(a) ≥5 espèces restreintes au niveau de l'écorégion OU 10 % des espèces restreintes à l'écorégion, le chiffre le plus élevé étant à retenir.	≥0.5%	–
		(b) ≥5 espèces limitées au niveau de la biorégion OU 30 % des espèces connues restreintes au niveau national, selon le nombre le plus grand.	–	–
	(c) Une partie des 5 % les plus importants de l'habitat occupé au niveau mondial de chacune des ≥5 espèces dans un groupe taxonomique.	–	–	

Dans tous les cas, il est recommandé d'informer les auteurs des propositions de KBA existantes du nouvel élément de biodiversité, et une consultation est nécessaire avant de procéder à toute modification des limites des KBA existantes (option c).

9.2.2 Validation des KBA d'eau douce

Il y a 13 KBA d'eau douce proposées dans le profil d'écosystème des forêts guinéennes d'Afrique occidentale (GFWA) (CEPF, 2015), couvrant un éventail de pays dans les forêts de Haute et de Basse Guinée. Ces sites ont été identifiés par le profil d'écosystème comme étant les plus critiques pour la biodiversité d'eau douce dans le hotspot de la biodiversité du GFWA. Ils ont été identifiés avant la publication du Standard mondial KBA (UICN, 2016), délimités selon les grands bassins fluviaux, et ne sont pas considérés comme des sites « gérables ». Ici, nous réévaluons ces sites en fonction du Standard mondial KBA. Nous avons tout d'abord exploité les évaluations mises à jour de la Liste rouge, évoquées dans les chapitres 3 à 7, dans le cadre d'une analyse documentaire pour passer en revue les KBA d'eau douce du CEPF et d'autres sites potentiels en Afrique occidentale en fonction du critère KBA A sur la biodiversité menacée, et du critère B sur la biodiversité géographiquement restreinte. Nous avons ensuite organisé des ateliers de consultation des acteurs dans six pays afin d'évaluer la possibilité de gérer et de délimiter ces sites par rapport aux lois locales et nationales, aux juridictions et aux autres zones désignées telles que les zones protégées existantes et les KBA.

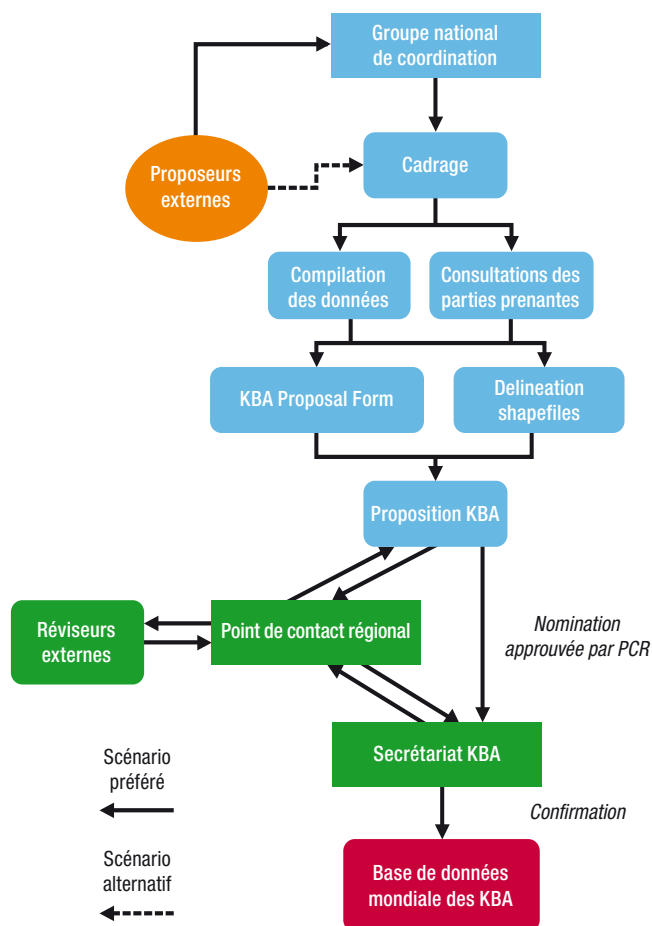


Figure 9.1 Schéma du processus de proposition de KBA, modifié d'après le Secrétariat KBA (2019).

9.2.2.1 Analyse documentaire

Une analyse documentaire a été effectuée à l'aide des données recueillies dans le cadre des évaluations de la Liste rouge de l'UICN pour les groupes taxonomiques d'eau douce suivants : i) poissons, ii) mollusques, iii) odonates (libellules et demoiselles), iv) crabes et crevettes, et v) plantes aquatiques (chapitres 3–7). Les jeux de données collectés comprennent les informations requises sur les aires de répartition des espèces et leurs catégories de risque d'extinction telles que publiées sur la Liste rouge de l'UICN. Les étapes de l'analyse sont les suivantes :

- a. Assembler des jeux de données spatiales de :
 - i) Cartes de distribution de la Liste rouge des espèces pour les poissons d'eau douce, les mollusques, les odonates, les crabes et les écrevisses, et les plantes aquatiques;
 - ii) Limites des KBA et des zones protégées existantes.Il convient de noter que la délimitation des KBA est un processus itératif conduisant à la révision et à la mise à jour des KBA existantes, le cas échéant, par l'utilisation des meilleures données récentes disponibles, au fur et à mesure qu'elles sont disponibles (UICN, 2016). Les évaluations de la Liste rouge des espèces employées ici ont été réalisées en 2018-2020 dans le cadre de la première composante du projet (voir chapitres 2-7), afin de s'assurer que les données sont liées à une source fiable et suffisamment récentes (et mises à jour) pour s'assurer que les éléments de biodiversité sont encore présents sur les sites.
- b. Déterminer les limites du site proposé sur la base des données biologiques. En utilisant les cartes de distribution des espèces assemblées à l'étape 1a ci-dessus, tous les sous-bassins versants de rivières/lacs en Afrique occidentale qui contiennent des espèces potentiellement déclencheuses de la KBA ont été identifiés sur la base des interparties des sous-bassins versants avec les aires de répartition cartographiées des espèces. Les sous-bassins hydrographiques ont été délimités selon la couche de données spatiales appelée HydroBASINS (Lehner & Grill, 2013) (voir chapitre 2). La résolution utilisée pour sélectionner les sous-bassins versants abritant des espèces déclencheuses de la KBA était le niveau 8 d'HydroBASINS, qui, en Afrique occidentale, délimite des sous-bassins versants d'une superficie médiane de 352 km², lacs compris. De cette façon, des cartes ont été créées pour montrer le nombre d'espèces potentielles par sous-bassin versant. Des listes d'espèces potentiellement déclencheuses supposées être présentes dans chaque sous-bassin versant ont également été compilées. Ce processus a été réalisé par un tri de tous les sous-bassins versants par rapport à l'ensemble des cartes d'espèces à l'aide d'un script

R (R Core Team, 2020) développé par Konstantina Spiliopoulou (Spiliopoulou, 2021) pour identifier les espèces déclencheuses présentes et les critères déclenchés pour chaque sous-bassin versant (figure 9.2). Au cours de l'analyse, les sites potentiellement qualifiés AZE ont également été identifiés. Ces sites sont des endroits qui contiennent les dernières ou les seules populations d'espèces en danger critique ou en danger au niveau mondial, presque entièrement restreint à ce seul site (Ricketts et al., 2005). La carte des AZE peut être consultée à l'adresse <https://www.zeroextinction.org/>.

9.2.2.2 Ateliers dédiés à la validation et à la délimitation

Des ateliers ont été organisés pour identifier et délimiter les KBA dans chacun des six pays contenant des KBA d'eau douce dans le profil d'écosystème du CEPF GFWA (CEPF, 2015). Ces ateliers ont été convoqués par l'UICN au cours du premier trimestre de 2021. Chacun des ateliers s'est déroulé en présentiel les pays respectifs, le Programme mondial de l'UICN pour les espèces ayant assuré la formation KBA par visioconférence afin d'éviter les déplacements internationaux pendant la pandémie mondiale de coronavirus. L'UICN a également présenté les KBA potentielles, telles que dérivées de l'analyse de bureau de l'étape 1, pour validation. Les ateliers en Sierra Leone, au Liberia, en Côte d'Ivoire, au Ghana et au Nigeria ont été animés par le partenaire de BirdLife dans chaque pays, respectivement. Au Cameroun, l'atelier a été facilité par le Bureau régional de l'UICN pour l'Afrique occidentale et centrale.

Les ateliers ont réuni des acteurs de divers secteurs, dont les gouvernements locaux et nationaux, la société civile et le secteur privé. L'objectif des ateliers était de valider les 13 KBA d'eau douce présentées dans le profil d'écosystème du CEPF, d'identifier et de valider toute autre KBA potentielle émergeant de l'analyse documentaire et de délimiter les limites géographiques du site qui sont écologiquement pertinentes et pratiques pour la gestion (UICN, 2016). Il a été demandé aux participants à l'atelier de délimiter KBA selon la procédure suivante :

- a. Confirmation de la présence d'espèces déclencheurs de la KBA dans les sous-bassins versants.
- b. Délimitation des nouvelles KBAs potentielles :
 - i. des KBA préexistantes ;
 - ii. des zones protégées ;
 - iii. des KBA sans chevauchement avec d'autres ou des zones protégées
- c. Satisfaire aux exigences minimales de documentation pour chaque KBA

L'un des principaux résultats de ces ateliers a été la vulgarisation des sites les plus importants pour

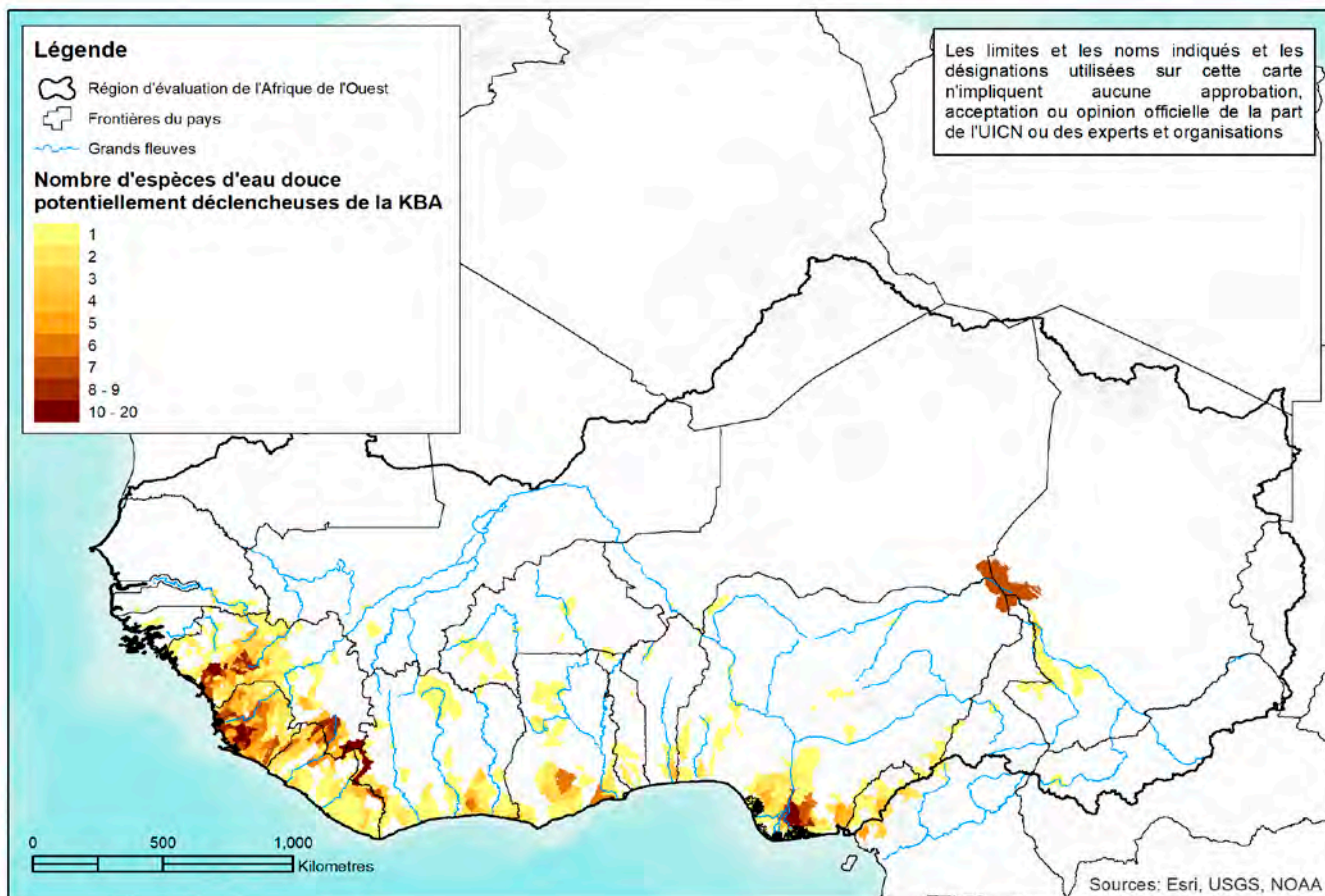


Figure 9.2 Nombre d'espèces potentiellement déclencheuses de la KBA par sous-bassin versant, en fonction du statut de menace, de la classification taxonomique et de l'interpartie des aires de répartition. Source : Compilé par les auteurs du rapport à partir des données de la Liste rouge de l'UICN (2021).

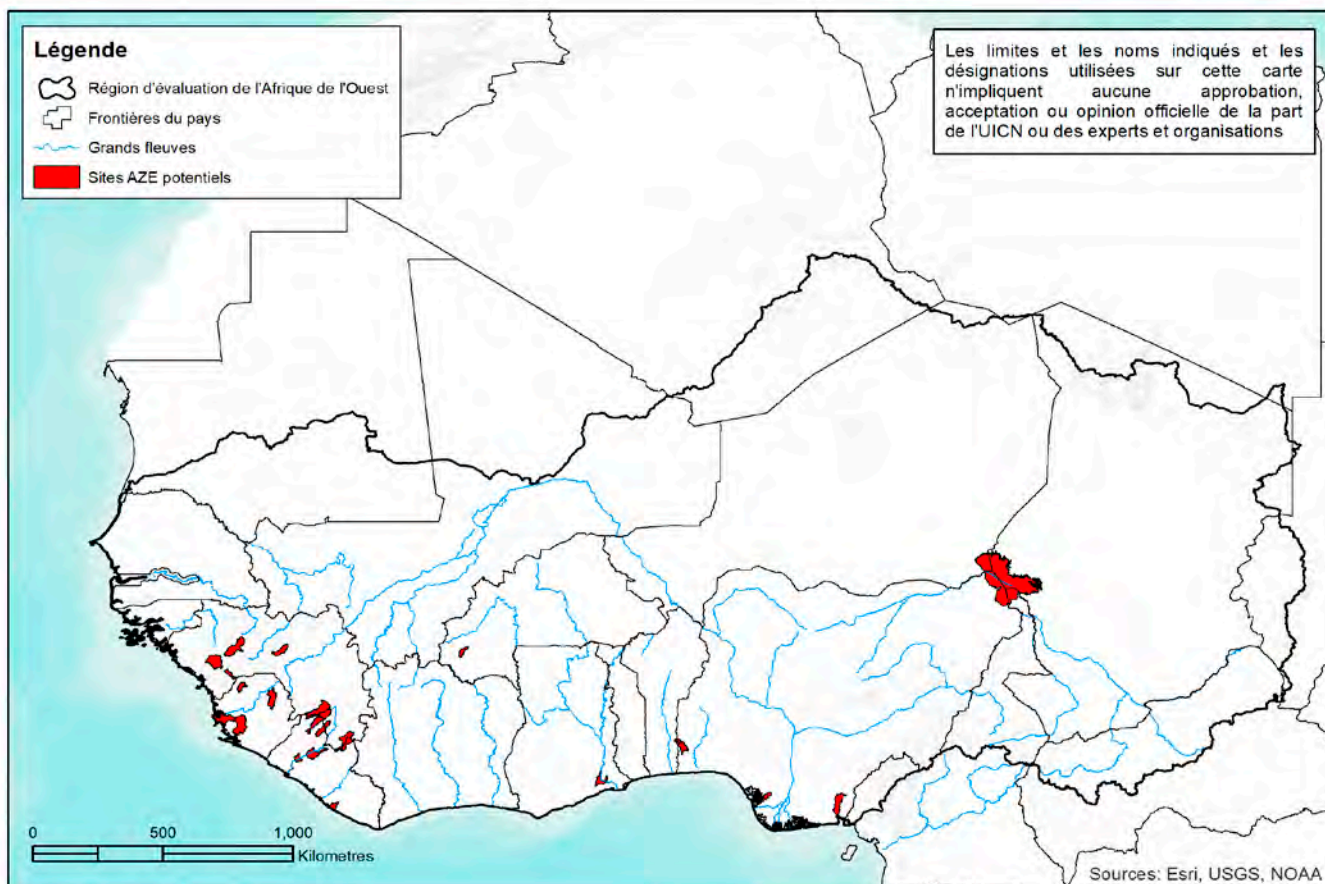


Figure 9.3 Sous-bassins versants susceptibles d'abriter des sites AZE, d'après l'interpartie des aires de répartition. Source : Compilée par les auteurs du rapport avec des données de la Liste Rouge de l'UICN (2021).

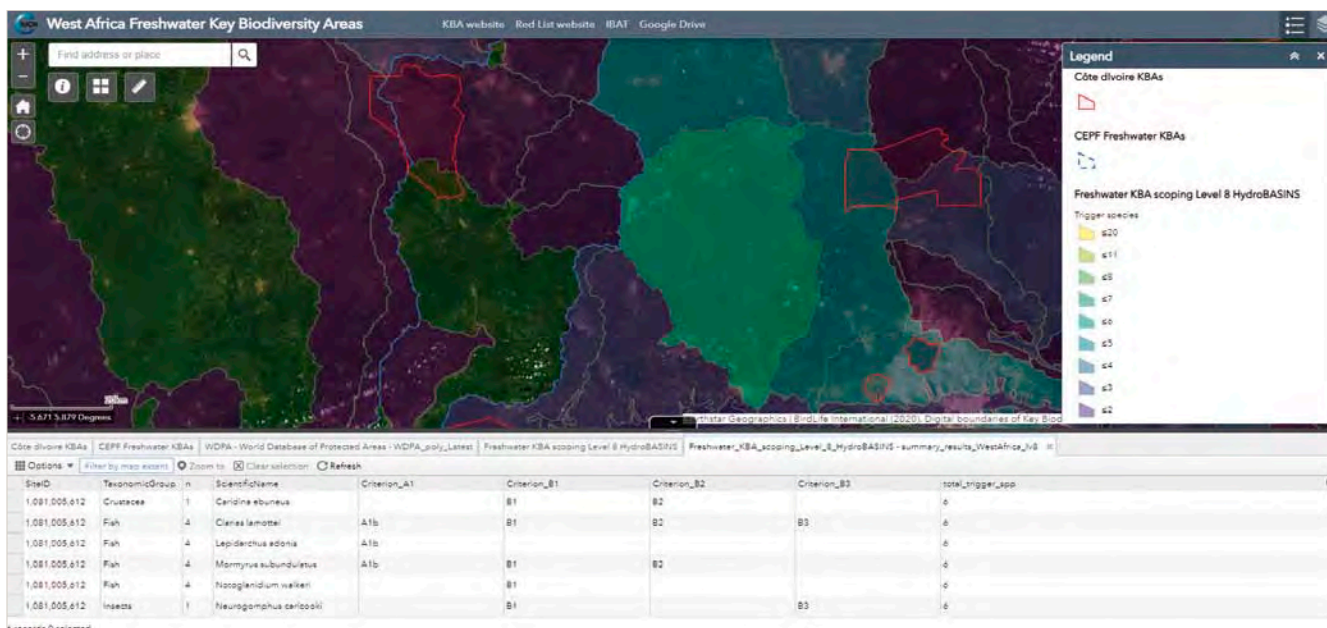


Figure 9.4 Carte interactive en ligne développée pour identifier et délimiter les KBA d'eau douce lors des ateliers. Source: Compilée par les auteurs du rapport.

la biodiversité d'eau douce en Afrique occidentale. De nombreux participants à l'atelier seront impliqués dans l'établissement de priorités et de politiques nationales de conservation de l'espace, ainsi que dans la réévaluation des KBA existantes et l'identification de nouvelles KBA en Afrique occidentale.

9.3 Renforcement des capacités

Les six ateliers nationaux de formation et de validation des KBA se sont tenus en Sierra Leone, au Liberia, en Côte d'Ivoire, au Ghana, au Nigeria et au Cameroun. Ils ont permis de renforcer considérablement les capacités d'identification, de proposition et de conservation des KBA dans la région, de créer des groupes nationaux de coordination des KBA (GCN KBA) et d'établir des liens avec les politiques nationales. Parmi les 120 participants de ces ateliers, figuraient des représentants d'ONG de conservation, des services gouvernementaux, tels que ceux chargés des zones protégées, des acteurs du secteur privé et des communautés locales (figure 9.5). Une liste des participants aux ateliers KBA est disponible en annexe ii.

En Sierra Leone, au Liberia, en Côte d'Ivoire, au Ghana et au Nigeria, le Programme mondial de l'UICN pour les espèces a organisé, en partenariat avec BirdLife, des ateliers dans chaque pays. Les raisons de ce choix étaient doubles : i) l'équipe constituée considérait que les partenaires de BirdLife étaient en mesure de réunir les acteurs concernés dans leurs pays respectifs, et ii) la majorité des KBA existantes en Afrique occidentale (et dans le monde) sont également des zones importantes pour la conservation des oiseaux et la

biodiversité (ZICO), qui sont désormais reconnues comme des KBA. La plupart des ZICO en Afrique occidentale sont prioritaires pour une réévaluation par rapport au Standard mondial KBA, et les partenaires de BirdLife en auront la pleine responsabilité, avec le soutien de BirdLife International et d'autres organisations partenaires KBA.

Le Programme mondial de l'UICN pour les espèces a demandé l'aide du bureau de BirdLife Afrique occidentale au Ghana pour conduire une formation KBA au Nigeria et au Ghana. Le personnel du Missouri Botanical Garden et de l'Institut français de Recherche pour le Développement (IRD) a été invité à participer à une formation KBA de deux jours lors de l'atelier au Ghana. Ils ont ensuite pu conduire une formation KBA en français en Côte d'Ivoire et au Cameroun. Ces deux ateliers constituent la première formation KBA dispensée en français dans le monde.

Plusieurs pays ayant participé à une formation KBA créent ensuite des GCN, qui rassembleront les principaux acteurs dans leurs pays respectifs, afin d'identifier et de sauvegarder les KBA au niveau national. L'établissement de ces groupes dans chaque pays est considéré comme une étape clé dans l'identification et la confirmation des KBA, en assurant la coordination des efforts d'identification des sites importants pour l'ensemble des groupes taxonomiques et la participation de tous les acteurs. Le secrétariat et le point focal régional de la KBA pour l'Afrique australe et occidentale ont participé à distance à de nombreux ateliers de formation, contribuant ainsi à la promotion des initiatives nationales d'identification des KBA et apportant leur soutien aux groupes de coordination nationaux émergents.



Figure 9.5 Participants à l'atelier de formation et de validation des KBA d'eau douce au Liberia les 9 et 10 mars 2021. © The Society for Conservation of Nature in Liberia.

Les ateliers de renforcement des capacités dans la région ont conduit à une meilleure sensibilisation sur les politiques et les amélioré les capacités techniques en matière d'identification et de réévaluation des Zones clés pour la biodiversité parmi de nombreux acteurs clés qui feront avancer ce dossier dans les années à venir.

9.4 KBA d'eau douce du CEPF

Toutes les 13 KBA d'eau douce du CEPF (figure 9.6) identifiées dans le profil d'écosystème du GFWA (CEPF, 2015) sont abordées dans cette partie. Pour chaque KBA d'eau douce du CEPF, nous résumons les résultats de l'analyse documentaire et des ateliers KBA dans chaque pays. Les espèces potentiellement déclencheuses de la KBA, basées sur l'analyse documentaire utilisant les aires de répartition des espèces telles que décrites dans la partie 9.2.2.1, sont résumées dans le annexe 1 tableau 9.3. Les résultats des ateliers sont résumés pour chaque KBA dans les parties suivantes, et les recommandations pour faire avancer chacun des sites sont résumées dans le tableau 9.2.

9.4.1 Bassin du fleuve Gbangbaia (fw1)

État des connaissances avant la réévaluation

« Le Bassin du fleuve Gbangbaia (fw1), abrite six espèces de poissons menacées à l'échelle mondiale et deux espèces de libellules menacées. On pense également que c'est le seul site restant qui abrite l'espèce relique de mollusque *Pleiodon ovate*, très rare, qui serait l'espèce ancestrale des bivalves d'Afrique de l'ouest » (CEPF, 2015).

Nouvelles connaissances et actions proposées

Couvrant quelque 2 665 km², le bassin du fleuve Gbangbaia est situé dans le district de Moyamba, en Sierra Leone. Le bassin versant traverse deux districts et plusieurs chefferies et, selon les critères de gérabilité de la KBA, il est peu probable qu'il constitue une KBA gérable dans sa précédente délimitation. Cependant, le bassin versant contient plusieurs espèces KBA potentiellement déclencheuses, notamment deux espèces potentielles d'AZE, *Ladigesia roloffii* (CR) et *Pleiodon ovatus* (CR).

Pleiodon ovatus (CR) est un mollusque bivalve d'Afrique de occidentale précédemment observée au Sénégal, en Gambie, au Mali, en Guinée et en Guinée-Bissau. Cette espèce n'a pas été observé depuis 1950. Ce n'est qu'en 1986 qu'elle a été redécouverte dans la rivière Gbangbar en Sierra Leone (Nagel 1990), où elle était auparavant inconnue. Elle a été observée à Kwelu et Bundubu, à 25 km au nord (8°18'26.3 «N 12°19'07.9 «W) et à 10 km au sud (8°03'15.5 «N 12°23'24.0 «W) de Moyamba, respectivement. L'espèce a été vue pour la dernière fois en 1968 et des recherches sont donc nécessaires de toute urgence pour localiser cette espèce CR et proposer une KBA appropriée.

Ladigesia roloffii (CR) est une espèce de poisson tueur n'ayant qu'un seul emplacement, un petit ruisseau à Kasewe (Sierra Leone) selon Paugy et al. (2003) et peut-être dans une deuxième localité dans le drainage de la rivière Du au Liberia (Van den Nieuwenhuisen 1972), mais cela doit être confirmé. L'espèce est située dans une zone protégée (la réserve forestière de Kasewe), mais cette réserve est vulnérable aux impacts du changement climatique en raison de sa petite taille et de la déforestation due à l'activité agricole et à

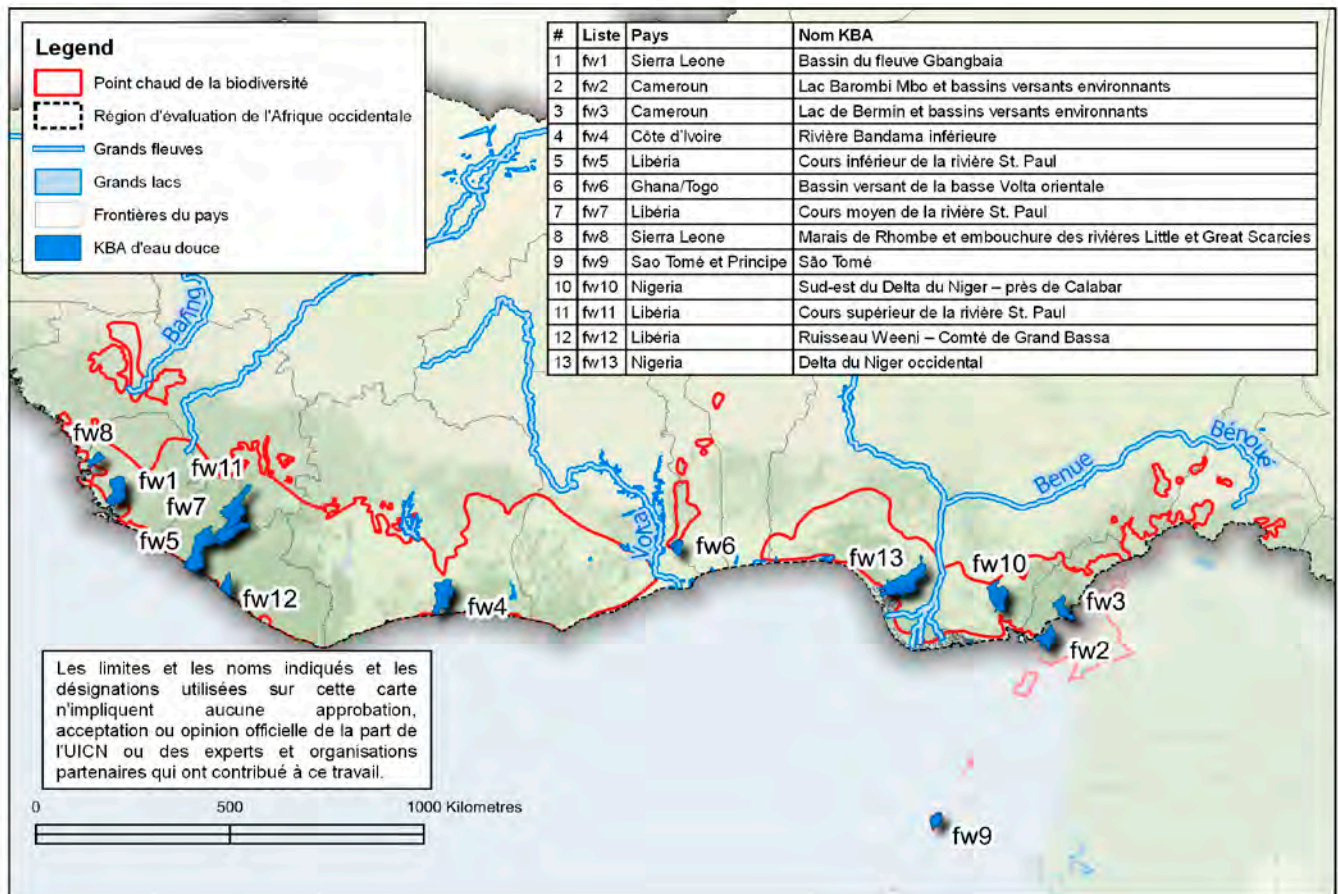


Figure 9.6 KBA d'eau douce du CEPF telles que présentées dans le Hotspot de la biodiversité des Forêts Guinéennes d'Afrique de l'Ouest (2015). Source : Compilé par les auteurs du rapport à partir des données du CEPF (2015) et de Myers et al. (2000).

l'exploitation forestière, qui semble être à l'origine du déclin continu de la qualité de son habitat.

Il est maintenant proposé que des évaluations de terrain soient menées pour confirmer la présence de ces deux espèces dans la réserve forestière de Kasewe, qui pourrait alors être proposée comme AZE. Des recherches devraient également être menées dans les deux localités précédentes pour *P. ovatus* sur la rivière Gbangbar. Des recherches devraient également être organisées dans les deux précédents emplacements de *P. ovatus* sur la rivière Gbangbar.

9.4.2 Lac Barombi Mbo et bassins versants environnants (fw2)

État des connaissances avant la réévaluation

« Le lac Barombi Mbo et ses bassins versants environnants (fw 2), au nord-est de Douala, recouvre en partie le mont Cameroun et la KBA de Mokoko- Onge. Trente-sept espèces de poissons d'eau douce, de plantes, de libellules et de crevettes ont déclenché les critères relatifs à la KBA dans ce site, notamment deux espèces de poissons (*Clarias maclareni* et *Sarotherodon lohbergeri*) et une plante (*Ledermannia batangensis*), qui sont menacées

d'extinction. La dernière espèce n'a plus été recensée depuis la première fois où elle avait été prélevée en 1908 et peut avoir disparu. Une zone de concentration importante dans la KBA est le lac Barombi Mbo, lac de cratère d'une superficie de près de 7 km², avec une grande diversité d'espèces d'eau douce endémiques. Le poisson-chat (*C. maclareni*) est endémique à ce lac avec 11 espèces de cichlidés endémiques. Les principales menaces qui pèsent sur ce lac sont l'expansion des plantations de palmier à huile, le projet de développement du tourisme, le captage d'eau pour la ville de Kumba, et la déforestation débouchant sur l'augmentation de la sédimentation du lac. Le barrage des gorges du Sunda sur le cours inférieur du fleuve Nyong fait peser une menace potentielle sur les espèces riveraines en cas de reprise de sa construction. » (CEPF, 2015).

Nouvelles connaissances et actions proposées

Alors que la KBA du CEPF englobe un bassin versant de 1 765 km², le lac de cratère volcanique Barombi Mbo lui-même ne mesure que 7 km² et contient 11 espèces de poissons cichlidés menacés et endémiques, qui sont toutes qualifiées d'espèces déclencheuses de l'AZE. Lors de l'atelier KBA organisé au Cameroun le 7 avril 2021, il a été proposé d'adopter le site Ramsar existant du lac de cratère de Barombi Mbo pour cette espèce. Cependant,

Tableau 9.2 Prochaines étapes pour les KBA d'eau douce du CEPF dans les Forêts Guinéennes d'Afrique de l'Ouest. Source : Compilé par les auteurs du rapport.

CEPF	Nom	Pays	Prochaines étapes recommandées
Fw1	Bassin du fleuve Gbangbaia	Sierra Leone	La confirmation de la présence de deux espèces déclencheurs AZE est nécessaire sur deux sites du bassin. Il est nécessaire et urgent d'effectuer une recherche au sujet du fondule CR <i>Ladigesia roloffi</i> , connu uniquement dans la petite réserve forestière de Kasewe.
Fw2	Lac Barombi Mbo et bassins versants environnants	Cameroun	Définir le bassin versant du cratère comme limite de la KBA, entourant le site Ramsar.
Fw3	Lac de Bermin et bassins versants environnants	Cameroun	Mettre à jour la KBA existante des montagnes Bakossi avec les neuf espèces cichlidées A1e et définir le bassin versant du lac du cratère comme limite de l'élément de biodiversité.
Fw4	Rivière Bandama inférieure	Côte d'Ivoire	Les participants à l'atelier ont proposé plusieurs KBA en tenant compte des KBA et des zones protégées existantes et des données des recherches récentes. Il est nécessaire d'effectuer des recherches supplémentaires ou une assimilation des données existantes. Une personne focale a été désignée pour coordonner ce travail.
Fw5	Cours inférieur de la rivière St. Paul	Libéria	Ce bassin versant comprend les localités types de plusieurs espèces de n'ayant pas été observées depuis. Des enquêtes sont nécessaires et urgentes pour confirmer la présence et la localisation de ces espèces sur la rivière, afin de pouvoir désigner des Zones de Protection de la Nature appropriées.
Fw6	Bassin versant de la basse Volta orientale	Ghana	Une KBA a été délimitée au cours de l'atelier, englobant une partie du bassin versant de la Volta et du nord, qui répond aux critères de la KBA pour plusieurs espèces. La proposition est en cours de formulation avec les parties prenantes de BirdLife West Africa et de l'Université de Cape Coast, au Ghana.
Fw7	Cours moyen de la rivière St. Paul	Libéria	Le crabe libérien <i>Globonatus macropus</i> (EN) n'a pas été observé entre 1898 et 1988. Une sensibilisation et un guide d'identification doivent être diffusés par le groupe de travail sur les espèces afin de recueillir des données sur cette espèce potentielle de déclenchement de la KBA.
Fw8	Marais de Rhombe et embouchure des rivières Little et Great Scarcies	Sierra Leone	Le marais de Rhombe a été identifié pour un projet d'irrigation et le gouvernement est sur le point d'y établir un grand projet de riziculture.
Fw9	São Tomé	São Tomé et Príncipe	Un travail taxonomique est nécessaire sur l'espèce potentiellement déclencheuse de la KBA, la crevette d'eau douce <i>Atya intermedia</i> , avant qu'une KBA puisse être envisagée pour cette espèce.
Fw10	Sud-est du Delta du Niger – près de Calabar	Nigeria	Un suivi supplémentaire est nécessaire pour affiner les zones focales pour les espèces potentiellement déclencheuses de la KBA dans ce grand bassin versant et dans le parc national voisin de la Cross River - Division d'Oban, en particulier pour <i>Fundulopanchax scheeli</i> (CR).
Fw11	Cours supérieur de la rivière St. Paul	Libéria	Des recherches sont nécessaires pour deux espèces de vairons CR, <i>Enteromius carcharhinoides</i> et <i>E. melanotaenia</i> , connues uniquement de leur localité type à l'intérieur de la KBA des Monts Wonegizi.
Fw12	Ruisseau Weeni – Comté de Grand Bassa	Libéria	La limite actuelle de l'AZE doit être revue en ce qui concerne la localité type de l'espèce déclencheuse de la KBA, le crabe d'eau douce <i>Liberonates grandbassa</i> (CR).
Fw13	Delta du Niger occidental	Nigeria	Des recherches supplémentaires sont nécessaires pour déterminer la présence d'espèces potentielles de déclenchement de la KBA dans ce bassin versant et les zones environnantes, notamment <i>Parauchenoglanis buettikoferi</i> (CR) dans le cours inférieur de la rivière Warri.

la délimitation de Ramsar suit le rivage du lac alors que les principales menaces pour l'espèce déclencheuse de la KBA proviennent de l'agriculture sur brûlis dans le cratère, ce qui entraîne la sédimentation et la pollution du lac. L'ensemble du bassin versant du cratère, d'une superficie de 12 km², a donc été recommandé par l'UICN comme étant la délimitation écologiquement appropriée et gérable pour une KBA. Il s'agit du site crucial dans le bassin versant pour être proposé comme une KBA. Les participants à l'atelier ont partagé avec les parties prenantes de nombreuses connaissances sur le contexte politique local du site. Les espèces déclencheuses ont toutes été récemment observées dans le lac, confirmant leur présence (Musilova et al. , 2019) et la proposition est en cours de finalisation en consultation avec les principales parties prenantes pour la nomination en tant que KBA.

9.4.3 Lac de Bermin et bassins versants environnants (fw3)

État des connaissances avant la réévaluation

« La KBA d'eau douce du lac Bermin et de ses bassins versants environnants (fw2) est située au nord-ouest de Ngongsamba, et recouvre partiellement la KBA des monts Bakossi (CMR1) et la KBA du mont Manengouba (CMR9), et recouvre encore de façon plus importante une partie de la KBA du sanctuaire de faune de Banyang Mbo (CMR4) et une grande partie de la KBA du sanctuaire de faune de Banyang Mbo (CMR4). Quarante-neuf espèces de déclenchement des KBA d'eau douce sont présentes dans ce site, dont de nombreuses espèces de poissons, de libellules et de plantes. Neuf espèces de cichlidés menacées

d'extinction sont endémiques à un autre petit lac de cratère, le lac Bermin, dans cette KBA, et deux espèces d'odonates menacées d'extinction sont présentes dans l'ensemble de la KBA » (CEPF, 2015).

Nouvelles connaissances et actions proposées

Le lac Bermin est un autre lac de cratère au Cameroun qui abrite neuf espèces de poissons cichlidés endémiques (Martin et al., 2015). Le lac se trouve juste à l'intérieur de la KBA existante des Monts Bakossi. À court terme, la limite du bassin versant du cratère sera soumise au secrétariat de la KBA avec la liste des espèces déclencheuses supplémentaires au sein de la KBA existante. Dans ce cas, la KBA existante serait également qualifiée de ZEZ selon le critère A1e de la KBA. Les Monts Bakossi sont une KBA prioritaire pour la réévaluation par rapport au Standard mondial KBA. Si les limites de la KBA existante devaient être modifiées, le lac Bermin serait alors qualifié de KBA (AZE) à part entière.

9.4.4 Partie inférieure du fleuve Bandama (fw4)

État des connaissances avant la réévaluation

« La partie inférieure du fleuve Bandama en Côte d'Ivoire est une KBA d'eau douce prioritaire du niveau 2 (fw 3) abritant un mollusque menacé et une plante d'eau douce vulnérable » (CEPF, 2015).

Nouvelles connaissances et actions proposées

Le bassin versant de la partie inférieure du fleuve Bandama touche plusieurs zones protégées dont le parc national

d'Azagny et le site Ramsar, une zone humide située entre l'embouchure du fleuve Bandama à l'ouest et la lagune d'Ébrié à l'est. Le parc national d'Azagny est également une KBA existante et, une autre KBA, la réserve forestière de Mopri, est situé à l'ouest de Tiassalé.

Deux espèces de mammifères et deux espèces de poissons signalées dans la rivière Bandama ont été identifiées comme des espèces potentiellement déclencheuses de la KBA. Le lamantin africain *Trichechus senegalensis* (VU) et l'hippopotame pygmée *Choeropsis liberiensis* (EN) sont signalés dans le parc national d'Azagny. Ces espèces sont situées, entre autres, dans l'estuaire de la rivière Bandama, les mangroves et marais du Parc National d'Azagny ainsi que dans le canal d'Azagny. *Epiplatys etzeli* (EN) et *E. chaperi*, deux espèces de poissons de la famille des Notobranchiidae, seraient présentes dans le cours principal de la rivière Bandama, en dehors de leur aire de répartition documentée sur la Liste Rouge (Aboua et al., 2010). Ces deux espèces ont été capturées lors de pêches électriques entre les lacs de Kossou et de Taabo. *E. chaperi* a également été détecté en aval du barrage de Taabo. Au regard de cette liste d'espèces, une KBA peut potentiellement être délimitée en prenant en compte le Parc National d'Azagny, la forêt classée de Mopri et la zone entre les lacs de Taabo et de Kossou. Il a été proposé lors de l'atelier en Côte d'Ivoire de mener trois actions :

1. Adopter la KBA existante du parc national d'Azagny, incluant potentiellement l'estuaire de la rivière Bandama, le canal d'Azagny et certaines parties de la lagune près



Figure 9.7 Fleuve Bandama, station de recherche écologique de Lamto KBA. © Benjamin Barca

du parc, ce qui pourrait nécessiter un alignement sur les limites du site Ramsar du parc national d'Azagny ;

2. Adopter la KBA existante de la réserve forestière de Mopri, ce qui pourrait nécessiter un alignement avec la forêt classée de Mopri ;
3. Créer une nouvelle KBA située entre les lacs Taabo et Kossou.

Sur la base de l'analyse documentaire, ces sites sont susceptibles de répondre aux critères de la KBA, mais nécessiteront des recherches pour confirmer la présence et les seuils des unités de reproduction dans les trois sites. Le Dr Aristide Yao Konan de l'Université Félix Houphouët-Boigny à Abidjan a été élu à la tête du point focal pour faire avancer ces propositions relatives à la KBA.

9.4.5 Cours inférieur de la rivière St Paul (fw5)

État des connaissances avant la réévaluation

Cette KBA n'est pas abordée dans le Profil d'écosystème, mais elle est contiguë au cours moyen de la rivière St-Paul.

Nouvelles connaissances et actions proposées

Ce bassin versant contient les seules localités connues pour plusieurs espèces CR, ce qui pourrait donner lieu à plusieurs sites AZE individuels. Cependant, aucune des espèces KBA potentiellement déclencheuses n'a été observée récemment, certaines depuis des décennies.

Bellamyia liberiana (CR) est une espèce de mollusque gastéropode qui n'a pas été observée depuis 1888 et la construction du barrage du Mont Coffee sur la localité type. Il se peut qu'elle soit maintenant éteinte, mais des recherches sont nécessaires pour le confirmer de manière concluante. *Coptodon coffea* (CR), une espèce de poisson cichlidé, n'est située qu'au du fleuve St-Paul, au Libéria, et y est probablement endémique. Il a été signalé en amont du barrage de Mount Coffee en 1970. *Callopanchax monroviae* (CR) est un poisson rivulaire africain endémique au Liberia, où il n'est situé que dans seul emplacement dans le cours inférieur de la rivière Saint Paul près de Monrovia, observé dans les années 1970.

Des recherches de terrain sont nécessaires de toute urgence pour confirmer la présence continue de ces espèces dans leurs localités types et plus loin. Si leur présence est confirmée, le site pourra être proposé comme KBA, ou comme plusieurs AZE.

9.4.6 Bassin versant de la basse Volta orientale (fw6)

État des connaissances avant la réévaluation

« Une seule KBA d'eau douce transfrontalière située à l'est du bassin versant de la Basse Volta single (fw5) abrite un certain

nombre de poissons d'eau douce et de mollusques à aire réduite, dont le stromaté (*Irvineia voltae*), espèce menacée, dont la présence est uniquement reconnue dans le bassin inférieur du fleuve Volta » (CEPF, 2015).

Nouvelles connaissances et actions proposées

Les espèces déclencheuses de la KBA associées à la KBA d'eau douce du bassin versant oriental de la Basse-Volta ont subi des déplacements et des contractions de leur aire de répartition tel qu'indiqué dans les évaluations de la Liste rouge. Sur cette base, une zone du district de North Tongu sur la Basse Volta, englobant environ la moitié de l'aire de répartition de *Irvineia voltae* et comprenant la seule observation récente connue de l'espèce, a été identifiée lors de l'atelier KBA d'eau douce au Ghana. Le site est également considéré comme étant d'importance mondiale pour la persistance de trois espèces de mollusques d'eau douce menacées : *Pseudocleopatra voltana* (EN), *Pseudocleopatra togoensis* (CR) et *Potadoma togoensis* (CR).

Pseudocleopatra voltana (EN) a connu une réduction considérable de son aire de répartition depuis les années 1970. Cette espèce est endémique du Ghana, où son aire de répartition comprenait autrefois la partie de la Volta aujourd'hui inondée par le lac Volta et une partie de la Volta blanche (Nakembe) près de Daboya. On pense maintenant que l'espèce n'est présente que dans la Basse Volta en aval du lac Volta, où elle reste abondante (Akpabey et al. dans Ntiamao-Baidu et al., 2017). Cette espèce a été observée à plusieurs endroits le long de la basse Volta, dont plusieurs sont englobés par la KBA de North Tongu.

Pseudocleopatra togoensis (CR) a également connu une réduction de son aire de répartition, l'inondation du lac Volta et à l'augmentation dommages liés à la pollution dans son aire de répartition. Dans le cas des localités qui ont été inondées par le lac Volta, on s'attend à ce qu'elles n'aient pas survécu aux intenses campagnes de molluscicides visant à détruire les hôtes intermédiaires (Van Damme, 2020). L'ensemble de l'aire de répartition mondiale de l'espèce est englobée par la KBA North Tongu, bien qu'une confirmation de sa présence soit nécessaire.

Potadoma togoensis (CR) est menacé par la perte et la dégradation de son habitat, notamment par l'eutrophisation et la pollution dues aux développements urbains et agricoles, la régulation de la vitesse des cours d'eau et d'autres effets des barrages hydroélectriques, et les sécheresses. En amont du lac Volta, cette espèce a été précédemment observée dans la rivière Oti, près de la frontière du Togo, mais il est peu probable qu'elle s'y trouve encore compte tenu des restrictions proposées de la KBA. Une recherche récente sur la longueur de la rivière en aval du barrage hydroélectrique d'Akosombo n'a permis de retrouver l'espèce (1 spécimen)

que sur le site d'échantillonnage d'Adomi Bridge, et cette seule localité se trouve à l'intérieur des limites proposées de la KBA.

Le site se trouve dans une zone de prairie de savane tropicale, représentant une partie du drainage de la basse Volta avec des affluents se déversant du nord dans la rivière Volta. Le site est situé entre la réserve de ressources de Kalakpa et le complexe Ramsar de Keta Logoon. Les caractéristiques de la biodiversité comprennent une combinaison d'espèces associées à la savane guinéenne, à la savane boisée, aux prairies et aux zones humides. Il y a des communautés établies dans cette proposition de KBA, en particulier le district très récent et il pourrait y avoir des plans d'expansion dans les habitats naturels ; actuellement, il y a une population plus importante vers le sud. La population voisine est <100 000 personnes, principalement des agriculteurs, des producteurs de charbon de bois, des pêcheurs, des chasseurs et des commerçants. On y pratique la pêche, notamment de palourdes, ainsi que l'agriculture et l'élevage dans le site. Le site contient également des bosquets sacrés.

D'autres consultations sur le tracé des limites de la KBA sont nécessaires avec plusieurs parties prenantes, notamment les chefs des communautés de la région, le gouvernement local et les détenteurs de données de l'Université du Ghana.

9.4.7 Bassin intermédiaire de la rivière St. Paul (fw7)

État des connaissances avant la réévaluation

Cette KBA n'est pas abordée dans le Profil d'écosystème, mais elle est contiguë aux tronçons supérieur et inférieur de la rivière St Paul.

Nouvelles connaissances et actions proposées

Globonates macropus, le crabe des arbres du Liberia (EN) n'était connu à l'origine que par un seul spécimen collecté au Liberia en 1898, et n'a plus été collecté pendant 90 ans jusqu'à sa redécouverte en 1988. Cette espèce n'est encore représentée que par quelques spécimens provenant de moins de dix sites. La seule aire protégée existante couvrant une partie de l'aire de répartition de cette espèce est la réserve à usages multiples durables du lac Piso. La KBA du lac Piso pourrait également abriter cette espèce. Des études urgentes sont nécessaires pour confirmer la présence de l'espèce sur ces deux sites et ailleurs dans son aire de répartition dans le bassin versant du cours inférieur et moyen de la rivière Saint-Paul.

9.4.8 Marais de Rhombe et embouchure des rivières Little et Great Scarcies (fw8)

État des connaissances avant la réévaluation

« Deux KBA d'eau douce sont situées sur le littoral de la

Sierra Leone. Le marais de Rhombe et l'embouchure des fleuves Little and Great Scarcies (fw8) abritent trois espèces de poissons d'eau douce menacées à l'échelle mondiale : un mollusque menacé et deux odonates menacés » (CEPF, 2015).

Nouvelles connaissances et actions proposées

Une étude de faisabilité de l'irrigation a été réalisée par le ministère de l'Agriculture en 2009. Cette étude a été financée par la Banque africaine de développement (BAD) (Namara & Sally, 2014). Le projet d'irrigation des marécages de Rhombe et de la région de Rolako permettrait d'irriguer quelque 4 600 ha de marécages, en pompant l'eau de la rivière Little Scarcies pour alimenter le projet. À cette époque, la BAD n'a pas estimé que le projet était faisable d'un point de vue financier, mais selon les participants à l'atelier, le gouvernement pourrait s'apprêter à remettre la question sur la table.

Scriptaphyosemion etzeli (CR), un poisson endémique, est connu des ruisseaux et marais de la savane au nord-ouest de Loko Port vers l'embouchure de la rivière Little Scarcies. Cette espèce pourrait faire l'objet d'une AZE à l'embouchure de la rivière Little Scarcies, dans la chefferie de Mambolo, district de Kambia, si une confirmation récente de sa présence pouvait être fournie dans une proposition de KBA. Deux autres espèces, un poisson-chat *Clarias laeviceps* (VU) et un poisson cyprinidé *Enteromius teugelsi* (VU) pourraient également qualifier une KBA si elles sont présentes en nombre suffisant sur le site (≥ 10 unités de reproduction). Deux espèces de mollusques d'eau douce, *Afropomus balanoidea* (EN) et *Saulea vitrea* (VU), pourraient également remplir les critères A1a et A1b, respectivement. Des études au sol sont nécessaires pour confirmer la présence de *S. etzeli* (CR) et les unités de reproduction minimales pour les autres espèces sur le site.

9.4.9 São Tomé (fw9)

État des connaissances avant la réévaluation

Cette KBA, qui englobe la totalité de l'île de São Tomé, n'est pas abordée dans le Profil d'écosystème.

Nouvelles connaissances et actions proposées

São Tomé a été reconnu comme une KBA d'eau douce dans le profil d'écosystème du CEPF pour l'espèce de crevette d'eau douce *Atya intermedia* (EN), connue uniquement des îles de São Tomé et Annobón en Guinée équatoriale. Une communication récente avec l'évaluateur de la Liste rouge a indiqué qu'il y a une incertitude taxonomique autour de cette espèce (c.f. *A. innocous*) et que l'espèce devrait être classée DD. Par conséquent, cette KBA n'a pas été retenue, en attendant le travail taxonomique sur cette espèce. Tout ce qui est connu sur ce genre peut être trouvé dans Hobbs et Hart (1982).

9.4.10 Sud-est du Delta du Niger - près de Calabar (fw10)

État des connaissances avant la réévaluation

« Le Delta du Niger, situé au sud-est, près de la KBA de Calabar (fw 10), se trouve dans la partie est du delta dans le cours inférieur Cross River (fleuve Cross). Cette KBA abrite un petit nombre de poissons et de plantes menacés et aire réduite, ainsi qu'une espèce de crabe d'eau douce. Une espèce de fondule (*Fundulopanchax scheeli*), menacée, est entièrement confinée à cette KBA. Le crabe *Potamonautes reidi*, espèce vulnérable, qui a une aire de répartition mondiale limitée au Delta du Niger, est également présent sur ce site » (CEPF, 2015).

Nouvelles connaissances et actions proposées

Le crabe d'eau douce *Potamonautes reidi* (VU) est une espèce potentielle de déclenchement de KBA au titre des critères A1b et B1. Pour constituer une KBA pour cette espèce selon le critère A1b, le site doit disposer d'une population mondiale $\geq 1\%$, par exemple déduite par l'aire de répartition, et ≥ 10 unités de reproduction de l'espèce. Ces critères pourraient être remplis dans le parc national de Cross River existant, et étant donné qu'il s'agit d'une KBA et d'une aire protégée bien établie, il peut être considéré comme une priorité de mener des recherches dans le parc. WCS Nigeria était présent à l'atelier pour cette espèce. D'autres réserves forestières autour du bassin de la Cross River peuvent être considérées comme des KBA pour certaines espèces d'eau douce, mais elles ne sont peut-être pas efficacement conservées.

Le fondule de Scheeli *Fundulopanchax scheeli* (CR) est une espèce de poisson rare qui a été observée dans deux localités, sa localité type, Akamkpa, et à Okporo, très proches l'une de l'autre dans le bassin inférieur de la Cross River, sur la rivière Calabar (Stiassny, Teugels & Hopkins, 2007). Par conséquent, l'ensemble de son aire de répartition se situe directement dans l'intervalle entre le parc national de la Cross River et la réserve forestière d'Uwet Odot, qui ne bénéficie d'aucune aire protégée. Une étude est nécessaire et urgente pour confirmer la présence de cette espèce et permettre la rédaction d'une proposition de KBA pour ce site potentiel de l'AZE.

9.4.11 Cours supérieur de la rivière St. Paul (fw11)

État des connaissances avant la réévaluation

« Une KBA dans le cours supérieur de St Paul River (fleuve St Paul) (rfw11) est importante pour la forte concentration d'espèces d'eau douce menacées à l'échelle mondiale, dont huit espèces de poissons et également le crabe de trou d'arbre (*Globonautes macropus*) menacé. *Barbus*

carcharhinoides et *B. melanotaenia* sont deux espèces de poissons menacées d'extinction dont on croit que l'habitat à l'échelle mondiale est confiné à ce cours supérieur du fleuve. Le mollusque gastéropode (*Bellamya Libériana*) menacé d'extinction, pourrait également être présent dans cette partie du cours d'eau et pourrait faire l'objet d'autres initiatives de recherche » (CEPF, 2015).

Nouvelles connaissances et actions proposées

Deux espèces de vairons CR ne sont connues que de leurs localités types sur la rivière Via. *Enteromius carcharhinoides* (CR) et *E. melanotaenia* (CR) ne sont actuellement connus que de leur localité type (8°08'N, 9°28'W) sur la rivière Via, drainage de la rivière Saint Paul, Liberia (Stiassny, 1991 ; Paugy, Lévêque & Teugels, 2003). Ces espèces peuvent être présentes dans d'autres parties de la rivière Via supérieure, une zone qui n'a pas encore été explorée en profondeur (R. Schmidt comm. pers. 2020). La localité se trouve à l'intérieur de la frontière avec la Guinée, dans la KBA des Monts Wonegizi et la Réserve naturelle de Wonegizi. Ces espèces potentielles de déclenchement de la KBA devraient être ajoutées comme espèces d'intérêt à la KBA existante, et un effort devrait être fait pour les relocaliser de toute urgence.

9.4.12 Ruisseau Weeni – Comté de Grand Bassa (fw12)

État des connaissances avant la réévaluation

« Une autre priorité biologique relative élevée au Libéria est un groupe de sous-bassins versants autour de Weeni Creek (Crique de Weeni) dans le comté de Grand Bassa (fw 12), où un crabe menacé d'extinction, *Liberonautes grandbassa*, et trois espèces de poissons menacés sont présents. La répartition mondiale entière connue de ce crabe d'eau douce est dans la crique de Weeni, où il est actuellement non protégé et subit les effets de la déforestation en cours » (CEPF, 2015).

Nouvelles connaissances et actions proposées

Le crabe de rivière Grandbassa *Liberonautes grandbassa* (CR) n'est représenté que par deux spécimens collectés en 1988 dans une seule localité. La précédente évaluation de la Liste rouge a cartographié l'aire de répartition de l'espèce dans le bassin versant élargi (1 047 km²), mais celle-ci a été affinée dans la dernière évaluation à un sous-bassin versant plus petit (121 km²) contenant la localité type et Trade Town, au sud-ouest de la plantation d'huile de palme Libbing Company, car l'espèce n'a pas été observée dans le bassin versant élargi. Cependant, une KBA (AZE) a été désignée en 2018 pour le sous-bassin versant voisin contenant Newcess et Harmonville à l'ouest. Cette délimitation doit être revue à la lumière des informations présentées ici (Neil Cumberlidge, comm. pers.).

L'analyse de cadrage de la KBA a révélé que le bassin versant de Weeni Creek n'atteignait pas les seuils de population permettant de qualifier d'autres espèces déclencheuses de la KBA en eau douce sur ce site. Cependant, sur la base de l'analyse du secrétariat de la KBA, le bassin versant plus large de 1 047 km² délimité dans le profil de l'écosystème (CEPF, 2015) était potentiellement admissible au titre des critères A1c et A1d pour le singe de Diana, *Cercopithecus diana* (EN) et pour quatre espèces d'oiseaux (*Ceratogymna elata* (VU), *Criniger olivaceus* (VU), *Lobotos lobatus* (VU) et *Psittacus timneh* (EN)).

9.4.13 Delta du Niger occidental (fw13)

État des connaissances avant la réévaluation

« Cette KBA abrite un petit nombre de poissons et de plantes menacés et aire réduite, ainsi qu'une espèce de crabe d'eau douce. Une espèce de fondule (*Fundulopanchax scheeli*), menacée, est entièrement confinée à cette KBA » (CEPF, 2015).

Nouvelles connaissances et actions proposées

La crevette d'eau douce *Desmocarbis bislineata* (EN) ne se trouve que dans trois sites dans le delta du Niger occidental (Powell, 1977). Cette espèce pourrait prétendre à une AZE, mais aucun enregistrement récent de l'espèce n'a été effectué et son habitat a été largement dégradé par des déversements répétés d'hydrocarbures, la perte de mangroves et l'impact de vastes populations de jacinthe d'eau, qui dégradent la qualité de l'habitat de l'espèce.

Deux espèces menacées de poissons tueurs du genre *Fundulopanchax* remplissent potentiellement le critère A1a de la KBA et une autre peut remplir le critère B1. La limite de la KBA du CEPF comprend une partie de l'aire de répartition de *Fundulopanchax sjostedti* (EN) qui est présente le long de la côte, y compris les réserves forestières d'Uremure Yokri et d'Olague.

La localité type du poisson-chat en danger critique, *Parauchenoglanis buettikoferi* (CR), se trouve juste à l'extérieur de la limite de la KBA du CEPF, au sud. L'espèce n'a pas été observée depuis que le spécimen type a été collecté en 1913.

9.5 Autres KBA d'eau douce potentielles

De nombreux autres sites KBA d'eau douce potentiels ont été identifiés lors de l'analyse préliminaire (2) et des ateliers ultérieurs, par exemple le Mont Nimba et la rivière Cavally/Cavalla à la frontière entre le Liberia, la Côte d'Ivoire et la Guinée. Des recherches urgentes sont nécessaires

pour relocaliser la libellule Streamertail, *Zygonychidium gracile* (CR), qui n'a été observée que dans la région de Korhogo, dans le nord de la Côte d'Ivoire, mais qui n'a pas été observée depuis de nombreuses années. L'aire de répartition de l'espèce comprend plusieurs réserves forestières classées, mais des recherches sont d'abord nécessaires pour comprendre la distribution de l'espèce.

Les dernières populations restantes de l'espèce menacée *Limbochromis robertsi* se trouvent probablement juste entre la forêt d'Atewa KBA au Ghana et la forêt d'Apedwa au Ghana (Lamboj et al., 2020). Les participants à l'atelier du Ghana, y compris ceux d'A Rocha, seront à l'affût de cette espèce dans le cadre du suivi qui est actuellement entrepris dans l'aire de répartition d'Atewa. D'autres recherches ciblées sont nécessaires pour détecter si l'espèce est présente dans la forêt voisine d'Apedwa.

Il est urgent de confirmer les KBA pour les espèces d'eau douce dans le delta du Niger, en particulier dans les États de Rivers et d'Imo, au nord de Port Harcourt. Cette région est exceptionnellement riche en biodiversité d'eau douce, mais elle fait également partie des zones les plus dégradées sur le plan environnemental en Afrique occidentale. Ces espèces sont gravement menacées par les pressions liées à une population en plein essor et aux fréquentes marées noires.

Le thème commun est que les sites devront faire l'objet d'une confirmation récente de leur présence et de données permettant de confirmer les seuils minimaux des unités de reproduction avant de pouvoir être proposés comme KBA mondiales. Nous espérons que l'analyse de la portée servira de guide pour cibler les recherches futures. Cependant, il existe également un énorme potentiel dans la collecte de données, notamment à partir d' recherches ciblées et non ciblées sur l'ADN environnemental (ADNe).

Un site au Libéria a été identifié comme une KBA potentielle pour le poisson-torpille *Scriptaphyosemion schmitti*, une espèce en danger critique, sur la base de l'analyse préliminaire. Cependant, il n'y avait pas de données récentes pour confirmer la persistance de l'espèce sur le site. Un contact à Fauna and Flora International (FFI) a partagé de manière inopinée les résultats d'une étude d'ADN électronique pour l'hippopotame pygmée sur les rivières Dugbe et Dubo, qui a révélé plusieurs détections de l'espèce - les premières depuis de nombreuses années. Ces données peuvent être utilisées pour revoir l'aire de répartition de la Liste rouge et, par la suite, pour proposer une KBA pour cette espèce. Il s'agit d'un exemple des avantages potentiels du partage des données d' recherche sur l'ADNe provenant du secteur privé et à but non lucratif, qui pourraient autrement rester inutilisées.

9.6 Recommandations et prochaines étapes

Les 13 KBA d'eau douce du CEPF ont été affinées et validées par rapport au standard mondial KBA sur la base des nouvelles informations recueillies lors des réévaluations de la Liste rouge et des contributions des parties prenantes lors des ateliers KBA. Cependant, il est maintenant clair que la plupart de ces sites manquent de données suffisamment récentes (au cours des 12 dernières années) pour y confirmer la présence d'espèces, ou pour confirmer que les seuils d'unités de reproduction sont atteints pour certains des critères KBA. Malgré les nouvelles informations rassemblées, la plupart des limites affinées des KBA d'eau douce potentielles n'ont pas pu être proposées officiellement à ce stade en raison du manque de données récentes sur les espèces déclencheuses.

Il n'y a actuellement pas assez d'efforts tangibles vers la conservation d'éléments de biodiversité d'eau douce dans ces sites. De plus, les espèces de déclenchement proposées n'ont souvent pas été observées, et encore moins surveillées, depuis que les sites ont été identifiés. En entreprenant cette révision et en compilant une liste restreinte d'espèces et de sites déclencheurs potentiels d'eau douce KBA à l'aide du standard mondial KBA, nous avons identifié les principales priorités en matière de recherches et de surveillance dans la région. Dans de nombreux cas, ces études suffiraient à faire avancer les propositions officielles de KBA pour ces sites, leur donnant ainsi la reconnaissance internationale et les opportunités de financement supplémentaires que confère le statut de KBA mondiale.

Les sites les plus aptes à devenir KBA d'eau douce ont été identifiés et affinés par des ateliers de consultation des parties prenantes, et communiqués à un public plus large. Lorsqu'il existe des données de terrain, par exemple pour le lac de cratère Barombi Mbo au Cameroun et le North Tongu sur le fleuve Volta inférieur au Ghana, les propositions de KBA sont mises en avant par les acteurs locaux concernés avec le soutien de l'UICN. Au Liberia, il a été décidé d'élaborer un "guide de terrain sur les espèces d'eau douce susceptibles de conduire à une KBA au Liberia", qui sera diffusé par le groupe de travail sur les espèces du Liberia. De nombreux membres du groupe, qui a été créé en 2016 pour réunir les parties prenantes travaillant sur la conservation, mènent des recherches régulières au sein des sites KBA d'eau douce potentiels, mais n'ont historiquement pas eu connaissance de ces espèces d'eau douce rares et menacées.

Même au sein des organisations de conservation, de nombreuses données pertinentes peuvent déjà exister mais ne pas être mobilisées, et il est nécessaire de développer et d'exploiter les infrastructures existantes de conservation et

de partage des données afin de libérer le potentiel de ces données pour la conservation, y compris pour l'identification et la délimitation des KBA. Cela doit également inclure des moyens pour le secteur privé de partager des données et des incitations à le faire

Le secteur privé peut utiliser les KBA comme un moyen de gérer les risques associés aux projets et aux investissements pour la biodiversité. Des informations sur les KBA sont fournies aux entreprises, aux banques et aux institutions de financement multilatérales par l'outil d'évaluation intégrée de la biodiversité (IBAT, 2021), et les lignes *directrices sur les entreprises et les KBA* (IUCN, 2018) fournissent une feuille de route aux entreprises opérant à l'intérieur ou à proximité des KBA. Cependant, en l'état actuel, la plupart de ces KBA d'eau douce ne peuvent être confirmées sans données supplémentaires. En employant le principe de précaution, les sites identifiés ici doivent être reconnus comme des KBA potentielles pour les espèces indiquées, jusqu'à ce que les recherches de terrain recommandées soient menées pour confirmer la présence ou l'absence des espèces déclencheuses de KBA potentielles.

Il existe un grand potentiel, encore inexploité, pour que la surveillance de l'ADNe joue un rôle clé dans l'identification, la confirmation et le suivi des KBA et des évaluations de la Liste rouge qui les sous-tendent. Dans la partie inférieure du fleuve Bandama en Côte d'Ivoire, par exemple, NatureMetrics dirige un projet financé par le CEPF, qui utilise l'ADNe pour comprendre l'état des systèmes d'eau douce dans cette zone. Ce projet représente un investissement direct dans les KBA d'eau douce de la région. En étroite collaboration avec l'Université Nangui Abrogué d'Abidjan et d'autres partenaires de la conservation, du gouvernement et du secteur privé, ce projet contribue à la validation et à la surveillance de cette réserve d'eau douce.

Les six ateliers nationaux de formation et de validation des KBA qui se sont tenus en Sierra Leone, au Liberia, en Côte d'Ivoire, au Ghana, au Nigeria et au Cameroun ont considérablement renforcé les capacités d'identification, de proposition et de sauvegarde des KBA dans la région, ainsi que les liens avec les politiques nationales. Plusieurs de ces pays travaillent à l'établissement de groupes de coordination nationaux KBA, qui rassembleront les principales parties prenantes de ces pays pour développer les KBA au niveau national.

La plupart des KBA existantes en Afrique occidentale (et dans le monde) sont des zones importantes pour la conservation des oiseaux et la biodiversité (IBA) qui ont été adoptées comme KBA mondiales en 2016. Parmi ces sites, plusieurs nécessitent une réévaluation par rapport au Standard mondial KBA (UICN, 2016) et ce processus sera souvent piloté par les partenaires de BirdLife. En travaillant

avec ces derniers dans chacun des pays contenant des KBA d'eau douce du CEPF, ainsi qu'en établissant des liens avec BirdLife International en Afrique occidentale, les éléments de biodiversité d'eau douce et les espèces potentiellement déclencheuses ont été mis en évidence dans la région. Les sites où il n'y a pas eu de données de terrain pour soutenir des propositions formelles de KBA pour les espèces d'eau douce à ce stade, sont maintenant considérés comme des KBA et, le cas échéant, incorporés dans des KBA existants.

Les résultats de ce travail seront communiqués aux décideurs de la région d'Afrique occidentale par le Bureau régional de l'UICN pour l'Afrique centrale et occidentale (PACO). Par ailleurs, des efforts seront faits pour une plus grande reconnaissance de ces sites importants pour les espèces d'eau douce par la nomination de KBA, une représentation accrue de la biodiversité d'eau douce dans les réseaux d'aires protégées, et l'incorporation de la biodiversité d'eau douce dans les plans de gestion et de surveillance des aires protégées.

Références

- Aboua, R.D.B., Konan, G.N., Kouamelan, P.E., Berte, S., et al. (2010). Organisation spatiale du peuplement de poissons dans le Bandama. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*. [Online] 4 (5). Available from: <https://www.doi.org/10.4314/ijbcs.v4i5.65547> [Accessed: 21 May 2021].
- BirdLife International (2021). *BirdLife Data Zone*. [Online]. 2021. BirdLife International. Available from: <http://datazone.birdlife.org> [Accessed: 1 January 2021].
- Butchart, S.H.M., Scharlemann, J.P.W., Evans, M.I., Quader, S., et al. (2012). Protecting Important Sites for Biodiversity Contributes to Meeting Global Conservation Targets Peter M. Bennett (ed.). *PLoS ONE*. [Online] 7 (3), e32529. Available from: <https://www.doi.org/10.1371/journal.pone.0032529>.
- CEPF (2015). *Profil d'écosystème: Hotspot de biodiversité des forêts guinéennes de l'Afrique de l'ouest*. [Online]. Available from: https://www.cepf.net/sites/default/files/fr_profil_ecosysteme_forets_guineennes.pdf [Accessed: 27 February 2020].
- Dudley, N., Boucher, J.L., Cuttelod, A., Brooks, T.M., et al. (2014). *Applications of key biodiversity areas: end-user consultations*. Gland, IUCN. Available from: <https://portals.iucn.org/library/node/44911>.
- Hobbs, H.H. & Hart, C.W. (1982). The shrimp genus *Atya* (Decapoda: Atyidae). *Smithsonian Contributions to Zoology*. 364, 1–143.
- IBAT (2021). *Integrated Biodiversity Assessment Tool (IBAT)*. [Online]. 2021. Integrated Biodiversity Assessment Tool (IBAT). Available from: <https://www.ibat-alliance.org> [Accessed: 10 June 2021].
- International Union for Conservation of Nature (IUCN) (2004). *Resolution (WCC 3.013) of World Conservation Congress*. In: [Online]. 17 November 2004 Bangkok, Thailand. p. Available from: https://www.iucn.org/sites/dev/files/import/downloads/wcc_res_rec_eng.pdf.
- IUCN (2018). *Guidelines on business and KBAs: managing risk to biodiversity*. 1st edition. [Online]. International Union for Conservation of Nature. Available from: <https://www.doi.org/10.2305/IUCN.CH.2018.05.en> [Accessed: 20 April 2020].
- Jonas, H.D., Barbuto, V., Jonas, Kothari, A., et al. (2014). New Steps of Change: Looking Beyond Protected Areas to Consider Other Effective Area-Based Conservation Measures. *PARKS*. [Online] 20 (2), 111–128. Available from: <https://www.doi.org/10.2305/IUCN.CH.2014.PARKS-20-2.HDJ.en>.
- Lamboj, A., Lucanus, O., Osei Darko, P., Arroyo-Mora, J.P., et al. (2020). Habitat loss in the restricted range of the endemic Ghanaian cichlid *Limbochromis robertsi*. *Biotropica*. [Online] 52 (5), 896–912. Available from: <https://www.doi.org/10.1111/btp.12806>.
- Lehner, B. & Grill, G. (2013). Global river hydrography and network routing: baseline data and new approaches to study the world's large river systems: GLOBAL RIVER HYDROGRAPHY AND NETWORK ROUTING. *Hydrological Processes*. [Online] 27 (15), 2171–2186. Available from: <https://www.doi.org/10.1002/hyp.9740>.
- Martin, C.H., Cutler, J.S., Friel, J.P., Touokong, C.D., et al. (2015). Complex histories of repeated gene flow in Cameroon crater lake cichlids cast doubt on one of the clearest examples of sympatric speciation. *Evolution*. [Online] 69 (6), 1406–1422. Available from: <https://www.doi.org/10.1111/evo.12674>.
- Musilova, Z., Indermaur, A., Bitja-Nyom, A.R., Omelchenko, D., et al. (2019). Evolution of the visual sensory system in cichlid fishes from crater lake Barombi Mbo in Cameroon. *Molecular Ecology*. [Online] 28 (23), 5010–5031. Available from: <https://www.doi.org/10.1111/mec.15217>.
- Namara, R.E. & Sally, H. (2014). *Proceedings of the Workshop on Irrigation in West Africa: Current Status and a View to the Future, Ouagadougou, Burkina Faso, December 1–2, 2010*. [Online]. p.373. Available from: <https://www.doi.org/10.5337/2014.218> [Accessed: 27 May 2021].
- Paugy, D., Lévêque, C. & Teugels, G.G. (2003). *The Fresh and Brackish Water Fishes of West Africa*. 40. [Online]. Muséum national d'Histoire naturelle. Available from: <https://sciencepress.mnhn.fr/en/collections/faune-et-flore-tropicales/poissons-d-eaux-douces-et-saumatres-de-l-afrique-de-l-ouest-vol-1-2> [Accessed: 4 May 2021].
- Powell, C.B. (1977). A revision of the African freshwater shrimp genus *Desmocarid* Sollaud, with ecological notes and description of a new species (Crustacea Decapoda Alaemonidae). *Revue de Zoologie africaine*. 91 (3), 649–674.
- R Core Team (2020). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. [Online]. Vienna, Austria, R

- Foundation for Statistical Computing. Available from: <https://www.R-project.org>.
- Ricketts, T.H., Dinerstein, E., Boucher, T., Brooks, T.M., et al. (2005). Pinpointing and preventing imminent extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. [Online] 102 (51), 18497–18501. Available from: <https://www.doi.org/10.1073/pnas.0509060102>.
- Spiliopoulou, K. (2021) KBA scoping method. *Manuscript in preparation*.
- Stiassny, M.L.J. (1991). Report on a Small Collection of Fishes from the Wologizi Mountains of Liberia, West Africa, with a Description of Two New Species of *Barbus* (Ostariophysi: Cyprinidae). *American Museum Novitates*. (3015), 12.
- Stiassny, M.L.J., Teugels, G.G. & Hopkins, C.D. (2007). *The Fresh and Brackish Water Fishes of Lower Guinea, West-Central Africa, vols 1 & 2. – Scientific Publications of the Muséum national d'Histoire naturelle, Paris*. Faune et Flore tropicales. [Online]. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris. Available from: <https://sciencepress.mnhn.fr/en/collections/faune-et-flore-tropicales/poissons-d-eaux-douces-et-saumatres-de-basse-guinee-ouest-de-l-afrique-centrale-vol-1-et-2> [Accessed: 27 May 2021].
- Union internationale pour la conservation de la nature (IUCN) (2012). *Catégories et Critères de la Liste rouge de l’UICN : Version 3.1. Deuxième édition*. Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni : IUCN. vi + 32pp. Originellement publié en tant que *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition*. (Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN, 2012). [Online]. Available from: <https://portals.iucn.org/library/node/10317> [Accessed 14 April 2021].

Annexe i – Espèces potentielles de déclenchement de la KBA en eau douce

Le tableau 9.3 énumère les espèces déclencheuses potentielles de KBA identifiées par une analyse de délimitation de la KBA pour chaque KBA d'eau douce du CEPF selon le profil de l'écosystème (CEPF, 2015). Ces sites sont de larges bassins versants et ne sont pas considérés comme des unités gérables selon la norme mondiale KBA (UICN, 2016). Par conséquent, cette liste a été utilisée conjointement avec les cartes correspondantes comme outil de délimitation pour guider les ateliers de validation des KBA avec les contributions de diverses parties prenantes sur les distributions et l'écologie des espèces, ainsi que sur la gérabilité et la délimitation des sites par rapport aux désignations existantes et aux limites de gestion des terres. Ces limites de sites ont été affinées pour obtenir des unités écologiquement pertinentes et potentiellement gérables.

L'analyse étant basée sur des données relatives à l'aire de répartition, l'inclusion d'une espèce dans cette liste ne garantit pas la présence de l'espèce dans le bassin versant. Cependant, étant donné que les aires de répartition des espèces d'eau douce sur la Liste rouge sont cartographiées en sous-bassins versants, les espèces sont considérées comme présentes par les évaluateurs de la Liste rouge.

Les espèces listées comme répondant aux critères B2 et B3 ne correspondent pas nécessairement au nombre minimum d'espèces requis pour déclencher les critères sur un site donné. Par exemple, pour déclencher B3a, il doit y avoir ≥ 5 espèces restreintes à l'écorégion sur le site, selon le groupe taxonomique.

Tableau 9.3 Espèces déclencheuses potentielles de KBA identifiées pour les KBA d'eau douce du CEPF. Source : Compilé par les auteurs du rapport à partir des données de Spiliopoulou (2021).

Nom de KBA	Group	Espèces	Critère A1	Critère B1	Critère B2	Critère B3
Bassin du fleuve Gbangbaia (fw1)	Poissons	<i>Malapterurus leonensis</i>				B3
	Poissons	<i>Parailia spiniserrata</i>				B3
	Poissons	<i>Scriptaphyosemion geryi</i>				B3
	Poissons	<i>Callopanchax occidentalis</i>		B1		B3
	Poissons	<i>Ladigesia roloffii</i>	A1a,A1e	B1	B2	B3
	Poissons	<i>Clarias laeviceps</i>	A1b			
	Poissons	<i>Notoglanidium thomasi</i>	A1b	B1		B3
	Poissons	<i>Notoglanidium maculatum</i>	A1b	B1	B2	B3
	Mollusques	<i>Sierraia leonensis</i>				B3
	Mollusques	<i>Sierraia whitei</i>				B3
	Mollusques	<i>Afropomus balanoidea</i>	A1a			B3
	Mollusques	<i>Saulea vitrea</i>	A1b	B1		B3
	Mollusques	<i>Pleiodon ovatus</i>	A1c,A1e	B1	B2	B3
	Plants	<i>Eriocaulon deightonii</i>				B3
	Plants	<i>Fimbristylis aphylla</i>				B3
Lac Barombi Mbo et bassins versants environnants (fw2)	Poissons	<i>Konia eisentrauti</i>	A1a,A1e	B1	B2	B3
	Poissons	<i>Konia dikume</i>	A1a,A1e	B1	B2	B3
	Poissons	<i>Myaka myaka</i>	A1a,A1e	B1	B2	B3
	Poissons	<i>Pungu maclareni</i>	A1a,A1e	B1	B2	B3
	Poissons	<i>Sarotherodon steinbachi</i>	A1a,A1e	B1	B2	B3
	Poissons	<i>Sarotherodon lohbergeri</i>	A1a,A1e	B1	B2	B3
	Poissons	<i>Sarotherodon linnellii</i>	A1a,A1e	B1	B2	B3
	Poissons	<i>Sarotherodon caroli</i>	A1a,A1e	B1	B2	B3
	Poissons	<i>Stomatepia mariae</i>	A1a,A1e	B1	B2	B3
	Poissons	<i>Stomatepia pindu</i>	A1a,A1e	B1	B2	B3
	Poissons	<i>Stomatepia mongo</i>	A1a,A1e	B1	B2	B3
	Crustacée	<i>Caridina sodenensis</i>	A1b	B1	B2	
	Insectes	<i>Allocnemis eisentrauti</i>		B1	B2	
	Insectes	<i>Microgomphus camerunensis</i>		B1	B2	
	Mollusques	<i>Neritilia manoeli</i>		B1	B2	

Annexe i – Espèces potentielles de déclenchement de la KBA en eau douce

Nom de KBA	Group	Espèces	Critère A1	Critère B1	Critère B2	Critère B3
Lac de Bermin et bassins versants environnants (fw3)	Poissons	<i>Coptodon bakossiorum</i>	A1a,A1e	B1	B2	B3
	Poissons	<i>Coptodon bemini</i>	A1a,A1e	B1	B2	B3
	Poissons	<i>Coptodon bythobates</i>	A1a,A1e	B1	B2	B3
	Poissons	<i>Coptodon flava</i>	A1a,A1e	B1	B2	B3
	Poissons	<i>Coptodon gutturosa</i>	A1a,A1e	B1	B2	B3
	Poissons	<i>Coptodon imbrifera</i>	A1a,A1e	B1	B2	B3
	Poissons	<i>Coptodon snyderae</i>	A1a,A1e	B1	B2	B3
	Poissons	<i>Coptodon spongotroktis</i>	A1a,A1e	B1	B2	B3
	Poissons	<i>Coptodon thysi</i>	A1a,A1e	B1	B2	B3
Rivière Bandama inférieure (fw4)	Poissons	<i>Citharinus eburneensis</i>				B3
	Poissons	<i>Enteromius trispilos</i>				B3
	Poissons	<i>Fundulopanchax walkeri</i>				B3
	Poissons	<i>Marcusenius furcidens</i>				B3
	Poissons	<i>Parasicydium bandama</i>				B3
	Poissons	<i>Poropanchax rancureli</i>				B3
	Poissons	<i>Synodontis bastiani</i>				B3
	Poissons	<i>Synodontis punctifer</i>				B3
	Poissons	<i>Lepidarchus adonis</i>	A1b			B3
	Poissons	<i>Mormyrus subundulatus</i>	A1b	B1	B2	B3
	Mollusques	<i>Aspatharia droueti</i>				B3
	Mollusques	<i>Pettancylus eburnensis</i>				B3
Cours inférieur de la rivière St. Paul (fw5)	Crustacea	<i>Liberonantes paludicolis</i>		B1		B3
	Crustacea	<i>Globonantes macropus</i>	A1a	B1	B2	B3
	Crustacea	<i>Liberonantes nanoides</i>	A1a,A1e	B1	B2	B3
	Fishes	<i>Doumea chappuisi</i>				B3
	Fishes	<i>Epiplatys lamottei</i>				B3
	Fishes	<i>Scriptaphyosemion liberiense</i>				B3
	Fishes	<i>Monopterus boueti</i>		B1	B2	B3
	Fishes	<i>Paramphilius firestonei</i>	A1a	B1	B2	B3
	Fishes	<i>Callopanchax monroviae</i>	A1a,A1e	B1	B2	B3
	Fishes	<i>Coptodon coffea</i>	A1a,A1e	B1	B2	B3
	Fishes	<i>Clarias laeviceps</i>	A1b			
	Molluscs	<i>Bellamyia liberiana</i>	A1a,A1e	B1	B2	B3
Cours moyen de la rivière St. Paul (fw6)	Crustacée	<i>Globonantes macropus</i>	A1a	B1	B2	B3
	Poissons	<i>Doumea chappuisi</i>				B3
	Poissons	<i>Epiplatys lamottei</i>				B3
	Poissons	<i>Scriptaphyosemion liberiense</i>				B3
	Poissons	<i>Nimbapanchax viridis</i>			B2	B3
	Poissons	<i>Epiplatys coccinatus</i>	A1a,A1e	B1	B2	B3
	Poissons	<i>Enteromius aliciae</i>	A1b			B3
	Poissons	<i>Enteromius huguenyi</i>	A1b			B3

Annexe i – Espèces potentielles de déclenchement de la KBA en eau douce

Nom de KBA	Group	Espèces	Critère A1	Critère B1	Critère B2	Critère B3
Bassin versant de la basse Volta orientale (fw7)	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Marais de Rhombe et embouchure des rivières Little et Great Scarcies (fw8)	Poissons	<i>Enteromius salessei</i>				B3
	Poissons	<i>Enteromius tiekoroi</i>				B3
	Poissons	<i>Malapterurus leonensis</i>				B3
	Poissons	<i>Paramphilius teugelsi</i>				B3
	Poissons	<i>Paramphilius trichomycteroides</i>				B3
	Poissons	<i>Scriptaphyosemion geryi</i>				B3
	Poissons	<i>Scriptaphyosemion etzeli</i>	A1a	B1	B2	B3
	Poissons	<i>Clarias laeviceps</i>	A1b			
	Poissons	<i>Enteromius teugelsi</i>	A1b			B3
	Mollusques	<i>Sierraia leonensis</i>				B3
	Mollusques	<i>Sierraia whitei</i>				B3
	Mollusques	<i>Afropomus balanoidea</i>	A1a			B3
	Mollusques	<i>Saulea vitrea</i>	A1b			B3
São Tomé (fw9)	Mollusques	<i>Neritilia manoeli</i>		B1	B2	
Sud-est du Delta du Niger – près de Calabar (fw10)	Crustacée	<i>Potamonautes reidi</i>	A1b	B1		B3
	Poissons	<i>Labeobarbus progenys</i>				B3
	Poissons	<i>Synodontis robbianus</i>		B1	B2	B3
Cours supérieur de la rivière St. Paul (fw11)	Poissons	<i>Doumea chappuisi</i>				B3
	Poissons	<i>Epiplatys lamottei</i>				B3
	Poissons	<i>Scriptaphyosemion liberiense</i>				B3
	Poissons	<i>Nimbapanchax viridis</i>		B1	B2	B3
	Poissons	<i>Epiplatys roloffii</i>	A1a	B1	B2	B3
	Poissons	<i>Enteromius melanotaenia</i>	A1a,A1e	B1	B2	B3
	Poissons	<i>Enteromius aliciae</i>	A1b			B3
	Poissons	<i>Nimbapanchax jeanpoli</i>	A1b		B2	B3
	Poissons	<i>Enteromius huguenyi</i>	A1b	B1		B3
Ruisseau Weeni – Comté de Grand Bassa (fw12)	Crustacée	<i>Liberonautes grandbassa</i>	A1a,A1e	B1	B2	B3
Delta du Niger occidental (fw13)	Crustacée	<i>Desmocarid bislineata</i>	A1a,A1e	B1	B2	
	Poissons	<i>Fundulopanchax deltaense</i>		B1	B2	
	Poissons	<i>Fundulopanchax sjostedti</i>	A1a		B2	
	Poissons	<i>Alestopetersius snyderi</i>	A1a	B1		
	Poissons	<i>Arnoldichthys spilopterus</i>	A1a	B1		
	Poissons	<i>Fundulopanchax gularis</i>	A1a	B1	B2	

Annex ii – Participants à l'atelier KBA

Tableau 9.4 Liste des organisations représentées à chacun des ateliers de formation et de validation du KBA en Afrique occidentale. Source : Compilé par les auteurs du rapport.

Pays	Organisation
Nigeria	Nigerian Conservation Foundation (NCF)
	A.P. Leventis Ornithological Research Institute
	Michael Okpara University of Agriculture
	Wildlife Conservation Society (WCS)
	National Parks Service
	Federal Ministry of Environment
	University of Uyo
	Federal University, Dutse
	Wildlife Society of Nigeria (WISON)
	Federal Ministry of Environment – AEWA Focal Point
	Nigerian Institute for Oceanography and Marine Research
	University of Benin
	Rivers State University of Technology
	University of Lagos
	National Environmental Standards and Regulation Enforcement Agency
	Forestry Research Institute of Nigeria
	Nigerian Freshwater Fisheries Research Institute New Bussa
	Lake Chad Research Institute
	Nigerian Environmental Study/ Action team (NEST) – IUCN Member
	Obafemi Awolowo University, Ile Ife
	National Centre for Genetic Resources & Biotechnology (NACGRAB) – GBIF Coordination in Nigeria
	Nigerian Institute of Pharmaceutical Research & Development (NIPRD)
	Centre for Drylands Agriculture, Bayero University Kano
Ghana Wildlife Division	
Wildlife Conservation Society Nigeria	
Ghana	University of Ghana
	Resource Management Support Centre, Forestry Commission, Ksi
	Kwame Nkrumah University of Science and Technology
	CSIR, Box 38 Achimota, Ghana
	Botany Department, University of Cape Coast, Ghana
	University of Development Studies, Tamale Ghana
	University of Cape Coast
	Environmental Protection Agency
	GBIF
	Water Research Institute
	Fisheries Commission
	National Biosafety Authority
	Ghana Wildlife Society
	BirdLife
	CEPF
	A Rocha Ghana
	IUCN
	HerpGhana
	Save the Frogs
	Conservation Alliance
	Aqualife Conservancy
	Conservation International, Accra Ghana
	BirdLife West Africa
WAPCA	
Parliamentary Committee on Environment	

Annex ii – Participants à l'atelier KBA

Pays	Organisation
Sierra Leone	Sierra Leone Maritime Administration
	Sustainable Growth Cluster, United Nations Development Programme
	Water Resource Management Agency
	General National Mineral Agency (NMA)
	Environmental Protection Agency
	Ministry of Environment
	Ministry of Agriculture and Forestry
	Ministry of Water resources
	National Protected Area Authority (NPAA)
	Freetown City Council
	Western Area Rural District Council
	Institute of Marine Biology and Oceanography
	Forestry Department
	Office of the National Security (ONS-SL)
	Marine Police
	Ministry of fisheries and Marine Resources
	Conservation Society of Sierra Leone
	Planning Green Futures
	Environmental Foundation for Africa
	West Africa Fisheries Programme
	Biological Science Department, FBC
	Centre for Climate Change & Development
	FBC
	Natural Habitats Group
	Reptiles and Amphibian Programme, Sierra Leone
	The Headman, Tombo
	Wetlands International Africa
	Responsible Agricultural Investment, FAO/UN
NPAA	
Ministry of Lands and Country Planning	
National Fishery and Aquaculture Authority	
Libéria	Environmental protection Agency
	Forestry Development Authority
	Ministry of Agriculture
	Conservation International
	Wild Chimpanzee Foundation
	Fauna and Flora
	College of Agriculture and Forestry, University of Liberia
	Farmer Association to Conserve the Environment
	Mines and Energy
	Society for the conservation of Nature of Liberia
	Society for Ecosystem Conservation
	European Union
	United Nation Development Programme
	Friend of the Ecosystem and Environmental
	GEF (Point focal opérationnel)

Annex ii – Participants à l'atelier KBA

Pays	Organisation
Côte d'Ivoire	Rainforest Alliance
	Conservation Alliance
	Birdlife International/RSPB (SOS-Forêts)
	Eaux et forêts
	Environnement et Développement Durable
	Associations Villageoises
	UFEMCI
	OI-REN
	FEREADD
	OIPR
	SODEFOR
	Université Félix Houphouët – Boigny (Ichtyologie & Plancton & Macro-invertébrés)
	Université Nandjou Abrogoua (Ichtyologie & Herpétologie)
	Université Jean Lorougnon Guédé (Ornithologie)
	Centre de Recherche Ecologie
Ministère de l'Environnement, Protection de la Nature & Développement Durable (MINEPDED)	
Cameroun	Ministère des Forêts et de la Faune (MINFOF)
	Cameroon Wildlife Conservation Society(CWCS)
	African Marine Mammal Conservation Organization (AMMCO)
	Watershed Task Group (WTG)
	SUFACHAC
	Bivalves/Shrimp harvester & farmer
	Green Technologies Company (GRETECO)
	l'Université de Douala à Yabassi
	Université de Buea
	Institut des Sciences Halieutiques
	Institut des Sciences Halieutiques de l'Université de Douala à Yabassi
	Université de Dschang

Chapitre 10

Réseau de sites critiques pour la biodiversité d'eau douce en Afrique occidentale

Starnes, T. ¹

Sommaire	
10.1 Introduction	132
10.1.1 Planification systématique de la conservation	132
10.2 Méthodes	133
10.2.1 Marxan	133
10.2.2 Eléments de conservation	134
10.2.3 Unités de planification	134
10.2.4 Eléments de conservation comparativement aux unités de planification	136
10.2.5 Configuration Marxan	136
10.3 Résultats	137
10.3.1 Irremplaçabilité	138
10.3.2 Lacunes du réseau actuel	140
10.4 Mises en garde	140
10.5 Conclusions	140
Références	141

10.1 Introduction

10.1.1 Planification systématique de la conservation

Étant donné que la conservation basée sur le site est souvent en concurrence avec d'autres intérêts humains (Margules, Pressey & Williams, 2002) et que les fonds pour la conservation sont limités, il n'est pas possible de conserver toutes les zones qui contribuent à la biodiversité. La hiérarchisation spatiale peut être utilisée pour identifier les zones où il est préférable d'allouer ces ressources limitées pour recevoir les plus grands avantages de conservation (Knight et al., 2007), par exemple par la désignation de réserves (Hermoso et al., 2016), bien que ces réserves devraient être considérées dans le contexte plus large du paysage (Irvine, 2015). Les deux objectifs de la conception de la réserve sont : i) la représentativité – la représentation adéquate des caractéristiques de conservation cibles (par exemple, les espèces, les types d'habitats) ; et ii) la persistance – la survie à long terme de ces éléments de conservation grâce au maintien de processus naturels et de populations viables, et l'exclusion ou la gestion des menaces

(Margules et Pressey, 2000). Historiquement, la sélection des zones de réserves n'a souvent pas été systématique. Dans certains cas, des zones éloignées ou improductives, et donc jugées sans importance commerciale, ont été désignées comme réserves quelle que soit leur valeur en termes de biodiversité (Margules & Pressey, 2000). Cela a souvent conduit à des réserves qui n'atteignaient pas leurs objectifs (Hermoso et al., 2011). Dans les années 1980, une planification systématique de la conservation a émergé en réponse à ce problème (Nel et al., 2009).

La planification systématique de la conservation vise à identifier un réseau optimal de zones dans lesquelles des objectifs explicites pour les éléments de conservation sont atteints, en tenant compte du coût des zones et d'autres aspects de la conception de la réserve (par exemple, la taille de la réserve individuelle, la fragmentation). Les méthodes systématiques de planification de la conservation utilisent désormais généralement des algorithmes basés sur la complémentarité, où la complémentarité est l'augmentation de la représentativité du réseau lorsqu'une nouvelle zone est ajoutée (Possingham, Ball & Andelman, 2000). Il a été démontré que cette approche aboutit à des solutions

¹ Unité de la biodiversité d'eau douce, Programme mondial sur les espèces, UICN (Union internationale pour la conservation de la nature), David Attenborough Building, Pembroke Street, Cambridge, CB2 3QZ, Royaume Uni

Equation 10.1 Equation de la fonction objective de Marxan

$$\begin{aligned} \text{fonction objectif} &= \sum_{\text{Unités de planification}} \text{Coût des unités de planification} \\ &+ \sum_{\text{Eléments de conservation}} (\text{SPF} \times \text{pénalité de représentation}) \end{aligned}$$

Où *BLM* = modificateur de longueur de bordure ;

SPF = facteur de pénalité des espèces

plus efficaces en termes de coût et de représentation des éléments de conservation que les méthodes alternatives, telles que les stratégies ad hoc, de notation ou de classement (Margules, Pressey & Williams, 2002 ; Pressey & Nicholls, 1989 ; Pressey et Tully, 1994).

Bien que la planification systématique de la conservation ait été largement utilisée dans le domaine terrestre, elle n'est apparue que plus récemment dans les systèmes d'eau douce, avec quelques modifications pour tenir compte des caractéristiques uniques de ces systèmes (par exemple, connectivité hydrologique) (Beger et al., 2010; Dunn, 2003; Hermoso et al., 2011). L'adoption d'une planification systématique de la conservation est vitale pour la conception des réserves dans le domaine de l'eau douce, car à l'heure actuelle, les aires protégées (AP) sont rarement désignées spécifiquement pour la conservation de la biodiversité d'eau douce (Juffe-Bignoli et al., 2016), et les AP existantes sont largement inefficaces pour les espèces et les habitats d'eau douce (Abell, Allan & Lehner, 2007; Hermoso et al., 2016; Leal et al., 2020). Inversement, la conception de réseaux d'aires protégées pour les systèmes d'eau douce s'est avérée efficace pour atteindre également les objectifs de conservation terrestre (Leal et al., 2020).

Nous avons utilisé le logiciel de planification systématique de la conservation Marxan (Ball, Possingham & Watts, 2009) pour identifier des réseaux de sites en Afrique occidentale pour la conservation de la biodiversité d'eau douce, en utilisant les Zones clés pour la biodiversité (KBA) et les AP existantes comme point de départ. Nous avons identifié des réseaux pour la conservation des espèces d'eau douce typiques de la région de l'Afrique occidentale. Ici, nous les combinons pour présenter un réseau global considéré comme optimal pour la conservation de la biodiversité d'eau douce. Nous mettons en évidence les sites de la région qui ont été identifiés par l'analyse systématique de la planification de la conservation mais qui se situent en dehors du réseau actuel de KBA et d'AP.

Nous reconnaissons que de nombreux autres facteurs, tels que l'utilisation des terres, devront également être pris en compte afin de créer un réseau de conservation optimal représentant la biodiversité d'eau douce dans toute la région. L'objectif ici est de démontrer la valeur potentielle de cette approche maintenant que nous avons une base de référence solide résolue spatialement pour les espèces d'eau douce de la région. Nous encourageons les planificateurs environnementaux à développer davantage cette approche, en utilisant ces couches de données supplémentaires.

10.2 Méthodes

10.2.1 Marxan

Nous avons utilisé le logiciel de planification de la conservation Marxan (Ball, Possingham & Watts, 2009) pour identifier les réseaux atteignant les objectifs de conservation de la biodiversité d'eau douce. Marxan utilise un recuit simulé (un algorithme heuristique) pour identifier un réseau de sites presque optimal qui répond aux objectifs de biodiversité définis par l'utilisateur au moindre coût (voir 10.2.3.1). Marxan compare les réseaux potentiels de sites en utilisant la fonction objectif (Equation 10.1), avec une fonction objective de faible valeur indiquant un réseau plus efficace en termes d'atteinte des objectifs de biodiversité pour le coût le plus bas. Le premier terme de la fonction objectif générale est la somme des coûts de chaque unité de planification (site) du réseau. Le deuxième terme est la somme des longueurs des limites de chaque unité de planification, multipliée par un modificateur qui permet de contrôler le degré de fragmentation du réseau (c'est-à-dire si les unités de planification sont regroupées ou dispersées). Le troisième terme est la pénalité appliquée si les éléments de conservation ne sont pas représentés à leurs niveaux cibles. Le dernier terme pénalise le réseau s'il dépasse un seuil de coût fixé. Les premier et troisième terme sont obligatoires, tandis que les deuxième et quatrième sont facultatifs (Game & Grantham, 2008) et n'ont pas été appliqués dans ce cas.

10.2.2 Eléments de conservation

Les éléments de conservation sont les éléments de la biodiversité qui sont au centre du réseau. Les éléments de conservation pour cette analyse étaient des espèces d'eau douce typiques d'Afrique occidentale dans les groupes taxonomiques suivants : décapodes (crabes et crevettes), poissons, mollusques, odonates (libellules et demoiselles) et plantes aquatiques (voir chapitre 2).

10.2.3 Unités de planification

Nous avons sélectionné toutes les HydroBASINS de niveau 8 se déversant dans la région d'Afrique occidentale. Cela concernait 10 137 HydroBASINS de niveau 8 couvrant une superficie de 6 580 930 km². La superficie médiane par HydroBASIN était de 443 km², dont 232 lacs et lagunes allant de 10 km² à 23 000 km² (médiane 23 km²).

10.2.3.1 Coût

Lors de l'exécution de Marxan, un coût doit être spécifié pour chaque unité de planification, qui est la valeur ajoutée à la fonction objective lorsque l'unité de planification est incluse dans un réseau. Les estimations du coût financier de chaque unité de planification n'étaient pas disponibles pour cette étude. Au lieu de cela, nous avons utilisé la zone et le degré d'impact anthropique au sein des unités de planification.

Dans le premier scénario (scénario A), aucun coût n'a été affecté aux unités de planification. Ce scénario représente un réseau « vierge » du nombre minimum d'unités de planification requises pour conserver la biodiversité d'eau douce menacée, quels que soient les coûts liés à la taille des unités de planification ou au niveau d'impact anthropique y afférentes.

Les autres scénarios utilisaient un indice de coût basé sur la superficie de l'unité de planification et le degré d'impact anthropique en son sein. L'empreinte humaine terrestre mondiale (HFP) est une carte mondiale d'une résolution d'1 km² de la pression humaine sur l'environnement, y compris les environnements bâtis, la densité de population, les infrastructures électriques, les terres cultivées et les pâturages, les infrastructures de communication (Venter et al., 2016). Comme son nom l'indique, la HFP est basée sur les pressions terrestres et peut ne pas tenir compte de certaines des principales menaces pour les espèces d'eau douce telles que la pollution aquatique, les espèces non indigènes envahissantes et la sécheresse causée par le changement climatique. La HFP est calculée pour 1993 et 2009. Nous avons utilisé la HFP de 2009 qui est encore couramment utilisée (Jones et al., 2018 ; Linkeet al., 2019 ; Venter et al., 2016), reconnaissant qu'elle est maintenant tout à fait obsolète, en particulier dans une région en

développement rapide comme l'Afrique occidentale. Étant donné qu'il existe plusieurs valeurs HFP de 1 km² dans chaque unité de planification, la valeur moyenne de HFP a été calculée pour chaque unité de planification.

L'ensemble de données HFP est basé principalement sur des couches de données terrestres. Certaines parties de certains lacs, par ex. Le lac Volta a un score HFP de zéro, mais cela ne signifie pas nécessairement qu'il n'y a pas d'impact anthropique là-bas. Beaucoup de ces lacs sont eux-mêmes des réservoirs artificiels et sont donc par définition le résultat de pressions anthropiques. Le lac Tchad a également une grande zone sans données. Dans les deux cas, il y a au moins quelques points de données HFP dans chaque lac et il était donc toujours possible de calculer un score HFP moyen basé sur les points de données disponibles.

La valeur moyenne HFP relative à la valeur moyenne maximale HFP en Afrique de occidentale a ensuite été calculée par unité de planification pour produire un indice allant de 0 à 1. De même, la superficie de chaque unité de planification par rapport à la superficie maximale des unités de planification (Lac Tchad, 23 006 km²) a été calculée pour produire un indice de 0 à 1. La moyenne de ces deux indices a ensuite été calculée pour produire le coût unitaire de planification (figure 10.1). Ainsi, la superficie de l'unité de planification et le HFP sont pondérés de manière égale. L'utilisation de ce coût unitaire de planification déplace l'attention vers la recherche d'un réseau avec les niveaux les plus bas d'impact anthropique et la plus petite zone. Il s'agit d'une approximation du « coût » de la conservation de ces zones. Inversement, une autre approche pourrait consister à cibler les zones à fort impact anthropique pour la restauration des écosystèmes.

Equation 10.2 Equation du coût des unités de planification selon la méthode B

Coût B = superficie relative de l'unité de planification (km²) x score relatif de l'empreinte humaine (HFP)

10.2.3.2 Verrouillage des unités de gestion existantes

Lors de l'utilisation du logiciel Marxan, il est possible de verrouiller des unités de planification particulières dans ou hors du réseau final, ce qui signifie que les unités de planification sont fixées ou exclues, respectivement, du réseau final. Dans certains scénarios, nous avons verrouillé des unités de planification représentant différentes combinaisons d'unités de gestion existantes, encore une fois afin de comparer les résultats entre les réseaux « vierges » (c'est-à-dire sans unités de planification verrouillées), ceux comprenant des zones actuellement identifiées comme importantes pour la biodiversité d'eau douce (c'est-à-dire

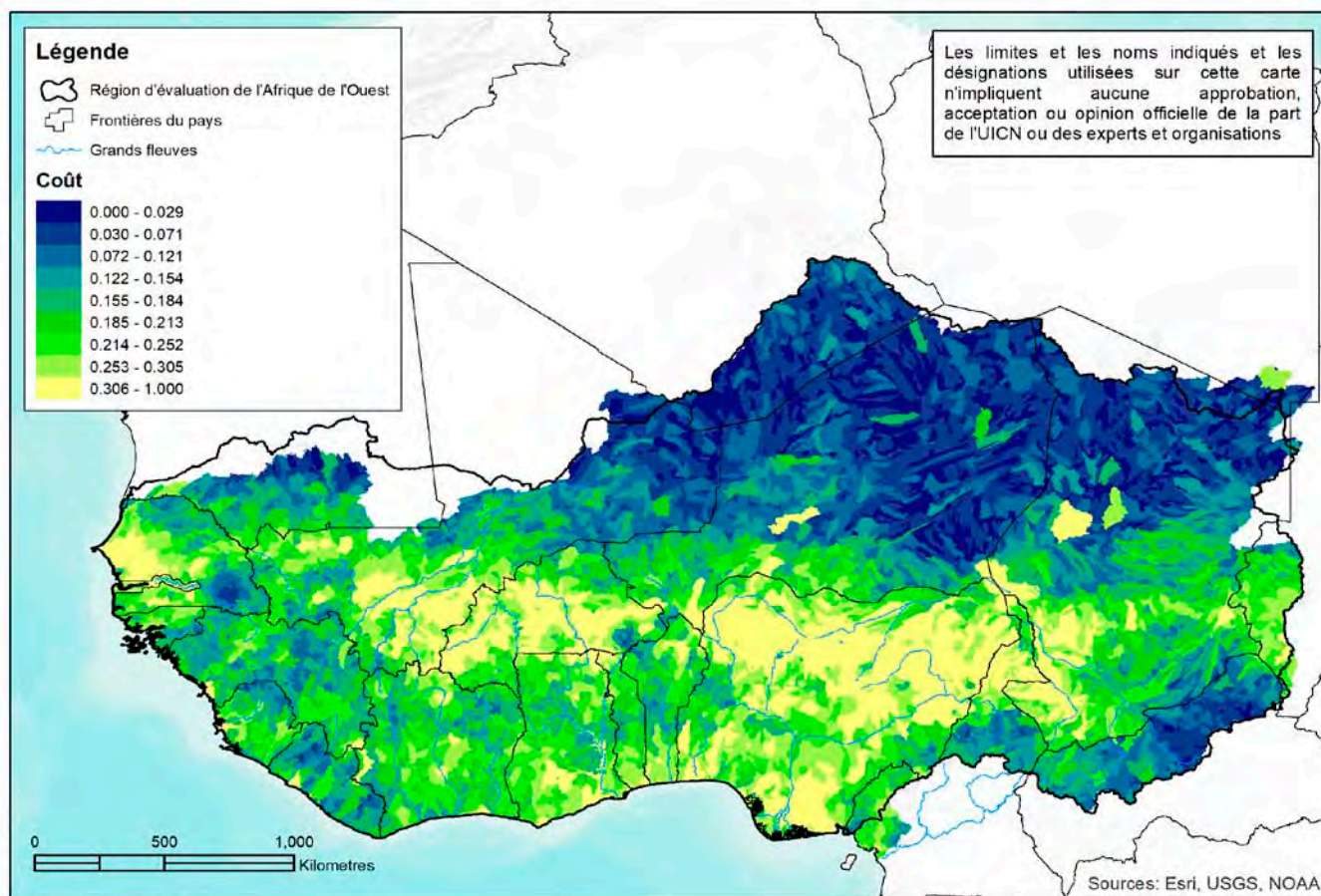


Figure 10.1 Coût unitaire de planification – indice d’empreinte humaine relative x superficie relative en km². Source : Compilée par les auteurs du rapport avec des données provenant de Lehner & Grill (2013) et Venter et al. (2006).

enfermées dans des KBA d’eau douce) et celles comprenant des zones actuellement identifiées comme importantes pour d’autres biodiversités (c’est-à-dire enfermées dans des KBA et des AP existantes). Cela nous a également permis d’identifier toutes les unités de planification supplémentaires nécessaires pour atteindre les objectifs. Ces unités de planification supplémentaires représentent des lacunes dans le réseau actuel d’unités de gestion existantes et représentent donc des sites prioritaires à inclure dans le réseau si les objectifs de conservation de la biodiversité d’eau douce doivent être atteints.

Comme nous l’avons vu, les HydroBASINS de niveau 8 ont été utilisés comme unités de planification dans cette analyse. Cependant, en général, les KBA et les AP ne sont pas délimitées selon HydroBASINS ou en cellules de grille et, par conséquent, nous devons sélectionner des unités de planification qui représentaient ces unités de gestion lorsqu’il n’y avait pas de correspondance un à un. Notez que les KBA d’eau douce sont souvent délimitées selon HydroBASINS mais généralement selon une résolution plus élevée (par exemple, niveau 10 ou niveau 12 HydroBASINS) afin de concentrer les actions sur les priorités basées sur le site.

Nous avons classé une unité de planification (HydroBASIN) comme étant une unité de gestion existante si plus de 50 %

de la superficie de l’unité de planification était couverte par une unité de gestion existante. Ce classement a été fait séparément pour :

- Les aires protégées – 1 486 unités de planification ont été sélectionnées couvrant 852 607 km² soit 13 % de la région.
- Les KBA – 854 unités de planification ont été sélectionnées couvrant 483 619 km² ou 7 % de la région. Parmi celles-ci, 630 unités de planification étaient à la fois des aires protégées et des KBA.
- Tous les types d’unités de gestion (toutes celles ci-dessus) – 1 710 unités de planification ont été sélectionnées couvrant 973 780 km² ou 15 % de la région (figure 10.2).

En raison du seuil de 50 % pour la zone de chevauchement nécessaire au verrouillage des unités de planification, de nombreuses unités de gestion existantes plus petites (par exemple, les réserves forestières) ne sont pas représentées par les unités de planification correspondantes. Cependant, ce seuil s’est avéré être le meilleur compromis entre inclure les unités de gestion existantes et ne pas verrouiller les unités de planification dont seule une petite superficie était couverte par des unités de gestion.

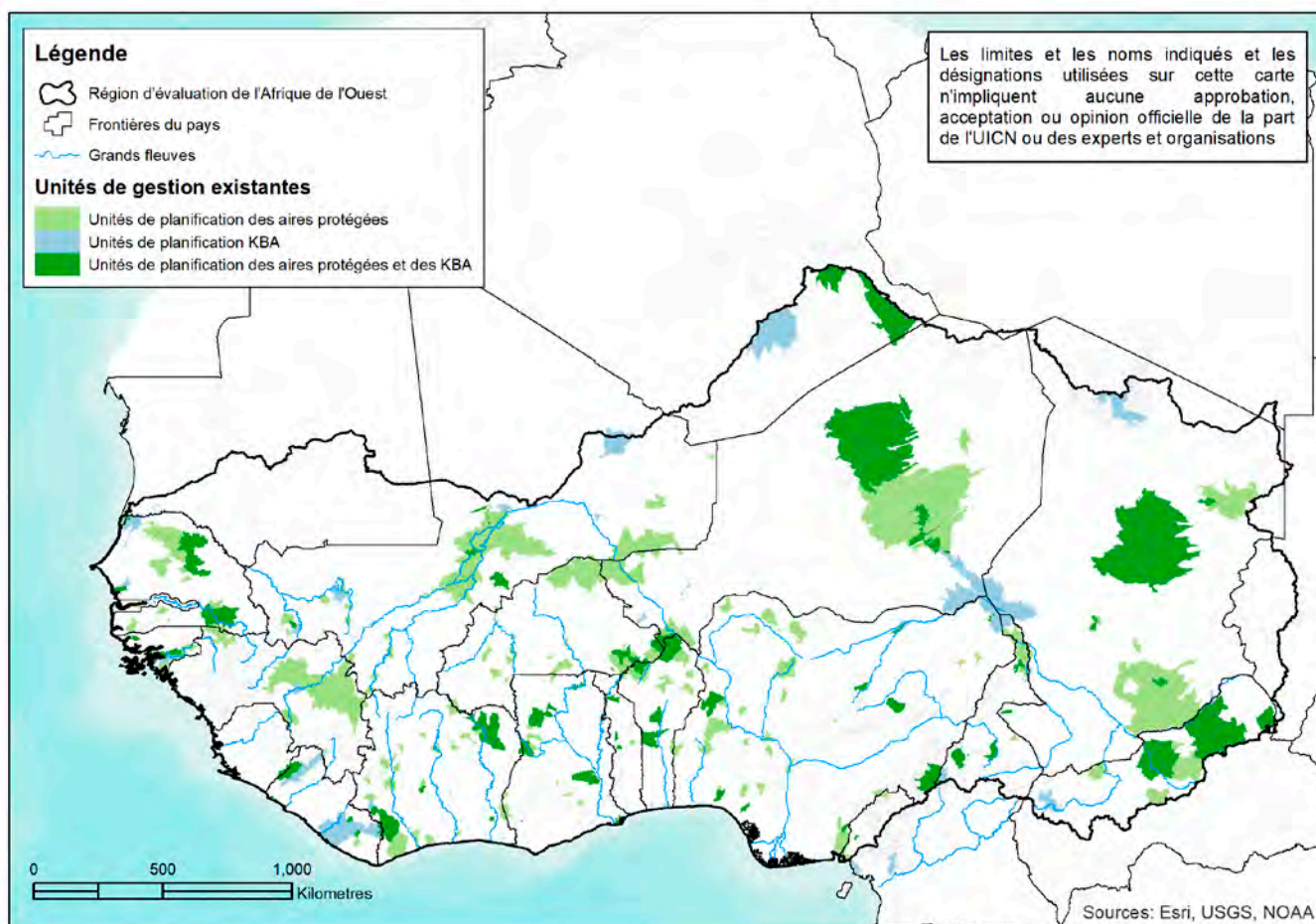


Figure 10.2 Unités de gestion existantes affectées aux sites de planification. Source : Compilée par les auteurs du rapport avec des données de BirdLife International (2021), Lehner & Grill, 2013) et UNEP-WCMC (2021).

Les 13 KBA d'eau douce du CEPF n'étaient pas « verrouillées » dans le réseau de sites car ce ne sont pas des KBA confirmées, la plupart nécessitent des modifications des limites en attendant d'autres études écologiques. Cependant, nous rapportons dans les résultats quelles KBA d'eau douce du CEPF sont identifiées dans le scénario de planification final, en « consolidant » leur importance pour l'inclusion dans les réseaux d'aires protégées et conservées. Les sites qui sont potentiellement des sites AZE (contenant l'ensemble de la population mondiale d'une espèce EN ou CR) sont inclus comme sites irremplaçables dans l'analyse par définition de la cible pour l'inclusion d'au moins une unité de planification par espèce menacée.

10.2.4 Eléments de conservation comparativement aux unités de planification

10.2.4.3 Répartition actuelle des espèces

Nous avons utilisé les données spatiales produites par le processus d'évaluation de la Liste rouge (voir les chapitres 3 à 7) pour cartographier la répartition des espèces d'eau douce dans les unités de planification. Les données spatiales codées comme Présence 1 (Existante) et Origine 1 (Indigène)

ou Origine 2 (Réintroduite) (voir Chapitre 2) ont été incluses dans l'analyse. Étant donné que la répartition des espèces d'eau douce est cartographiée sur HydroBASINS, les données sur l'aire de répartition spatiale de la Liste rouge sont déjà disponibles sous forme de tableaux HydroBASIN. Toutes les unités de planification où une espèce donnée était présente ont reçu une valeur d'abondance d'un pour cette espèce.

10.2.5 Configuration Marxan

10.2.5.1 Paramètres généraux

Comme recommandé dans Game et Grantham (2008), nous avons exécuté Marxan en utilisant un recuit simulé suivi d'une amélioration itérative en deux étapes, avec les principaux paramètres de l'algorithme définis à leurs valeurs par défaut. Nous avons exécuté chaque scénario 1 000 fois et utilisé la fréquence de sélection de chaque unité de planification comme mesure de son caractère irremplaçable dans le réseau. Les unités de planification qui ont été sélectionnées dans plus de 990 parcours (plus de 99 %) ont été considérées comme irremplaçables car leur inclusion était requise dans tous les réseaux pour lesquels les objectifs sont atteints à faible coût.

10.2.5.2 Facteur de pénalité des espèces

Le facteur de pénalité des espèces (SPF) influence le niveau de pénalité appliqué au réseau si les objectifs de conservation ne sont pas atteints. Le SPF a été fixé à la valeur élevée de 100 pour garantir que les objectifs des éléments de conservation soient toujours atteints. Une approche alternative serait d'ajuster le SPF pour permettre un compromis entre l'atteinte des objectifs de conservation et le coût global du réseau.

10.2.5.3 Scénarios

Trois scénarios différents ont été exécutés en utilisant différents paramètres d'entrée :

- A. Réseaux « vierges » n'utilisant aucun coût unitaire de planification et aucune unité de planification verrouillée.
- B. Réseaux utilisant le coût A (Équation 10.2, figure 10.1) et aucune unité de planification verrouillée.
- C. Réseaux utilisant le coût A (Équation 10.2, figure 10.1) avec 1 486 unités de planification représentant des aires protégées verrouillées. Réseaux utilisant le coût A (Équation 10.2, figure 10.1) avec 1 710 unités de planification représentant les aires protégées et les KBA verrouillées.

10.3 Résultats

Pour chaque scénario, des cartes affichant le réseau répondant aux objectifs de biodiversité pour le moindre coût (c'est-à-dire le parcours avec la valeur de fonction objectif la plus faible) ont été produites.

Dans ce chapitre, nous discutons du réseau résultant des meilleurs parcours en utilisant les paramètres d'entrée pour chaque scénario afin de considérer l'utilisation actuelle des terres et la gestion potentielle et de démontrer comment nous pourrions utiliser les données générées sur la biodiversité par ce projet pour identifier un réseau de sites optimal pour la conservation d'espèces d'eau douce. Comme indiqué ci-dessus, lors de l'application de cette méthode dans la pratique, il sera important d'inclure d'autres ensembles

de données, tels que la gestion des terres existantes, la propriété et la tenure légales et coutumières, les concessions et les stratégies nationales d'aménagement du territoire, afin de créer un réseau optimal utilisant la méthode systématique approche de planification de la conservation démontrée ici.

Considérons d'abord le scénario A, dans lequel aucun coût unitaire de planification n'a été spécifié. Quelque 122 unités de planification ont été identifiées comme étant l'ensemble minimum d'unités de planification requis pour atteindre les cibles d'espèces (tableau 10.1). Ce scénario ne tient pas compte de la superficie ou de l'empreinte humaine au sein de ces unités de planification. La superficie totale requise par ces unités de planification était de 125 958 km² et le coût nominal était de 4,9 (tableau 10.1). Le scénario B tenait compte de la superficie et de l'empreinte humaine au sein des unités de planification en utilisant un coût unitaire de planification (Equation 10.2, figure 10.1). Dans ce scénario, 65 unités de planification ont été retenues du scénario A ; y compris 30 unités de planification « irremplaçables » qui étaient nécessaires dans chaque cas pour atteindre les cibles (voir section 10.3.1). Quelque 57 unités de planification du scénario A ont été « abandonnées » et 64 unités de planification ont été ajoutées. Cela a abouti à un réseau qui répond aux objectifs en matière d'espèces mais qui couvre une superficie plus petite de 87 254 km² et un coût inférieur de 3,3 (tableau 10.1). En sélectionnant un peu plus d'unités de planification avec une superficie totale et une empreinte humaine inférieures (c'est-à-dire un coût inférieur), le scénario B représente un réseau plus efficace pour l'inclusion des cibles de représentation des espèces d'eau douce menacées en Afrique occidentale.

Ensuite, nous considérons les scénarios C et D, dans lesquels les unités de planification avec une gestion en place sont « verrouillées ». Les paramètres utilisés pour le scénario étaient les mêmes utilisés pour le scénario B, sauf que 1 486 unités de planification représentant des aires protégées étaient « verrouillées » dans le réseau. Ces unités de planification couvraient une superficie de 852 607 km² et les cibles pour 41 des 194 espèces d'eau douce étaient déjà atteintes dans ces unités de planification (tableau 10.1). La

Tableau 10.1 Résultats de l'analyse Marxan pour les scénarios A à D Source : Compilé par les auteurs du rapport.

Scénario	Type de coût	UP verrouillées	Nombre d'UP verrouillées	Nombre d'espèces déjà adéquatement représentées par les UP verrouillées	Nombre d'UP en solution	Nombre de PU supplémentaires	Coût verrouillé	Coût total	Coût supplémentaire encourus	Superficie verrouillée (km ²)	Superficie totale en solution (km ²)	Superficie supplémentaire requise (km ²)
A	Aucune	Aucune	0	0	122	122	0	4.9	4.9	0	125,958	125,958
B	A	Aucune	0	0	129	129	0	3.3	3.3	0	87,254	87,254
C	A	AP	1,486	41	1,582	96	16.9	19.9	3.0	852,607	931,217	78,610
D	A	AP et KBA	1,710	67	1,797	87	19.6	21.6	2.0	973,780	1,027,141	53,361

meilleure solution pour le scénario C a entraîné la sélection de 96 unités de planification supplémentaires dans le réseau de sites optimaux, couvrant une superficie de 78 610 km² et à un coût de 3,0, afin d'atteindre toutes les cibles d'espèces.

Les paramètres utilisés pour le scénario D étaient les mêmes utilisés pour le scénario C, sauf que 224 unités de planification supplémentaires représentant des KBA étaient verrouillées dans le réseau. Ces 1 710 unités de planification combinées couvraient 973 780 km² et les cibles pour 67 des 194 espèces d'eau douce étaient déjà atteintes dans ces unités de planification (tableau 10.1). La meilleure solution pour le scénario D a entraîné la sélection de 87 unités de planification supplémentaires dans le réseau de sites optimaux, couvrant une superficie de 53 361 km² et à un coût de 2,0, afin d'atteindre toutes les cibles d'espèces. Plusieurs de ces unités de planification comprenaient huit des 13 KBA d'eau douce du CEPF exposées au chapitre 9 (à l'exclusion du marais de Rhombe, du cours supérieur de la rivière Saint-Paul, du bassin versant oriental de la Basse-Volta, du sud-est du Delta du Niger et de São Tomé), ainsi que d'autres KBA potentielles d'eau douce et comprenant toutes ces unités de planification contenant des sites AZE potentiels (qui sont des sites irremplaçables dans ces scénarios.

10.3.1 Irremplaçabilité

La cible pour chaque espèce était la présence dans au moins deux unités de planification, à l'exception de 37 espèces présentes uniquement dans une seule unité de planification, pour lesquelles la cible était la présence dans une unité de planification. Ces 37 espèces étaient réparties entre 22 unités de planification, et ces unités de planification étaient effectivement « verrouillées » par la définition de la cible nécessitant leur inclusion dans une solution donnée (figure 10.5). La plupart de ces unités de planification représentent la seule localité connue pour ces 37 espèces dans le monde, dont 35 espèces sont évaluées comme EN ou CR, et ont donc par définition le potentiel de produire des sites AZE (répondant au critère KBA A1e). La confirmation des sites AZE dans ces unités de planification nécessitera des études sur le terrain pour confirmer la présence des espèces (voir chapitre 9).

12 espèces supplémentaires étaient présentes chacune dans seulement deux unités de planification. Par conséquent, il n'y avait également qu'une seule option pour atteindre les objectifs de ces espèces, à savoir l'inclusion des deux unités de planification pour chacune de ces espèces. Cela a entraîné le verrouillage implicite de huit unités de planification supplémentaires dans le réseau.

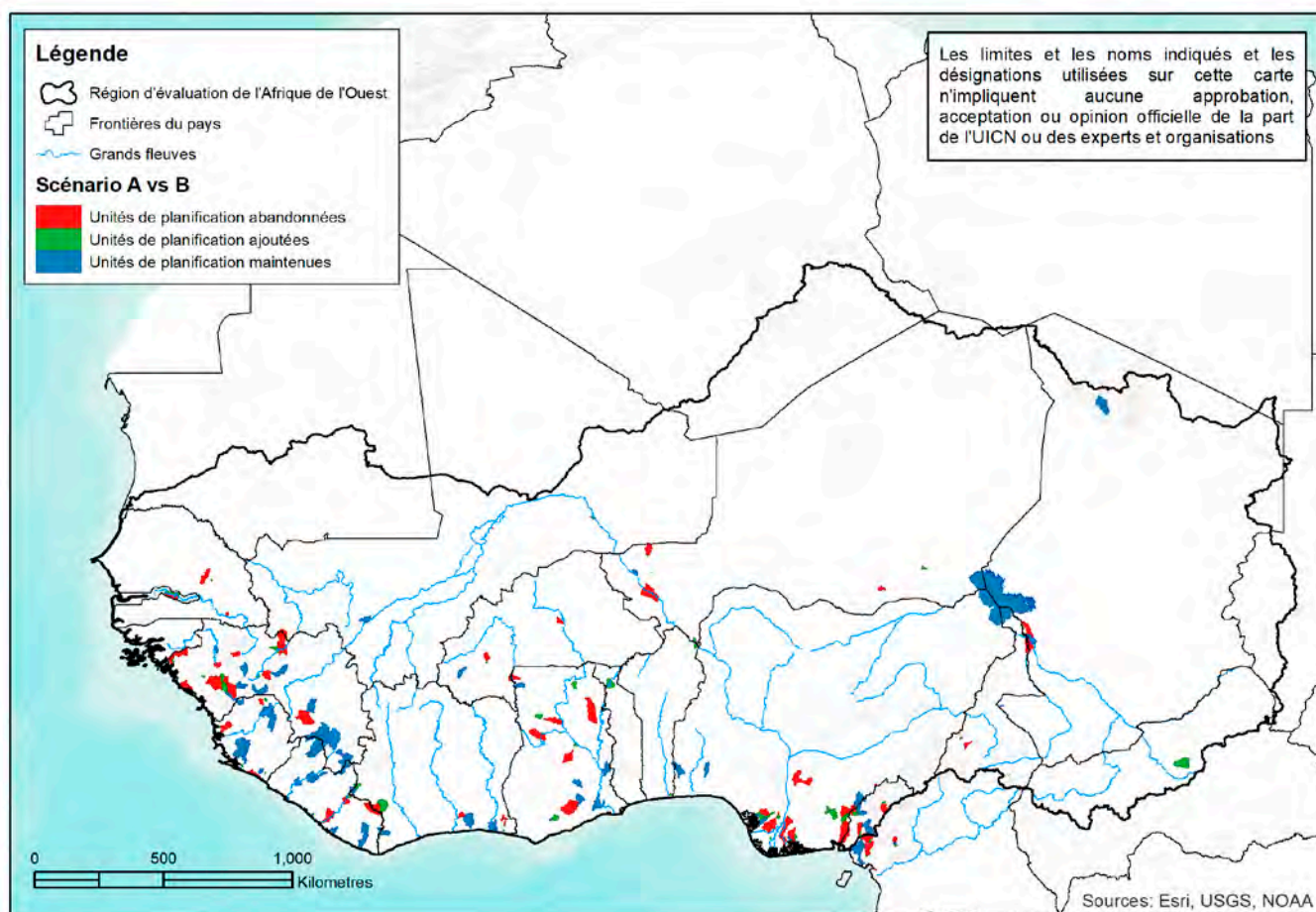


Figure 10.3 Réseau de priorisation de la conservation spatiale du Scénario A par rapport au Scénario B. Source : Compilé par les auteurs du rapport.

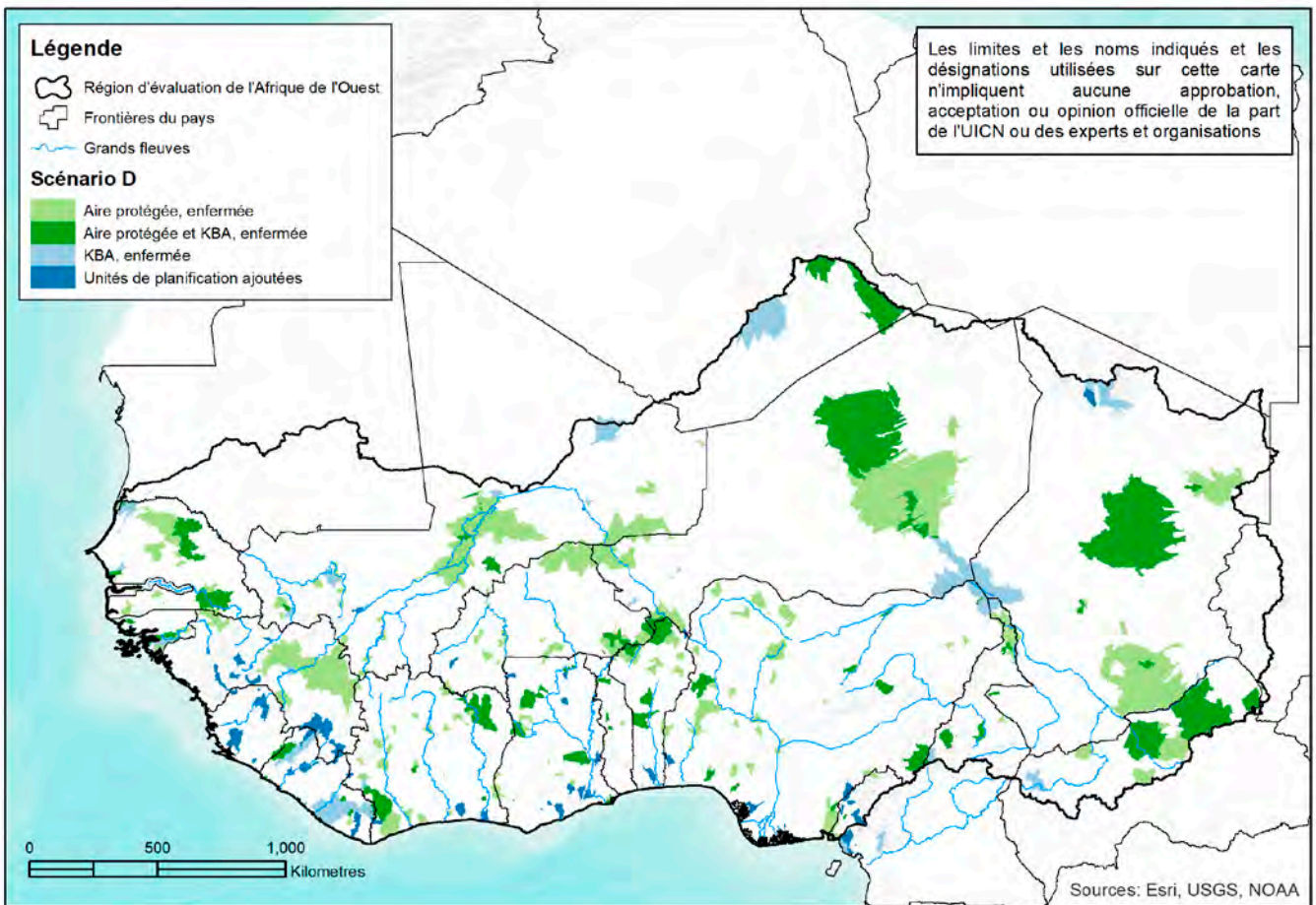


Figure 10.4 Réseau de priorisation de la conservation spatiale du scénario D. Source : Compilé par les auteurs du rapport.

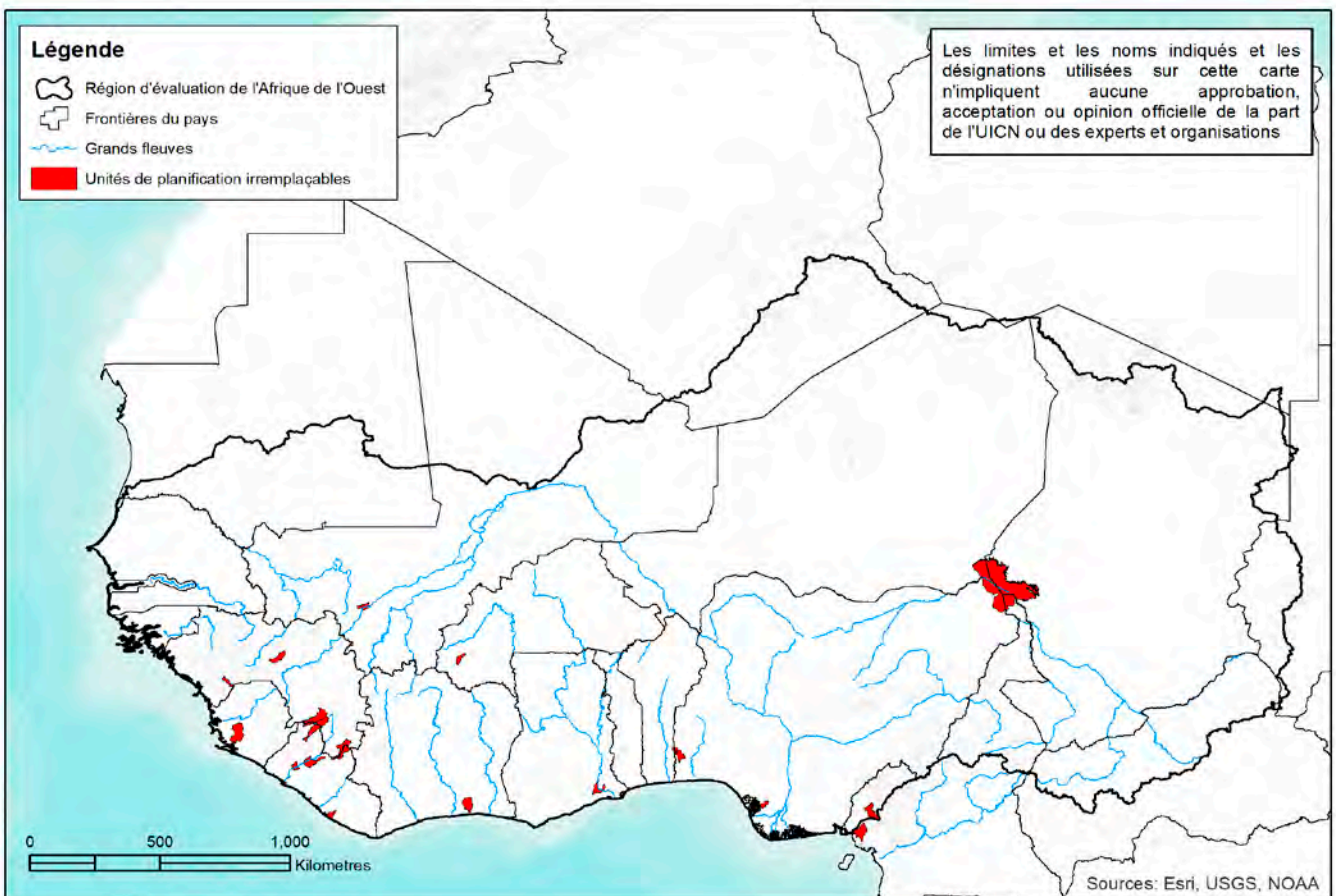


Figure 10.5 Unités de planification représentant les seules localités connues pour 37 espèces d'eau douce en Afrique occidentale. Source : Compilé par les auteurs du rapport.

En fin de compte, 30 unités de planification « irremplaçables » représentant 49 espèces à aire de répartition restreinte se trouvent dans chaque réseau où les objectifs sont atteints.

10.3.2 Lacunes du réseau actuel

Sur la base du scénario D, l'objectif d'une ou deux unités de planification par espèce d'eau douce menacée a déjà été atteint par les réseaux d'aires protégées et de KBA existants pour 67 des 194 espèces. La présence et l'importance de toute espèce d'eau douce connue sur ces sites doivent être communiquées aux gestionnaires de site, et des stratégies de gestion visant ces éléments de la biodiversité d'eau douce doivent être élaborées et mises en œuvre. 87 unités de planification supplémentaires (avec une superficie combinée de 78 610 km²) se trouvent en dehors des réseaux KBA et AP (figure 10.4), et ces sites représentent les lacunes les plus importantes, en ce qui concerne la conservation des espèces d'eau douce menacées, dans le réseau actuel de sites. Nous conseillons que ce réseau de lacunes soit utilisé en conjonction avec d'autres méthodes de cadrage de la KBA (Spiliopoulou, 2021) comme base scientifique pour le développement et l'expansion de la KBA existante et du réseau d'aires protégées et conservées, y compris les OECM, afin de garantir que la biodiversité d'eau douce soit mieux représentée et protégée.

10.4 Mises en garde

Dans cette analyse, les espèces ont été considérées comme également abondantes dans toutes les unités de planification où il est indiqué qu'elles sont présentes, bien qu'il s'agisse probablement d'une hypothèse incorrecte basée sur la relation espèce-zone. Cette hypothèse a été retenue car les données spatiales de la Liste rouge de l'UICN utilisées pour indiquer si des espèces étaient présentes dans les unités de planification indiquent uniquement la présence et non la répartition des espèces au sein d'une unité spatiale. Les données sur l'abondance de la population font défaut pour la majorité des espèces d'eau douce et c'est un domaine nécessitant des recherches plus approfondies.

En raison de la manière dont les unités de planification ont été classées comme représentant des KBA et des aires protégées (c'est-à-dire si ≥ 50 % de l'unité de planification était couverte par une KBA ou une aire protégée), la présence d'aires protégées et de Zones clés pour la biodiversité au sein des unités de planification ne garantit pas qu'elles correspondent aux éléments de la biodiversité d'eau douce. De plus, la présence d'espèces d'eau douce menacées dans les KBA et les aires protégées ne garantit pas leur survie dans ces localités. En plus d'identifier les lacunes dans le réseau d'aires protégées pour les espèces d'eau douce, il

sera d'une importance vitale d'assurer l'inclusion d'éléments de biodiversité d'eau douce dans les plans de gestion des aires protégées et dans les fiches d'information de la KBA.

La catégorie de gestion ou l'efficacité des aires protégées n'a pas été prise en compte dans cette analyse. Sur les 2 266 aires protégées de la région, seulement 18% se sont vues attribuer une catégorie de gestion d'aires protégées de l'UICN. Certaines désignations telles que les réserves forestières sont susceptibles de ne pas conserver efficacement la biodiversité d'eau douce dans ces zones, mais ces zones n'étaient implicitement pas incluses dans la désignation des unités de planification sur la base de leur petite taille ne représentant pas une couverture de 50 % au sein des unités de planification.

Nous n'avons pas favorisé le regroupement spatial du réseau de sites en utilisant un modificateur de longueur de bordure (BLM) comme cela est parfois utilisé dans les analyses de Marxan, ni un modificateur de force de connectivité (CSM) (Hermoso et al., 2011 ; Máiz-Tomé, Sayer & Darwall, 2018 ; Sayer, Maiz-Tome & Darwall, 2018). Nous encourageons la prise en compte de ces paramètres dans toute tentative d'établissement de priorités de conservation spatiale systématique qui s'appuie sur ce que nous avons démontré ici.

10.5 Conclusions

Grâce à cette analyse, nous avons démontré comment les données des évaluations de la Liste rouge présentées dans les chapitres 3 à 7 peuvent être utilisées conjointement avec d'autres données spatiales pour identifier des réseaux optimaux de sites pour la conservation de la biodiversité d'eau douce menacée en Afrique occidentale, selon un certain nombre de critères différents tout en s'appuyant sur le réseau existant de KBA et d'AP. Nous soulignons que cet exercice sert de démonstration de l'utilisation de la Liste rouge et d'autres ensembles de données pour identifier les lacunes du réseau actuel d'aires protégées pour les espèces d'eau douce et que des travaux supplémentaires sur cette approche seraient nécessaires pour éclairer les décisions politiques.

Nous avons identifié 87 unités de planification représentant des lacunes dans le réseau actuel de KBA et d'aires protégées, et 30 sites irremplaçables pour la conservation des espèces d'eau douce menacées. Nous notons qu'en plus des aires protégées formelles, d'autres mesures de conservation efficaces par zone (AMCEZ) peuvent être un moyen efficace de conserver la biodiversité d'eau douce sur certains des sites identifiés ici, et celles-ci joueront un rôle de plus en plus important au cours de la prochaine décennie. (Alves-Pinto et al., 2021 ; Donald et al., 2019). Nous espérons que cet exercice servira de démonstration utile pour servir

de base à une application plus inclusive de l'approche de planification systématique de la conservation pour aider à éclairer le développement futur et l'expansion des réseaux existants de KBA et d'aires protégées pour la biodiversité d'eau douce dans toute la région.

Ce rapport sera diffusé, accompagné d'une note d'orientation, aux parties prenantes concernées dans toute la région par le Bureau régional de l'UICN pour l'Afrique centrale et occidentale (PACO), ainsi qu'aux 120 participants à l'atelier KBA et à leurs institutions.

Références

- Abell, R., Allan, J. & Lehner, B. (2007). Unlocking the potential of protected areas for freshwaters. *Biological Conservation*. [Online] 134 (1), 48–63. Available from: <https://www.doi.org/10.1016/j.biocon.2006.08.017>.
- Alves-Pinto, H., Geldmann, J., Jonas, H., Maioli, V., et al. (2021). Opportunities and challenges of other effective area-based conservation measures (OECMs) for biodiversity conservation. *Perspectives in Ecology and Conservation*. [Online] 19 (2), 115–120. Available from: <https://www.doi.org/10.1016/j.pecon.2021.01.004>.
- Ball, I.R., Possingham, H.P. & Watts, M. (2009). Marxan and relatives: Software for spatial conservation prioritisation. In: *Spatial conservation prioritisation: Quantitative methods and computational tools*. Eds Moilanen, A., K.A. Wilson, and H.P. Possingham. Oxford, UK, Oxford University Press. pp. 185–195.
- Beger, M., Linke, S., Watts, M., Game, E., et al. (2010). Incorporating asymmetric connectivity into spatial decision making for conservation: Asymmetric connectivity in conservation planning. *Conservation Letters*. [Online] 3 (5), 359–368. Available from: <https://www.doi.org/10.1111/j.1755-263X.2010.00123.x>.
- Donald, P.F., Buchanan, G.M., Balmford, A., Bingham, H., et al. (2019). The prevalence, characteristics and effectiveness of Aichi Target 11's "other effective area-based conservation measures" (OECMs) in Key Biodiversity Areas. *Conservation Letters*. [Online] 12 (5), e12659. Available from: <https://www.doi.org/10.1111/conl.12659>.
- Dunn, H. (2003). Can Conservation Assessment Criteria Developed for Terrestrial Systems be Applied to Riverine Systems? *Aquatic Ecosystem Health & Management*. [Online] 6 (1), 81–95. Available from: <https://www.doi.org/10.1080/14634980301478>.
- Game, E.T. & Grantham, H.S. (2008). *Marxan User Manual: For Marxan version 1.8.10*. [Online]. Available from: <https://pacmara.org/marxan-user-manual-for-marxan-version-1-8-10>.
- Hermoso, V., Abell, R., Linke, S. & Boon, P. (2016). The role of protected areas for freshwater biodiversity conservation: challenges and opportunities in a rapidly changing world: Freshwater protected areas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. [Online] 26, 3–11. Available from: <https://www.doi.org/10.1002/aqc.2681>.
- Hermoso, V., Linke, S., Prenda, J. & Possingham, H.P. (2011). Addressing longitudinal connectivity in the systematic conservation planning of fresh waters. *Freshwater Biology*. [Online] 56 (1), 57–70. Available from: <https://www.doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02390.x>.
- Irvine, K. (2015). Beyond Site Protection. Embedding natural heritage into sustainable landscapes. In: *Water & Heritage. Material, conceptual and spiritual connections*. Leiden, The Netherlands, Sidestone Press. pp. 351–369.
- Jones, K.R., Venter, O., Fuller, R.A., Allan, J.R., et al. (2018). One-third of global protected land is under intense human pressure. *Science*. [Online] 360 (6390), 788–791. Available from: <https://www.doi.org/10.1126/science.aap9565>.
- Juffe-Bignoli, D., Harrison, I., Butchart, S.H., Flitcroft, R., et al. (2016). Achieving Aichi Biodiversity Target 11 to improve the performance of protected areas and conserve freshwater biodiversity: Elements needed to meet a global target for protected areas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. [Online] 26, 133–151. Available from: <https://www.doi.org/10.1002/aqc.2638>.
- Knight, A.T., Smith, R.J., Cowling, R.M., Desmet, P.G., et al. (2007). Improving the Key Biodiversity Areas Approach for Effective Conservation Planning. *BioScience*. [Online] 57 (3), 256. Available from: <https://www.doi.org/10.1641/B570309>.
- Leal, C.G., Lennox, G.D., Ferraz, S.F.B., Ferreira, J., et al. (2020). Integrated terrestrial-freshwater planning doubles conservation of tropical aquatic species. *Science*. [Online] 370 (6512), 117–121. Available from: <https://www.doi.org/10.1126/science.aba7580>.
- Linke, S., Lehner, B., Ouellet Dallaire, C., Ariwi, J., et al. (2019). Global hydro-environmental sub-basin and river reach characteristics at high spatial resolution. *Scientific Data*. [Online] 6 (1), 283. Available from: <https://www.doi.org/10.1038/s41597-019-0300-6>.
- Máiz-Tomé, L., Sayer, C. & Darwall, W.R.T. (2018). *The status and distribution of freshwater biodiversity in Madagascar and the Indian Ocean islands hotspot*. [Online]. IUCN, International Union for Conservation of Nature. Available from: <https://www.doi.org/10.2305/IUCN.CH.2018.RA.1.en> [Accessed: 4 April 2019].
- Margules, C.R. & Pressey, R.L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*. [Online] 405 (6783), 243–253. Available from: <https://www.doi.org/10.1038/35012251>.
- Margules, C.R., Pressey, R.L. & Williams, P.H. (2002). Representing biodiversity: Data and procedures for identifying priority areas for conservation. *Journal of Biosciences*. [Online] 27 (4), 309–326. Available from: <https://www.doi.org/10.1007/BF02704962>.
- Nel, J.L., Roux, D.J., Abell, R., Ashton, P.J., et al. (2009). Progress and challenges in freshwater conservation

- planning. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. [Online] 19 (4), 474–485. Available from: <https://www.doi.org/10.1002/aqc.1010>.
- Possingham, H., Ball, I. & Andelman, S. (2000). Mathematical Methods for Identifying Representative Reserve Networks. In: Scott Ferson & Mark Burgman (eds.). *Quantitative Methods for Conservation Biology*. [Online]. New York, NY, Springer New York. pp. 291–306. Available from: https://www.doi.org/10.1007/0-387-22648-6_17.
- Pressey, R.L. & Nicholls, A.O. (1989). Efficiency in conservation evaluation: Scoring versus iterative approaches. *Biological Conservation*. [Online] 50 (1–4), 199–218. Available from: [https://www.doi.org/10.1016/0006-3207\(89\)90010-4](https://www.doi.org/10.1016/0006-3207(89)90010-4).
- Pressey, R.L. & Tully, S.L. (1994). The cost of ad hoc reservation: A case study in western New South Wales. *Austral Ecology*. [Online] 19 (4), 375–384. Available from: <https://www.doi.org/10.1111/j.1442-9993.1994.tb00503.x>.
- Sayer, C.A., Maiz-Tome, L. & Darwall, W.R.T. (2018). *Freshwater biodiversity in the Lake Victoria Basin: Guidance for species conservation, site protection, climate resilience and sustainable livelihoods*. p.xiv +226pp. Available from: <https://portals.iucn.org/library/node/47642>.
- Spiliopoulou, K. (2021). KBA scoping method. *Manuscript in preparation*.
- Venter, O., Sanderson, E.W., Magrath, A., Allan, J.R., et al. (2016). Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation. *Nature Communications*. [Online] 7 (1), 12558. Available from: <https://www.doi.org/10.1038/ncomms12558>.



THE IUCN RED LIST
OF THREATENED SPECIES™

L'UICN

Rue Mauverney 28
CH-1196 Gland
Suisse

Tel: + 41 22 999 0000
Fax: + 41 22 999 0015

www.iucn.org/redlist
www.iucnredlist.org

Email: freshwater.biodiversity@iucn.org

www.iucn.org/resources/publications

www.iucn.org/theme/species/our-work/freshwater-biodiversity

