Université Libre de Bruxelles

Institut de Gestion de l'Environnement et d'Aménagement du Territoire Faculté des Sciences

Master en Sciences et Gestion de l'Environnement

"Gestion de la qualité de l'eau des étangs en Région de Bruxelles-Capitale : évaluation des méthodes contre l'eutrophisation et le développement d'espèces invasives"

Mémoire de Fin d'Etudes présenté par

« VITAL, Antonin »

En vue de l'obtention du grade académique de

Master en Sciences et Gestion de l'Environnement

Finalité Gestion de l'Environnement M-ENVIG

Année Académique: 2020-2021

Directeur: Prof. GYPENS Nathalie

Promoteur: MARESCAUX Audrey



Table des matières

Toble des me	tières	43
	leaux:	
	lres	
•	nes	
	tion:	
	ntexte juridique : Directive-Cadre sur l'Eau	
	ntexte géographique et social	
1.2. Col	Contexte historique	
1.2.1.	•	
	Caractéristiques physiques et typologie des étangs bruxelloisblématiques	
1.3.1. invasive	État actuel des étangs à Bruxelles concernant l'eutrophisation et les écrevisses	, J
1.4. Déi	Finition de la gestion intégrée ou différenciée des masses d'eau	6
2. Buts et 0	Objectifs:	7
3. Matériel	et Méthode :	8
3.1. Aid	le à la décision multicritère	8
3.1.1.	Classement PROMETHEE	8
3.1.2.	Représentation GAIA	10
3.1.3.	Analyse de sensibilité – Intervalle de stabilité de poids	10
3.1.4.	Choix des différentes méthodes choisies comme alternatives dans l'analyse	11
3.1.5.	Critères	12
3.1.6.	Pondération	14
3.2. Ess	ai pratique d'une méthode de gestion en RBC : les pièges à écrevisses	16
3.2.1.	Détermination de la localisation	16
3.2.2.	Description des pièges	16
3.2.3.	Protocole conseillé d'évaluation de l'impact de l'installation de pièges à écrevisses	17
3.2.4.	Mesures réalisées pour l'installation des pièges	17
4. Résultat	s:	19
4.1. Mé	thodes contre l'eutrophisation	19
4.1.1.	Synthèse bibliographique:	19
4.1.2.	Résultats PROMETHEE	29
4.1.3.	Résultat GAIA	30
4.1.4.	Analyse de sensibilité – Intervalle de stabilité de poids	31
4.2. Mé	thodes contre les écrevisses invasives	32
4.2.1.	Synthèse bibliographique:	32
4.2.2.	Résultats PROMETHEE	35

	4.2.3.	Résultat GAIA	36
	4.2.4.	Analyse de sensibilité – Intervalle de stabilité de poids	37
	4.3. Essa	ni pratique d'une méthode de gestion en RBC : les pièges à écrevisses	38
5.	Discussion	on :	39
	5.1. Mét	hodes contre l'eutrophisation:	39
	5.1.1.	Classement PROMETHEE	39
	5.1.2.	Représentation GAIA	43
	5.1.3.	Analyse de sensibilités et limites	45
	5.2. Mét	hodes contre les écrevisses invasives	46
	5.2.1.	Classement PROMETHEE	46
	5.2.2.	Représentation GAIA	47
	5.2.3.	Analyse de sensibilité et limites	48
	5.3. Essa	ni pratique d'une méthode contre les écrevisses invasives	49
6.	Conclusion	on :	51
7.	Référenc	es :	55
8.	Annexes		79

Liste des Tableaux :

Tableau 1 Les vingt méthodes de gestion alternative sélectionnées pour l'analyse multicritère contre	3
l'eutrophisation (15) et les écrevisses invasives (5) dans les étangs en Région de Bruxelles-Capitale	. 11
Tableau 2 Résumé des critères déterminants pour évaluer les méthodes de gestion ainsi que leurs	
catégories	
Tableau 3 Catégories et Poids associés à chaque critère pour la décision sur la gestion de l'eau	
Tableau 4 Caractéristiques de différents végétaux dont la capacité supérieure à absorber le phospho	
été identifiée et qui pourraient convenir à la culture des vases.	
Tableau 5 Cote de chaque méthode pour chaque critère sélectionné dans l'analyse multicritère pour	
méthodes contre l'eutrophisation. (1) = Très mauvais ; (2) = Mauvais ; (3) = Moyen ; (4) = Bon ; (5) $\frac{1}{2}$	
Très bon. Tablaca 6 Sagres des différentes méthodes de gestion salan laure Phi sinsi gulaves une sete remise	
Tableau 6 Scores des différentes méthodes de gestion selon leurs Phi ainsi qu'avec une cote remise 10 classées en ordre décroissant d'efficacité	
Tableau 7 Intervalles de stabilité partiel des poids de chaque critère et par groupements de critères	. 23
selon la méthode PROMETHEE, pour que les quatre meilleures alternatives gardent leurs classeme	ents.
, pour que recente anno anno monte anno anno anno anno anno anno anno ann	
Tableau 8 Cote de chaque méthode pour chaque critère sélectionné dans l'analyse multicritère pour	
méthodes de lutte contre les écrevisses invasives	
Tableau 9 Scores des différentes méthodes de gestion selon leurs φ +, φ – et φ ainsi qu'avec une c	ote
	26
remise sur 10	30
remise sur 10	30
	30
Liste des Figures	30
<u>Liste des Figures</u>	2
<u>Liste des Figures</u> Figure 1 Comparaison du tracée de la Woluwe entre 2018 et 1770 (BE-carte de Ferrari)	2 9
<u>Liste des Figures</u> Figure 1 Comparaison du tracée de la Woluwe entre 2018 et 1770 (BE-carte de Ferrari)	2 9 10
<u>Liste des Figures</u> Figure 1 Comparaison du tracée de la Woluwe entre 2018 et 1770 (BE-carte de Ferrari) Figure 2 Fonction de préférence à palier. Qa= seuil d'indifférence a et Pa = Seuil de préférence a Figure 3 Exemple de représentation GAIA	2 9 10 10
Liste des Figures Figure 1 Comparaison du tracée de la Woluwe entre 2018 et 1770 (BE-carte de Ferrari)	2 9 10 17
Liste des Figures Figure 1 Comparaison du tracée de la Woluwe entre 2018 et 1770 (BE-carte de Ferrari)	2 9 10 17
Liste des Figures Figure 1 Comparaison du tracée de la Woluwe entre 2018 et 1770 (BE-carte de Ferrari). Figure 2 Fonction de préférence à palier. Qa= seuil d'indifférence a et Pa = Seuil de préférence a Figure 3 Exemple de représentation GAIA	2 9 10 17 18
Liste des Figures Figure 1 Comparaison du tracée de la Woluwe entre 2018 et 1770 (BE-carte de Ferrari)	2 9 10 17 18
Liste des Figures Figure 1 Comparaison du tracée de la Woluwe entre 2018 et 1770 (BE-carte de Ferrari)	2 9 10 17 18
Liste des Figures Figure 1 Comparaison du tracée de la Woluwe entre 2018 et 1770 (BE-carte de Ferrari)	2 9 10 17 18
Liste des Figures Figure 1 Comparaison du tracée de la Woluwe entre 2018 et 1770 (BE-carte de Ferrari)	2 9 10 17 18
Liste des Figures Figure 1 Comparaison du tracée de la Woluwe entre 2018 et 1770 (BE-carte de Ferrari)	2 9 10 17 18 30 31
Liste des Figures Figure 1 Comparaison du tracée de la Woluwe entre 2018 et 1770 (BE-carte de Ferrari)	2 9 10 17 18 30 31
Liste des Figures Figure 1 Comparaison du tracée de la Woluwe entre 2018 et 1770 (BE-carte de Ferrari)	2 9 10 17 18 30 31
Liste des Figures Figure 1 Comparaison du tracée de la Woluwe entre 2018 et 1770 (BE-carte de Ferrari)	2 9 10 17 18 30 31 36 37 46

Résumé

La Directive Cadre Eau (DCE) oblige les États membres de l'Union européenne à obtenir des masses d'eau de « bonne qualité ». Les étangs en Région de Bruxelles-Capitale (RBC) sont souvent petits, peu profonds et se situent dans des zones très urbanisées, ce qui implique qu'ils subissent beaucoup de pressions. L'eutrophisation et les écrevisses invasives sont deux problèmes principaux qui impactent généralement les écosystèmes des étangs au sein de la RBC et l'approche de gestion actuelle ne semble pas en venir à bout. De nombreuses méthodes de gestion existent dans le monde mais certaines n'ont pas été envisagées. Cette étude s'applique à évaluer et comparer, dans un contexte intégré, les différentes méthodes de gestion contre l'eutrophisation et les espèces invasives au moyen d'un outil d'aide à la décision multicritère : l'analyse PROMETHEE et GAIA. Quinze méthodes sont comparées pour l'eutrophisation et cinq contre les écrevisses invasives selon huit critères : quatre écologiques (efficacité, temporalité, proximité de la source et impact externe), deux économiques (coûts et versatilité) et deux sociaux (sauvegarde patrimoniale et possibilité de coopération citoyenne). Ces critères sont pondérés pour correspondre aux priorités du gestionnaire des étangs. L'évaluation permettra d'obtenir un classement par l'analyse PROMETHEE II, une représentation graphique GAIA nous permettant de visualiser les relations entre les critères et les alternatives et une analyse de sensibilité par calcul des intervalles de stabilité de poids. Une méthode contre les écrevisses invasives, la pose de pièges, est aussi testée dans deux étangs bruxellois.

Les résultats semblent indiquer que les quatre meilleures méthodes de gestion contre l'eutrophisation dans ce contexte sont, dans l'ordre : Les radeaux végétalisés, la biomanipulation de macrophytes, la mise en assec et le curage des vases. La meilleure méthode contre les écrevisses invasives semble être la capture directe des cibles à l'aide de pièges. Il est apparu que les résultats sont néanmoins assez sensibles aux priorités du décideur, et l'exploitation de ces classements devrait être faite avec précaution et avec une attention particulière au contexte.

Il est apparu que la présence d'écrevisses invasives peut être fortement influencée par la température et les conditions météo locales et que des observations préliminaires devraient être réalisées avant l'installation de pièges.

Il convient d'augmenter encore nos connaissances sur les écosystèmes aquatiques qui existent dans les étangs bruxellois et de continuer à essayer de nouvelles méthodes pour évaluer leur efficacité dans les conditions précises de nos étangs.

Abstract

The Water Framework Directive (WFD) forces the European Union members to obtain « good quality » body of water. The ponds in Brussels are often rather small, shallow and situated in urbanized area which make them suffer a lot of pressures. The eutrophication and the invasive crayfish are the two main problems which impact pond's ecosystems in Brussels and the current management approach doesn't seem to solve those issues. Plenty management methods exist in the world but some haven't been taken into consideration yet. This study aims to evaluate and compare, in an integrated framework, the various methods against eutrophication and exotic invasive crayfish with a multi-criteria decision analysis (MCDA): PROMETHEE and GAIA. Fifteen methods are compared against eutrophication and five against invasive crayfish species following height criteria: four ecological (efficiency, temporality, proximity to the sources and external impacts), two economical (cost and versatility) and two social (heritage preservation and possibility of citizen cooperation). Those criteria were weighted according to the decision maker's priorities. The method will allow us to have a ranking by the PROMETHEE II analysis, a GAIA graphical representation which will enable us to visualize the relations between criteria and alternatives and a sensitive analysis by calculating the weight stability intervals. A method against invasive crayfish, trapping, has also been tested in two Brussels' ponds.

The results seem to show that the four best management methods against eutrophication in this context are, in order: floating wetland treatment, macrophytes biomanipulation, draining pond and sediment dredging. The best management method against invasive crayfish seems to be the direct target's capture by trapping. It appeared that the results are quite sensitive to the decision's maker priorities and that this results exploitation must be done with caution and a particular attention must be given to the context.

It also appeared that the crayfish presence may be strongly influenced by temperature and local weather conditions and that preliminary observations must be carried out before the traps installation.

It is necessary to increase our knowledge of the Brussels pond's aquatics ecosystems and to carry on tests of new methods in order to assess their efficiency in our pond's specific conditions.

1. Introduction:

1.1. Contexte juridique : Directive-Cadre sur l'Eau

Depuis le 23 octobre 2000, l'Union Européenne a instauré la **Directive 2000/60/CE** ou **Directive-Cadre sur l'Eau (DCE)** en réponse aux pressions croissantes que subissent les masses d'eau dans nos régions par l'urbanisation, la croissance démographique et l'activité économique humaine. La DCE constitue une ligne de conduite pour améliorer l'état des masses d'eaux grâce à l'élaboration d'un programme de surveillance par les différents États membres. Ceux-ci sont tenus de présenter un **Plan de Gestion de l'Eau (PGE)**, actualisant les objectifs et les mesures de gestion tous les 5 ans (DCE 2000).

La DCE sépare la responsabilité de la qualité de l'eau par bassin versant et par type de masses d'eau (de surface courante ou fixe, souterraine, côtière). Elle instaure également la mesure des différents facteurs liés à la qualité de ces masses d'eau selon la classification **ECOFRAME** (Moss et al. 2003).

<u>L'état chimique</u> comprend la surveillance et le respect de normes de concentration annuelle et maximale admissible en polluants spécifiques dangereux ou non. Ces polluants correspondent à 55 substances désignées par la directive ainsi que des polluants spécifiques au bassin versant d'une région considérée (par exemple dans le cas de la Région de Bruxelles Capitale : le zinc, l'acénaphtène et le pyrène qui sont des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP), les Polychlorobiphényles (PCB) et les huiles minérales) (AGRBC 2011).

L'état écologique est défini par trois mesures de qualités distinctes, à savoir :

- <u>La qualité biologique</u> consiste à mesurer la présence d'organismes ainsi que leur diversité. Cinq éléments sont pris en compte : les poissons, les macroinvertébrés, les macrophytes, le phytobenthos et le phytoplancton.
- <u>La qualité hydromorphologique</u> consiste à mesurer la dynamique et la connectivité de l'hydrologie ainsi que l'adaptation de la morphologie vis-à-vis de l'installation d'un écosystème complet et sain.
- <u>La qualité physico-chimique</u> des eaux comprend la mesure du taux d'oxygène dissous, de la matière organique, de la concentration en nutriments (principalement azote et phosphore), de la température, de l'acidification, de la turbidité et des sels dissous.

Les mesures que comprennent ces états de qualité sont comparées à des valeurs de référence pour les masses d'eau naturelles ou à des valeurs calculées de potentiels écologiques maximums (PEM) pour les masses d'eau fortement modifiées (comme c'est le cas pour les étangs bruxellois ou pour le canal). Pour chaque état est appliqué le principe du « one out – all out », ce qui signifie que l'état est déterminé par la moins bonne mesure. Les étangs bruxellois ne sont officiellement pas concernés par la DCE car leurs surfaces sont insuffisantes.

1.2. Contexte géographique et social

1.2.1. Contexte historique

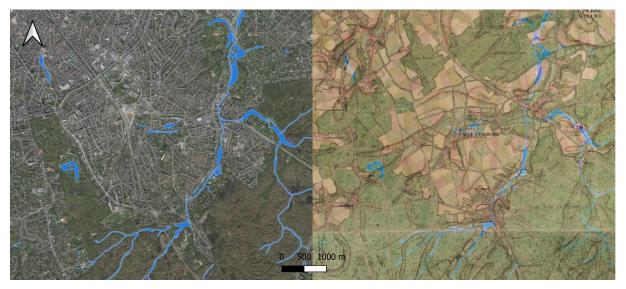


Figure 1 Comparaison du tracée de la Woluwe entre 2018 et 1770 (Bruxelles Environnement-carte de Ferrari). Le tracé actuel est mis en transparence sur la carte de Ferrari. La carte a été réalisée avec le programme QGIS.

À sa création, Bruocsella (Bruxelles), était une bourgade de la **vallée de la Senne**. Au croisement de plusieurs voies d'eaux commerciales et imbriquée dans un environnement marécageux, l'eau était et est toujours une composante principale de la croissance et de l'histoire de la ville. Les vallées humides étaient constellées de moulins et d'étangs artificiels servant à l'alimentation par la pisciculture (Deligne 2003).

Au cours de l'industrialisation de la Belgique et du développement démographique et urbanistique associé, 75% des étangs furent asséchés et les principaux cours d'eau parcourant Bruxelles (la Senne et la Woluwe) furent majoritairement enfuis sous pertuis et détournés à l'avantage de l'expansion de la ville (Figure 1). Parallèlement à ces travaux, le canal de Bruxelles-Charleroi fût creusé à travers la ville pour devenir la principale voie navigable commerciale de la capitale.

En 2020, le réseau hydrographique bruxellois comprend 182 hectares d'eau libre (1% du territoire) dont 43 hectares de plans d'eau. Deux stations d'épurations (Sud et Nord) ont été construites en périphérie de Bruxelles, respectivement en 2000 et 2007, et permettent une épuration de l'eau domestique et de l'eau de la Senne qui sont ensuite rejetées dans celle-ci (Rijksregister België 2020; Van de Voorde, Cheung-wai Chan, and Canters 2010).

Les étangs restants, tous artificiels, constituent 0,6% de la superficie bruxelloise. La majorité des étangs en Région de Bruxelles-Capitale se situent en zone Natura 2000 ce qui rehausse les exigences de qualité écologique requises ainsi que les plans de gestion associés.

1.2.2. Caractéristiques physiques et typologie des étangs bruxellois

Ces étangs ont des superficies inférieures à 50 ha et sont en moyenne **peu profonds** (< 3 m) avec de **l'eau stagnante** (Temps de rétention -Tr- de l'eau élevé) (Backer, Teissier, and Peretyatko 2011).

Ces caractères hydromorphologiques induisent des conditions particulières telles que :

- l'absence de stratification thermique stable (eaux polymictiques)
- la colonne d'eau est en permanence mélangée dû à la faible profondeur, à l'action des poissons benthivores et à l'action du vent.
- les échanges permanents et facilités entre la vase et l'eau.
- le réchauffement rapide de l'eau.
- la réaction rapide face aux pressions (petit volume).
- le comportement stochastique des étangs face aux modifications fortes et rapides des conditions climatiques.

Ils correspondent au **type 17** de la classification ECOFRAME et à **l'habitat 3150** selon la classification Natura 2000 (Lacs eutrophes naturels avec végétation du Magnopotamion ou de l'Hydrocharition) (Heutz and Paelinckx 2005).

Les étangs urbains ont une grande importance autant au niveau de la régulation de la température, du bien-être des habitants, qu'au niveau de la sauvegarde de certaines composantes de la biodiversité (Ancillotto et al. 2019; Robitu et al. 2006; Hassall 2014; Ngiam, Lim, and Matilda Collins 2017).

1.3. Problématiques

Les pièces d'eau en zone urbanisée sont généralement fortement dégradées et présentent une eau de mauvaise qualité (Schueler and Simpson 2001). Les dix pressions principales que subissent les écosystèmes aquatiques sont, dans l'ordre, l'eutrophisation, l'influence d'espèces exotiques invasives, l'altération de l'hydrologie, la destruction des habitats, les effets du changement climatique sur la qualité et la quantité de l'eau, les xénobiotiques (produits chimiques issus de l'industrie pharmaceutique), la perte de biodiversité et les espèces en danger, la raréfaction de l'eau, la surexploitation et l'impact de l'agriculture sur les modifications de qualité de l'eau (Downing 2014; Teurlincx et al. 2019).

L'eutrophisation provient d'une surcharge en éléments nutritifs dissous, principalement en composés azotés (N), phosphorés (P) ou en matière organique (Andersen, Schlüter, and Ærtebjerg 2006; A. D. W. Schindler 1977; Pinay et al. 2018; Çelik et al. 2018). Il est généralement admis qu'une pièce d'eau est considérée eutrophe quand elle contient une concentration en phosphore totale (TP) supérieur à $30\mu g/L$ ou une concentration en azote totale (TN) supérieur à $650\mu g/L$. Elle est considérée comme hypereutrophe quand cette concentration dépasse $100\mu g/L$ de TP et $1200\mu g/L$ de TN (Backer, Teissier, and Peretyatko 2011; Dodds 2007; Carey and Rydin 2011; Vollenweider 1982; Nürnberg 1996).

L'eutrophisation dans les étangs en zones urbanisés due aux activités humaines est appelée « eutrophisation culturelle ou anthropogénique » (Reynolds 1984). L'eutrophisation dans les étangs en zones urbanisés peut provenir de rejets industriels ou domestiques, de cultures, de routes, de constructions, de zones de récréation ou de surverses d'égouts ou de bassins d'orage ou encore de nourrissage de poissons ou d'oiseaux (F. A. Khan and Ansari 2005; McGrane 2016; Teurlincx et al. 2019; Kunimatsu, Sudo, and Kawachi 1999; Turner and Ruhl 2007).

Cette surcharge dans les étangs urbanisés induit une intensification démesurée de **production primaire** phytoplanctonique ou de lentilles d'eau qui ne sont alors plus contrôlées par leurs prédateurs naturels (zooplancton, organismes filtreurs ou brouteurs) (Correll 1998; Smith, Tilman, and Nekola 1999; Smith 1998). La décomposition de cette matière organique peut diminuer drastiquement la quantité d'oxygène dans la colonne d'eau. Cette **déplétion en oxygène** rendra difficile la survie de nombreux organismes aquatiques et pourra accélérer des mécanismes de décomposition anoxique qui pourront produire des composés toxiques (*e.g.* sulfure d'hydrogène ou méthylmercure) et des odeurs désagréables (Gu et al. 2011; Thuy Do et al. 2015). Ce développement de producteurs primaires pourra aussi fortement **augmenter la turbidité** de l'eau et ainsi diminuer l'accès à la lumière pour les herbiers du fond de l'étang, diminuant encore la possibilité de production d'oxygène de la pièce d'eau et impactant alors également plus les espèces aérobies vivant en association avec ces macrophytes (Foley et al. 2012; Müller et al. 2021; Prepas and Charette 2003; Mallin et al. 2006).

Dans ces pièces d'eau eutrophes, les **cyanobactéries** seront souvent les phytoplanctons les plus compétitifs. Cette réussite peut être due notamment à leur affinité avec N et P (Codd et al. 2005), leur capacité à se développer avec peu de lumière (Mur, Skulberg, and Utkilen 1999) ou la **production de cyanotoxines** (Huisman et al. 2018; Hans W. Paerl and Otten 2013; H. W. Paerl et al. 2001). Ces cyanotoxines, en plus de leur donner un avantage compétitif, peuvent être nocives pour l'homme ou les animaux de compagnie avec, selon les espèces de cyanobactéries, des effets hépatotoxiques ou neurotoxiques (Codd et al. 2005; Merel et al. 2013; Wayne W Carmichael 2001; W. W. Carmichael 1994).

Dû notamment à la densité élevée d'habitants autour des étangs urbains, les introductions **d'espèces exotiques invasives** sont plus importantes qu'ailleurs. Les humains sont les premiers vecteurs de dispersion de ces espèces, que ce soit volontairement ou involontairement (Crowl et al. 2008; Oertli et al. 2018; Seekamp et al. 2016). Les espèces invasives aquatiques existent dans tout le règne animal et végétal et impactent négativement une grande quantité de composants des écosystèmes par compétition ou cascade trophique (Florescu et al. 2018; Walsh, Carpenter, and Van Der Zanden 2016).

La liste des **espèces invasives** présentes en Belgique en eau douce contient 31 espèces animales. Parmi celles-ci, seulement deux espèces de décapodes sont citées : le crabe chinois (*Eriocheir sinensis*) et l'écrevisse de Louisiane (*Procambarus clarkii*) (UICN, consulté le 7 mai 2021). En plus de ces deux

espèces couramment recensées, l'écrevisse américaine a été observée en Belgique depuis 1991 (Arrignon et al. 1999), et dans les étangs bruxellois depuis 2013 (S. V. A. N. Onsem, Breine, and Triest 2014; Murphy et al. 1999; S. Van Onsem, Breine, and Triest 2017).

Les écrevisses sont souvent des **espèces clefs** dans les écosystèmes de par leur régime alimentaire, leur densité et leur valeur en tant que proie pour beaucoup d'animaux. Les écrevisses invasives ont le potentiel de créer des stress écologiques intenses et des changements irréparables de biodiversité dans les zones où elles sont introduites (Gherardi 2007). Elles sont connues pour impacter négativement le développement des macrophytes dans les étangs, et donc la stabilité de ces écosystèmes (Carreira, Dias, and Rebelo 2014; van der Wal et al. 2013). De plus, elles fragilisent les berges par leurs comportements de fouisseurs et peuvent être porteuses saines de la peste de l'écrevisse (*Aphanomyces astaci*) (Kozubíková et al. 2011; Holdich and Black 2007).

L'écrevisse américaine (Faxonius limosus anciennement Orconectes limosus (Rafinesque 1817)) est une espèce invasive qui se déploie de plus en plus en Europe (Pavlović et al. 2006; Kaldre et al. 2020; Todorov et al. 2020; Seprős et al. 2018). L'espèce y a été introduite en 1890, initialement pour contrer la perte économique due au déclin de l'écrevisse à pattes rouges (Atracus astracus) par la peste de l'écrevisse. Malheureusement, comme l'écrevisse américaine est vectrice de la maladie, un impact inverse a été observé (Machino and Holdich 2006). L'espèce s'est également répandue naturellement par les rivières et les canaux ainsi que par la pêche (accidentellement ou utilisée comme appât), l'élevage pour la consommation, et par le marché international des écrevisses (Souty-Grosset et al. 2006; Troschel and Dehus 1993).

1.3.1. <u>État actuel des étangs à Bruxelles concernant l'eutrophisation et les écrevisses</u> invasives

Il apparait, d'après des études de la VUB, que presque la totalité des étangs sont sévèrement affectés par l'eutrophisation en RBC. Dans ces étangs, c'est le phosphore qui est le nutriment principalement présent et qui peut être stocké dans les sédiments pendant plusieurs années (Backer, Teissier, and Peretyatko 2011; Peretyatko et al. 2009). À Bruxelles, 20 crises écologiques liées au développement de cyanobactéries dans 14 étangs et 15 développements surnuméraires de lentilles d'eau dans 11 étangs ont été observées en 2020 (Base de donnée de Bruxelles Environnement 2021, données non-publiées).

À Bruxelles en 2019, un biomonitoring réalisé sur 3 étangs par la VUB a détecté de nombreuses espèces exotiques invasives (notamment écrevisses, tortues, macroinvertébrés et oies). Dans le grand étang de Boitsfort, 349 écrevisses turques ont été observées tandis que 71 écrevisses américaines ont été observées à l'étang du Grand Mellaerts (Rapport KRW 2019- INBO-VUB, données non-publiées).

Les trois problématiques principales identifiées qui seront étudiées lors de ce mémoire seront donc : les cyanobactéries, les lentilles d'eau et les écrevisses invasives.

1.4. Définition de la gestion intégrée ou différenciée des masses d'eau

La gestion intégrée des ressources en eau (Integrated Water Ressources Management ou IWRM) est une approche de gestion de l'environnement qui promeut un développement et une gestion des ressources en eau pour maximiser les bénéfices économiques et sociaux d'une manière équitable et sans compromettre la durabilité des écosystèmes (Sun, Chen, and Chen 2011).

La gestion intégrée des ressources en eau requiert une **étude approfondie** des caractéristiques principales liées à ces écosystèmes (caractéristiques biophysiques, environnementales, sociales et économiques et les liens entre celles-ci) ainsi que les interactions qui définissent le fonctionnement de ces écosystèmes afin d'appréhender la gestion selon des indicateurs biophysiques et socio-économiques et des modèles basés sur de larges bases de données. Elle comprend les problématiques dans leur ensemble et est parfois appelée gestion « **holistique** ». Elle implique donc une ouverture aux méthodes modernes et remet en question les pratiques passées à la lueur des innovations scientifiques (Jewitt 2002).

La gestion durable des écosystèmes implique de renforcer la **résilience** de ceux-ci, dont une des composantes principales est la biodiversité. Dans ce cadre, elle préférera donc s'attaquer aux sources des problèmes (Oliver et al. 2015).

La gestion intégrée, par sa vision globale en termes géographiques et temporels, ne connait pas de frontières et propose de faire redécouvrir les liens fondamentaux qui existent entre les écosystèmes sociaux et les écosystèmes naturels qui interagissent ensemble.

Malgré les mesures actives prises chaque année pour les étangs à Bruxelles, les crises de cyanobactéries sont encore régulières, et la présence d'espèces invasives semble peu diminuer (R. Bocquet, Bruxelles Environnement, comm. personnelle, 2021). Il parait donc crucial, à l'heure actuelle, d'envisager ces problématiques selon une vision intégrée.

2. Buts et Objectifs:

Ce mémoire a pour but :

- ➤ De comparer les méthodes existantes pour lutter contre l'eutrophisation et les écrevisses invasives dans les étangs en RBC et pour cela :
 - D'analyser les méthodes existantes de gestion des plans d'eau en utilisant une aide à la décision multicritère sur base d'évaluations issues d'une synthèse bibliographique et de discussions avec des experts.
 - > De trier et d'évaluer ces méthodes dans le contexte bruxellois et dans le cadre d'une gestion intégrée et alternative des étangs.
 - ➤ De réaliser un essai pratique d'une méthode contre les écrevisses invasives dans des étangs en RBC.

3. Matériel et Méthode:

Les différentes méthodes répertoriées sur base d'une revue de la littérature sont comparées à l'aide d'une analyse multicritère afin d'intégrer les enjeux écologiques, économiques et sociaux et de permettre un choix plus avisé du gestionnaire. Les seuils de quartiles supérieurs et inférieurs seront alors utilisés pour discriminer les meilleures et les moins bonnes méthodes (Morais and De Almeida 2012).

3.1. Aide à la décision multicritère

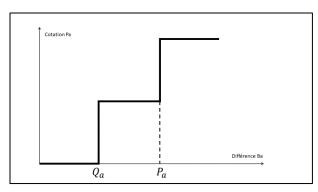
Une aide à la décision multicritère est un processus de décision qui répond à un besoin d'optimisation de plusieurs critères pour atteindre plusieurs objectifs parfois contradictoires. Elle utilise une méthode d'analyse multicritère (multiple criteria analysis – MCA) afin d'aboutir à un choix d'une ou plusieurs solutions optimales et de classer et d'évaluer différentes options entre-elles (Romero and Rehman 1987; Bernard and Besson 1971). Par la diversité des critères de décision et des objectifs poursuivis, l'aide à la décision multicritère a été largement utilisée en gestion de l'eau partout dans le monde (Hajkowicz and Collins 2007; Dunning, Ross, and Merkhofer 2000). Une autre raison évoquée est la transparence liée au processus de choix, car les poids liés aux préférences du décideur pour chaque critère sont visibles et explicités (Hajkowicz and Collins 2007; Brown et al. 2001; Joubert et al. 1997). De plus, le principe de la gestion intégrée et alternative est qu'elle intègre des intérêts écologiques, sociaux et économiques qui peuvent être conflictuels, raison pour laquelle de nombreuses études ont choisi cette méthode (Greiner et al. 2005; Nayak and Panda 2001; Fernandes, Ridgley, and Van't Hof 1999).

3.1.1. Classement PROMETHEE

Parmi les différentes méthodes d'analyse multicritère, la « <u>Preference Ranking Organization METH</u>od for <u>Enrichment of Evaluation (PROMETHEE)</u> est une approche prescriptive de surclassement. Elle se base sur une évaluation par paires de la préférence d'une solution vis-à-vis d'une autre pour chaque critère.

La différence B_a entre l'évaluation de deux options a_1 et a_2 selon le critère F_a sera calculée comme suit : $B_a(a_1, a_2) = F_a(a_1) - F_a(a_2)$

Une fonction de préférence P_a est ensuite construite pour obtenir une différence de préférence entre deux options pour un critère. Les différents critères ayant été traduits en critères qualitatifs en 5 points, une fonction en palier a été sélectionnée (Figure 2). Selon les critères, un seuil d'indifférence (Q_a) et de préférence (P_a) sont calculés. Quand la différence B_a est inférieure à Q_a , la différence est considérée comme négligeable et il n'y a pas de préférence d'une option par rapport à l'autre. Quand la différence B_a est supérieure à P_a , la différence est significative et une option sera préférée à une autre. Par interpolation linéaire, un seuil intermédiaire est également calculé.



$$P_a(B_a) = \begin{cases} 0 & \text{if } B_a < q_a \\ \frac{1}{2} & \text{If } q_a < B_a \le p_a \\ 1 & \text{if } B_a > p_a \end{cases}$$

Figure 2 Fonction de préférence à palier. Q_a = seuil d'indifférence a et P_a = Seuil de préférence a

Après cela, les comparaisons entre les paires d'actions pour chaque critère peuvent être résumées pour obtenir un degré de préférence multicritère π . Avec w_a correspondant au poids du critère F_a .

$$\pi(a_1, a_2) = \sum_{a=1}^{q} P_a(a_1, a_2).w_a$$

Ensuite, pour classer chaque action entre elles, une analyse partielle PROMETHEE I calcule le flux positif de préférence (ou flux sortant) $\varphi^+(a_1)$ et le flux négatifs de préférence (flux entrant) $\varphi^-(a_1)$ comme suit :

$$\varphi^+(a) = \frac{1}{n-1} \sum_{x \in A} \pi(a, x)$$

$$\varphi^{-}(a) = \frac{1}{n-1} \sum_{x \in A} \pi(x, a)$$

La valeur de φ^+ est à maximiser, elle correspond aux forces de l'alternative tandis que la valeur de φ^- doit être minimisée, elle correspond aux faiblesses de l'alternative. Les deux valeurs varient de 0 à 1.

Finalement l'analyse PROMETHEE II calcule le flux de préférence net qui regroupe le flux entrant et sortant.

$$\varphi(a) = \varphi^+(a) - \varphi^-(a)$$

Où :
$$\varphi(a_1) \in [-1;1]$$
 & $\sum_{a_1 \in A} \varphi(a_1) = 0$

3.1.2. Représentation GAIA

L'approche PROMETHEE est associée à une « <u>G</u>eometrical <u>A</u>nalysis for <u>I</u>nteractive <u>A</u>id » (GAIA), une approche descriptive qui permet de représenter la problématique avec les critères en axes, les alternatives en points et un « bâton de décision » qui représente la résultante des poids attribués aux critères (Figure 3). Cette approche

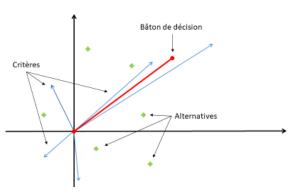


Figure 3 Exemple de représentation GAIA

permet de visualiser les positions relatives entre alternatives, les synergies et les conflits entre critères, les positions relatives des alternatives par rapport à chaque critère et les positions des alternatives par rapport au « bâton de décision ». Elle utilise pour cela une <u>Analyse de Composante Principale (ACP)</u> qui permet de transformer la problématique multidimensionnelle (une dimension correspond à un critère) en une représentation graphique en deux ou trois dimensions (Brans, Vincke, and Mareschal 1986). Un minimum de 70% d'informations conservées est requis pour valider la représentation graphique (Brans and Mareschal 2005).

Selon la disposition relative de deux critères, plusieurs relations pourront être déduites (Figure 4). Si l'angle entre leurs axes est faible, les critères seront liés et exprimeront des préférences similaires. Si leurs axes sont perpendiculaires, ils seront non liés et leurs préférences ne seront pas en relation. Et si leurs directions sont opposées ils exprimeront des préférences conflictuelles. Des similarités entre alternatives pourront également être déduites selon

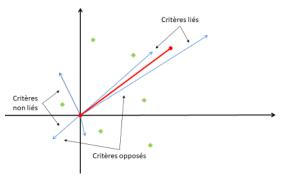


Figure 4 Signification de la disposition des critères les uns par rapport aux autres

leur rapprochement sur le graphique (Bertrand Mareschal and Brans 1988).

3.1.3. Analyse de sensibilité – Intervalle de stabilité de poids

Après cela, une analyse de sensibilité permet d'appréhender la robustesse du classement vis-à-vis de l'incertitude liée au poids donné aux différents critères par le décideur. L'approche PROMETHEE nous permettra de calculer l'intervalle de poids dans lequel chaque critère peut varier individuellement sans changer le classement (sachant que les autres critères restent proportionnés). La modification individuelle des poids des critères est peu appliquée et les effets sont difficiles à appréhender. Afin de pouvoir évaluer la stabilité du classement vis-à-vis des priorités du décideur, les critères seront aussi rassemblés en catégories (écologiques, économiques et sociaux), et l'intervalle de stabilité sera également investigué sur ces regroupements (Bertrand Mareschal 1988). Les modifications du classement des moins bonnes méthodes ne sont pas les plus intéressantes étant donné qu'elles ne sont pas toutes appliquées. L'analyse de sensibilité sera partielle et appliquée sur les meilleures méthodes

(dont la cote dépasse le quartile supérieur) (Yan, Dagang, and Yue 2007; Mouine 2011; Wolters and Mareschal 1995).

La méthode PROMETHEE est très couramment utilisée pour résoudre des problématiques liées à la gestion de l'eau (Al-Shemmeri, Al-Kloub, and Pearman 1997; Behzadian et al. 2010; Simon, Brüggemann, and Pudenz 2004b; 2004a).

Pour réaliser ces analyses, le programme Visual PROMETHEE (B. Mareschal 2011) a été utilisé.

3.1.4. Choix des différentes méthodes choisies comme alternatives dans l'analyse

Quinze méthodes différentes ont été sélectionnées contre l'eutrophisation et cinq contre les écrevisses invasives. Les méthodes sélectionnées sont les méthodes les plus utilisées et dont les prérequis correspondent aux caractéristiques physiques des étangs bruxellois. Ces méthodes sont sommairement décrites au Tableau 1. La cotation de chaque méthode pour chaque critère est définie avec une synthèse bibliographique et des discussions avec des experts et est représentée sur une échelle qualitative comprenant 5 points (Très mauvais(1), Mauvais(2), Moyen(3), Bon(4), Très bon(5)) (Bagenal 1972; X. Zhang, Xie, and Huang 2008; Lürling and Mucci 2020; Jeppesen et al. 2007).

Tableau 1 Les vingt méthodes de gestion alternative sélectionnées pour l'analyse multicritère contre l'eutrophisation (15) et les écrevisses invasives (5) dans les étangs en Région de Bruxelles-Capitale.

Contre	Nom	Principe						
<u>l'eutrophisation</u>	Modification de l'hydrographie	Naturalisation des berges ou modification des débits et des connectivités						
	Biomanipulation du zooplancton	Renforcement des populations de zooplancton pour rééquilibrage trophique						
	Biomanipulation des invertébrés phytoplanctivores Renforcement des populations d'invertébrés pour rééquilitrophique							
	Biomanipulation des macrophytes	Renforcement de la couverture de macrophytes						
	Biomanipulation des poissons benthivores et zooplanctivores	Équilibrage trophique par enlèvement de certains poissons						
	Biomanipulation de brouteurs herbivores	Renforcement ou ajout d'espèces qui consomment les lentilles d'eau						
	Biomanipulation des poissons piscivores	Renforcement des populations de « top-prédateurs »						
	Floculation du phosphore Ajout d'agents pour désactiver et sédimenter le							
	Mise en Assec	Vidange prolongée d'un étang						
	Curage des vases	Retrait de la vase d'un étang						
	Culture des vases	Plantation de végétaux bioaccumulateurs dans les vases d'un étang						
	Utilisation d'ultrasons	Production d'ultrasons pour tuer les cyanobactéries						
	Utilisation d'aérateurs	Installation de mélangeurs mécaniques pour oxygéner l'eau						
	Le radeau végétalisé	Installation d'un radeau supportant des végétaux bio- accumulateurs dont les racines sont en suspension dans l'eau						
	Utilisation de ballots d'orges et de bioadditifs de compétition	Utilisation de produits inhibant la croissance cyanobactérienne						
Contre les Espèces	Biomanipulation directe des cibles	Capture des espèces invasives						
Exotiques	Biomanipulation de prédateurs	Ajouts de prédateurs naturels à l'espèce invasive						
<u>Invasives</u>	Chaulage	Application de chaux (biocide total) dans le fond d'un étang						
	Contrôle génétique	Introduction d'individus stériles pour perturber les populations						
	Introduction de phéromones pour perturber des mécanismes comportementaux							

3.1.5. Critères

Pour représenter au mieux les différents objectifs poursuivis lors de la gestion intégrée de l'eau, huit critères ont été identifiés après discussion avec des experts et répartis en trois catégories : écologiques, économiques et sociaux. Chaque méthode recevra une évaluation pour chaque critère. Les différents états des critères ont été arrangés pour que chaque critère soit à maximiser. Un résumé des critères se trouve au tableau 2.

Critères Écologiques :

Les critères écologiques représentent l'impact que pourra avoir les méthodes (positivement ou négativement) sur la qualité de l'eau ou sur les écosystèmes.

• L'efficacité:

L'efficacité représente le taux de réussite global obtenu par les précédents utilisateurs de la méthode dans l'optique d'améliorer la qualité écologique de l'eau.

- o L'état « très mauvais » représentera une efficacité controversée.
- o l'état « moyen » une efficacité moyenne.
- o l'état « très bon » une efficacité optimale.

• La temporalité :

La temporalité représente la période pendant laquelle les effets bénéfiques de la méthode pourront être observés dans les plans d'eau où elle a été appliquée.

- o L'état « très mauvais » représentera un terme court (<1an).
- o L'état « moyen » représentera un moyen terme (entre 1 & 5 ans).
- o L'état « très bon » un effet long-terme (> 5 ans).

• La proximité de la source :

La proximité de la source représente à quel point la méthode s'attaquera à la source des problématiques rencontrées (ici, eutrophisation ou invasion par des écrevisses) ou si elle aura tendance à cibler un effet secondaire (*e.g.* déplétion d'oxygène).

- o L'état « très mauvais » représente qu'elle cible un effet secondaire.
- L'état « mauvais » si elle cible des organismes ou des composés indirectement reliés au problème.
- L'état « bon » si elle cible des organismes ou des composés directement reliés au problème.
- o L'état « très bon » si elle cible directement la source du problème.

• <u>Les impacts externes :</u>

Les impacts externes représentent la spécificité de la méthode, sa capacité à n'impacter que la problématique ciblée ou d'induire des impacts négatifs sur des composantes non ciblées de l'écosystème.

- L'état « très mauvais » si elle est très peu spécifique (i.e. si elle impacte tout
 l'écosystème ou les écosystèmes voisins).
- L'état « moyen » si elle est moyennement spécifique (i.e. si elle impacte plusieurs organismes non ciblés).
- L'état « très bon » si elle est très spécifique (i.e. si elle impacte uniquement le composé ou l'organisme ciblé).

Critères économiques :

Les critères économiques représentent les coûts ou les économies possibles impliqués par les méthodes.

• Le coût :

Le coût représente l'investissement financier requis pour appliquer pleinement la méthode. Les coûts sont évalués en moyennes pour un étang d'environ 1 ha.

- C'état « très Mauvais » représentera des coûts moyens évalués supérieurs à 100.000 €.
- L'état « moyen » représentera des coûts moyens évalués entre 10.000 € & 100.000 €.
- o L'état « très bon » représentera des coûts moyens évalués inférieurs à 10.000 €.

• La versatilité :

La versatilité représente la capacité de la méthode à impacter plusieurs des trois problématiques principales identifiées dans les étangs en RBC (cyanobactéries, lentilles d'eau et écrevisses invasives). Plus une méthode est versatile, moins de méthodes différentes devront être appliquées, moins les coûts seront élevés.

- L'état « très mauvais » indique qu'elle n'impacte qu'une problématique principale
- o L'état « moyen » indique qu'elle impacte deux problématiques principales
- o L'état « très bon » indique qu'elle impacte les trois problématiques principales

Les Critères sociaux :

Les critères sociaux représentent les associations ou les conflits possibles avec des composantes sociales des étangs.

• La possibilité de coopération citoyenne :

La possibilité de coopération citoyenne représente la facilité d'application de ces méthodes à impliquer des citoyens ou des groupements de citoyens volontaires.

- o L'état « très mauvais » représentera une coopération citoyenne impossible.
- o L'état « moyen » représentera une coopération citoyenne complexe à organiser.
- L'état « très bon » représentera une coopération citoyenne simple ou déjà expérimentée.

• <u>La sauvegarde patrimoniale :</u>

Dans un espace urbanisé comme en RBC, les étangs possèdent souvent des statuts et des fonctions nonliées à leur qualité écologique. Ainsi, certains plans d'eau sont classés pour leur valeur patrimoniale en fonction de leur place dans un ensemble cohérent, de la valeur historique de leur structure ou de leur forme. En conséquence, des travaux modifiant profondément certains éléments clefs de cette valeur patrimoniale nécessitent un permis spécifique et difficile à obtenir.

- L'état « très mauvais » représentera un impact qui altère fondamentalement l'image d'un étang sur le long terme.
- L'état « moyen » représentera un impact qui altère partiellement ou momentanément l'image d'un étang.
- o L'état « très bon » représentera qu'il n'impacte pas du tout l'image d'un étang.

Tableau 2 Résumé des critères déterminants pour évaluer les méthodes de gestion ainsi que leurs catégories

Catégorie	Critère	Code	Description
	Efficacité	E1	taux de réussite global
Écologique	Temporalité	E2	période pendant laquelle les effets bénéfiques de la méthode pourront être observés
Deologique	Proximité de la source	E3	à quel point la méthode s'attaquera à la source des problématiques rencontrées (ici eutrophisation ou invasion par des écrevisses invasives) ou si elle aura tendance à cibler un effet secondaire
	Impacts externes	E4	la spécificité de la méthode, sa capacité à n'impacter que la problématique ciblée ou d'induire des impacts négatifs sur des composantes non ciblées de l'écosystème
Économicus	Coûts	C1	l'investissement financier moyen
Économique	Versatilité	C2	la capacité de la méthode à impacter plusieurs problématiques présentes dans les étangs en RBC
Social	Possibilité de coopération citoyenne	S1	la facilité d'application de ces méthodes à impliquer des citoyens ou des groupements de citoyens volontaires.
	Sauvegarde patrimoniale	S2	les conflits possibles entre les effets des mesures et le statut de sauvegarde patrimoniale des étangs

3.1.6. Pondération

Différentes classes de poids ont ensuite été attribuées à ces critères pour représenter les priorités du décideur. Ces attributions ont été réalisées à la suite de discussions avec des experts. Dans ce cas précis, le décideur est l'entité administrative de Bruxelles Environnement, dont les priorités sont une

amélioration écologique de l'eau mais qui doit prendre en compte des paramètres économiques et sociaux dans leurs prises de décisions. Le principe de la gestion intégrée implique également l'intégration de ces enjeux écologiques, sociaux et économiques. Les pondérations sont résumées au Tableau 3.

o Classe de Poids A (20%): Efficacité et proximité de la source

L'efficacité pour l'amélioration concrète de la qualité de l'eau est un critère prioritaire dans la sélection d'une méthode de gestion.

La proximité de la source est aussi un critère important. En effet, la gestion intégrée implique de s'attaquer à la source des problématiques afin d'obtenir un effet plus profond. Une méthode active « en surface » visant une gestion « palliative » sera pénalisée dans le processus de sélection.

Classe de Poids B (15%): Temporalité et impacts externes

Les priorités suivantes concernent la durée pendant laquelle les effets bénéfiques de la méthode pourront se faire sentir dans l'environnement. La gestion intégrée tend vers des solutions à long-terme et durables afin de prendre en compte les impacts de nos actions sur le futur.

Dans cette optique également, une méthode ayant des impacts négatifs sur d'autres composantes de l'écosystème ou des écosystèmes voisins entrera en contradiction avec les principes de la gestion intégrée et sera également pénalisé.

o <u>Classe de Poids C (10%)</u>: Coûts et sauvegarde patrimoniale

Le critère économique du coût de l'application de la méthode ne peut pas être ignoré dans un processus de décision mais reste un critère moins déterminant que ceux cités précédemment.

Le critère social de la sauvegarde patrimoniale implique un conflit d'intérêt entre différentes administrations compétentes en région de Bruxelles-Capitale. Bien que les facteurs écologiques entrent prioritairement en compte dans le processus de choix du décideur, les conflits sont à éviter et les actions synergiques sont conseillées.

o <u>Classe de Poids D (5%)</u>: Versatilité et possibilité de coopération citoyenne

La prise en compte de ces 2 critères n'est pas indispensable pour la sélection des méthodes de gestion. Néanmoins, une méthode versatile peut permettre une économie non-négligeable de temps, d'argent et d'organisation dans la gestion des problématiques.

La gestion intégrée a également comme objectif de responsabiliser les composantes « sociales » des écosystèmes en impliquant les populations riveraines dans la gestion de leur environnement naturel proche. Cette capacité de coopération citoyenne dans les méthodes est donc un plus sans pour autant être un caractère très imposant dans le choix.

Catégorie	Critère	Po	ids	
	Efficacité	20%		
*	Proximité de la source	20%	700/	
Écologique	Temporalité	15%	70%	
	Impacts externes	15%		
4 .	Coûts			
Economique	Versatilité	5%	15%	
G 1	Sauvegarde patrimoniale	10%	150/	
Social	Possibilité de coopération citoyenne	5%	15%	

Tableau 3 Catégories et Poids associés à chaque critère pour la décision sur la gestion de l'eau

3.2. Essai pratique d'une méthode de gestion en RBC : les pièges à écrevisses

Pour éliminer les écrevisses invasives dans les étangs à Bruxelles, la méthode de piégeage est celle qui est ressortie de l'analyse multicritère (Voir chapitre 4.2). Un essai pratique a donc été réalisé pour deux étangs lors de trois itérations en avril 2021

3.2.1. Détermination de la localisation

Un biomonitoring officiel de l'étang du grand Mellaerts à Woluwe-Saint-Pierre qui se déroule tous les 3 ans a révélé en 2019 la présence de 71 écrevisses invasives (écrevisses américaine ; *Faxonius limosus*) (Rapport KRW 2019- INBO-VUB, données non-publiées). L'étang a été mis en assec durant l'hiver 2020-2021 et est relié directement à l'étang du Petit Mellaerts, en amont, qui lui, n'a pas été mis en assec. Ces étangs font respectivement 36.660 m² et 10.021 m².

3.2.2. <u>Description des pièges</u>

Les pièges déterminés comme optimaux sont hémicylindrique avec deux entrées coniques à chaque extrémité (J Paillisson, Soudieux, and Damien 2011) (Figure 5). Les mailles font 20 mm² et deux tailles de goulots ont été testés : 40 et 80 mm. De petits contenants à appâts avec des ouvertures plus fines ont également été installés pour éviter leur disparition ou consommation. Les appâts utilisés sont des croquettes pour chien. Une quantité optimale de pièges serait d'environ un tous les 10 m (Jean-marc Paillisson, Damien, and Roussel 2014).



Figure 5 Relève des pièges à écrevisses dans l'étang du petit Mellaert, 07/04/2021, photo prise sur le terrain

3.2.3. <u>Protocole conseillé d'évaluation de l'impact de l'installation de pièges à</u> écrevisses

Les pièges sont posés en fin d'après-midi et sont laissés une nuit (12h) dans les étangs avant de les relever pour correspondre avec les pics d'activité des écrevisses (Jean-marc Paillisson, Damien, and Roussel 2014). Les individus sont identifiés sur place, comptés, mesurés et pesés, puis éliminés.

Les pièges devraient être installés au moins une nuit par semaine d'avril-mai à septembre-octobre. La manipulation devrait être effectuée jusqu'à observation d'une diminution significative d'individus capturés, voire de la disparition complète des individus (Poulet 2014).

De mai à août, une fois par semaine, il pourrait être important d'accompagner la pose de pièges avec des passages à l'aide d'un filet de mailles de 1 mm². Ces manipulations ciblent les juvéniles dont la taille est inférieure aux mailles des pièges et qui représentent jusqu'à 60% de la population. Elles permettent également de contrer une réponse de la population aux pièges par diminution de la taille des individus (Garciá-De-Lomas, Dana, and González 2020).

3.2.4. Mesures réalisées pour l'installation des pièges.

Pour tenter d'observer une efficacité préliminaire de la méthode, douze pièges ont été installés aux étangs Mellaerts à 10 m de distance les uns des autres. Huit ont été installés dans le Grand Mellaerts et quatre dans le Petit Mellaerts.

Les pièges ont été installés en fin d'après-midi aux emplacements indiqués sur la Figure 6 et ils étaient ensuite relevés le lendemain matin. Les pièges ont été installés 3 fois le 6, le 14 et le 29 avril 2021.



 $Figure\ 6\ Localisation\ des\ pi\`eges\ \grave{a}\ \acute{e}crevisses\ install\acute{e}s\ dans\ les\ \acute{e}tangs\ du\ petit\ et\ grand\ Mellaerts\ (PM=petit\ Mellaert;\ GM=Grand\ Mellaert).$ Carte réalisée avec le programme QGIS.

4. Résultats :

4.1. Méthodes contre l'eutrophisation

4.1.1. Synthèse bibliographique:

Chaque méthode a ses spécificités, ses avantages et ses inconvénients. Les justifications pour les cotes, issues de recherches bibliographiques et de discussion avec des experts, sont explicitées. Ensuite, le tableau 5 contient les notes attribuées pour chaque critère à chaque méthode contre l'eutrophisation

4.1.1.1. <u>Manipulation de l'hydrographie</u>

La manipulation de l'hydrographie d'un étang consiste en une modification physique de la forme et des matériaux de ses berges, de sa connectivité ou de son régime hydrologique afin de permettre le développement d'écosystèmes plus diversifiés et donc plus résilients.

Concernant la temporalité, la versatilité, la proximité de la source et l'efficacité, les modifications hydrologique de renaturation des berges pourront conforter définitivement l'écosytème qui s'y trouve et sa résilience. La pente et la végétalisation de ces berges sont souvent corrélées positivement avec une augmentation de la biodiversité et de la qualité de l'eau (Oertli and Parris 2019; Goertzen and Suhling 2013; Hu, Hansen, and Monaghan 2017). En pratique, il ne s'agit souvent que de travaux réalisés une seule fois si les berges sont suffisement consolidées (Hartig, Zarull, and Cook 2011).

Les méthodes concernant l'hydrographie ne concernent pas uniquement la forme et les abords de l'étang mais également le flux d'eau qui le traverse. Un flux d'eau augmenté réduit le temps de rétention et applique un effet de « chasse » qui dilue et transporte les nutriments surnuméraires. Dans le même registre, la connectivité entre les étangs est un facteur important de la santé et de la diversité des écosystèmes. Certains étangs sont également encore reliés à un débit d'eaux usées, d'égouts ou de trop pleins d'égouts, ce qui peut introduire des nutriments (azotés, phosphorés), des produits d'entretien ménagers, des biocides animaux ou végétaux ou des métaux lourds (Gulati and van Donk 2002).

La méthode peut néanmoins avoir des impacts négatifs indirects sur d'autres composantes des écosytèmes et est complexe à combiner avec une coopération citoyenne. Malheureusement, les travaux de transformations liés à cettes méthodes sont souvent assez important et leur coût est donc souvent élevé. Ces transformations peuvent aussi modifier profondément l'allure visuelle de l'étang et donc entrer en contradiction avec le statut patrimonial de celui-ci (Hickey and Gibbs 2009).

4.1.1.2. Biomanipulation du Zooplancton

La biomanipulation du zooplancton consiste en l'ajout de zooplancton dans un étang pour augmenter la pression de prédation sur les cyanobactéries et rétablir un équilibre trophique.

Concernant la proximité de la source : les daphnies, micro-invertébrés zooplanctoniques (*Daphnia spp.*) sont les prédateurs principaux des cyanobactéries. En effet, au printemps, les daphnies vont consommer la majorité des algues phytoplanctoniques dans les étangs non-eutrophes (Gulati and van Donk 2002).

Les daphnies sont souvent utilisées comme bio-indicateurs. L'utilisation des daphnies s'est révélée utile pour le contrôle de différents types d'algues phytoplanctoniques (dont les cyanobactéries). La taille de la daphnie n'est pas forcément corrélée à son efficacité à brouter le phytoplancton, aussi il est conseillé d'utiliser des espèces locales afin d'éviter également les risques d'invasions (Degans and De Meester 2002).

L'effet de la méthode ne modifie absolument pas le visuel global de l'étang. Néanmoins, la réduction des populations de cyanobactéries n'assure pas un effet à long terme et les populations de daphnies ajoutées ont souvent du mal à se stabiliser (Degans and De Meester 2002).

Les coûts d'élevage de ce genre d'organismes peut également être relativement élevé en additionnant les expertises pour l'ajout régulier. Certains impacts négatifs que pourraient avoir un renforcement trop intense des populations de daphnies sur les autres organismes sont encore difficiles à appréhender.

La méthode ne fonctionnerait uniquement pour les problématiques de cyanobactéries. Elle est aussi très complexe à intégrer dans un processus participatif au vu de l'expertise requise à la manipulation des organismes.

4.1.1.3. Biomanipulation des invertébrés phytoplanctivores

La biomanipulation d'invertébrés phytoplanctivores consiste à rajouter des invertébrés pour augmenter la pression de prédation sur les cyanobactéries et rétablir un équilibre trophiques.

Dans les étangs et les lacs, des espèces phytoplanctivores filtrantes sont souvent présentes et peuvent consommer différents types d'algues phytoplanctoniques, dont les cyanobactéries.

Ces organismes sont généralement des gastéropodes ou des bivalves et plus particulièrement des moules. Le choix de l'espèce doit aussi prendre compte du risque d'invasion. En effet, plusieurs espèces de moules sont invasives et pourront poser des problèmes de surpopulation et de fuite de l'étang (G. W. A. M. Waajen et al. 2016).

Comme pour la méthode précédente les effets visuels de la méthode sont presque nuls. Néanmoins, l'utilisation de moules pour le filtrage de l'eau est une méthode plus largement utilisée et donc maitrisée en Europe. Le coût d'élevage s'en trouve donc réduit et les populations introduites ont plus de chance de s'installer durablement (Dionisio Pires et al. 2007). Le reste des caractéristiques étant similaire à l'introduction de zooplancton, le reste des notes est similaire.

4.1.1.4. <u>Biomanipulation des macrophytes</u>

La biomanipulation de macrophytes consiste en la plantation de macrophytes pour renforcer les populations et permettre un recouvrement suffisant du fond de l'étang.

Concernant l'efficacité, la temporalité, l'impact externe, la versatilité et la proximité de la source : Les végétaux aquatiques sont d'une importance primordiale pour la santé d'un écosystème. Les macrophytes

sont à l'origine du principal apport en oxygène dans l'eau, consomment des nutriments surnuméraires, font une compétition efficace avec les cyanobactéries et les lentilles d'eau et servent de nurserie et d'habitat pour une grande quantité d'organismes aquatiques (Peretyatko, Symoens, and Triest 2007; Vanderklift et al. 2020).

Un étang dont la superficie d'occupation des macrophyte est inférieure à 30% voit un retour systématique à un état d'eau trouble après une mise en assec (De Backer, Teissier, and Triest 2012). Des propagules peuvent généralement être trouvées dans la vase des étangs qui seraient en assec et celles-ci pourraient être transférées (après vérification que l'espèce est indigène) dans un autre étang. Cette méthode demande beaucoup d'attention dans les phases juste après l'inoculation. En effet, si la densité de population de poissons du plan d'eau est trop élevée, ils pourraient empêcher le développement des macrophytes en broutant excessivement les jeunes pousses. L'attention est également à porter sur les lentilles d'eau, qui dans les périodes précoces de l'installation des végétaux, pourraient se développer beaucoup plus rapidement que celles-ci.

L'accès aux macrophytes sur le marché étant largement répandu, la méthode est peu chère. Les plantations requierent également souvent un assec, altérant temporellement l'état visuel de l'étang. Finalement, une attention particulière demandé dans la plantation et la surveillance du démarrage de la méthode la rendent difficile à combiner avec des projets de coopération citoyenne.

4.1.1.5. Biomanipulation des poissons zooplanctivores et benthivores

Une population trop importante de poissons zooplanctivores consomme avec excès les prédateurs des cyanobactéries et les jeunes pousses des macrophytes. Les poissons benthivores se nourrissent dans les sédiments et les remettent en suspension lors de leur fouragement. La forte charge nutritive des sédiments qui se rediffuse dans la colonne d'eau ainsi que l'augmentation de la turbidité peut renforcer le phénomène d'eutrophisation, d'autant plus dans les eaux peu profondes des étangs bruxellois (Gulati and van Donk 2002; Søndergaard et al. 2008; Jürgen Benndorf 1990; Jü. Benndorf et al. 2002; Van De Bund and Van Donk 2002; G. Waajen et al. 2016a).

Le retrait des poissons se fait généralement par mise en assec car il permet d'être sûr d'éliminer la totalité des poissons d'un seul coup. Il est pourtant conseillé de réduire les populations à un effectif minimum précis plutôt que de les éradiquer totalement ou presque. En effet, il est important de laisser en vie un minimum vital d'individus calculé pour réduire le risque d'un effet de goulot d'étranglement génétique dans les populations de poissons qui diminuerait leur diversité génétique et appauvrirait la résilience de la population. De plus l'assec demandera ensuite un réempoissonnement. (Drenner and Hambright 1999; Hansson et al. 1998; SØndergaard et al. 2007; M.-L. Meijer et al. 1999).

Les méthodes de capture par filet et par la pêche peuvent permettre d'éviter l'éradication des populations mais doivent être executées de manière soutenue pendant une certain temps pour retirer une proportion

suffisante de la population. Ces pêches pourraient être réalisées par des associations de pêcheurs bruxellois dans le cadre d'un évènement ou d'un concours ponctuel.

Concernant la temporalité, l'impact externe et la proximité de la source, la méthode est donc fortement dépendante de mesures additionnelles et propose de régler un problème relativement *end-of-pipe* (*i.e.* qui impacte sur un effet secondaire éloigné de la source du problème). Que ce soit par l'assec ou la pêche répétée, les coûts peuvent être relativement conséquents et le visuel de l'étang sera modifié temporairement. La possibilité de coopération citoyenne envisagée semble également fort complexe à organiser et la méthode pourra avoir des effets restreints sur les différentes problématiques.

4.1.1.6. Biomanipulation des brouteurs herbivores

La biomanipulation de brouteurs herbivores consiste à introduire des espèces qui consomment efficacement les lentilles d'eau afin de réduire drastiquement leurs recouvrements.

Concernant la proximité de la source : une grande variété d'organismes sont connus pour efficacement contrôler les populations de lentilles d'eau. Les plus connus et utilisés sont des poissons. Les carpes (Ctenopharyngodon sp.), les carpes Koï (Cyprinus carpio koi), les tilapias (Oreochromis sp.) et les poissons rouges (Carassius sp.) sont connus pour être friands des végétaux et pour contrer efficacement leur expansion (Hassan and Edwards 1992; Gaigher, Porath, and Granoth 1984; Bonar, Bolding, and Divens 2002; F. M. Khan et al. 2018; Durborow et al. 2007; Singh 2014). Néanmoins, il faut être très précautionneux vis-à-vis de l'introduction de ces espèces dans un milieu naturel. En effet, elles sont exotiques et sont souvent même considérées comme invasives. Leur développement pourrait amener à des surpopulations, des fuites et la colonisation d'autres milieux proches; ce qui est à éviter car l'écosystème se retrouverait menacé par une autre pression importante. Si l'étang biomanipulé est strictement clos et qu'il n'a aucune connexion avec d'autres plans d'eau, cette méthode pourrait être envisagée. La connectivité entre les étangs peut néanmoins être mal connue ou cryptique et les jeunes poissons, par leur taille, peuvent parfois traverser des barrières considérées comme infranchissables (Dibble and Kovalenko 2009; Wittmann et al. 2014; Ackerson et al. 2018; Linde-Arias et al. 2008; Zambrano et al. 2006).

Les canards domestiques sont aussi considérés comme des consomateurs efficaces des lentilles d'eau (appelées d'ailleurs duckweed en anglais). Les canards sont néanmoins connus pour avoir d'autres effets négatifs sur les étangs tels que : leur enrichissement en nutriments par le guano, la tentation pour les locaux de les nourrir, la nature exotique et invasive de certaines espèces ou encore, les impacts externes sur d'autres espèces sensibles qui pourraient être prédatés par ces canards. Les populations naturelles ne semblent en général pas suffisantes pour réguler assez rapidement les lentilles mais une collaboration avec un éleveur peut être envisagée (si celui-ci assure le contrôle et la récupération complète des individus par la suite). Les canards seraient donc relachés pendant un laps de temps réduit jusqu'à

consomation des lentilles puis retirés entièrement du milieu (Mostaq 2019; Van Donk and Otte 1996; Custer 1993; Søndergaard et al. 1996).

Un troisième type d'organisme à été prouvé consomateur efficace de lentilles d'eaux. En Italie, une larve d'une espèce de papillon européen (*Catclysta lemnata*) a été essayée sur des étangs couverts de lentilles d'eau. Les résultats semblent probant surtout compte tenu de la spécificité sur la consommation des lentilles et sur la vitesse de consommation. L'élevage et l'utilisation de cette espèce demande néanmoins une expertise plus spécifique et complexe que pour les poissons et les canards. Les œufs de *C. lemnata* sont pondus entre le milieu et la fin du mois de mai et éclosent une semaine après. Les individus sont alors sous forme larvaire entre 19 à 22 jours pour les mâles et 23 à 26 jours pour les femelles ce qui donne une fenêtre d'action d'environ un mois (Pabis 2014). Cette option semble néanmoins la meilleure vis-à-vis des potentiels effets secondaires, puisque l'espèce est retrouvée largement en Belgique (Mariani et al. 2020).

La méthode promet donc une bonne efficacité pour la consommation de lentilles et un prix réduit quel que soit l'organisme. Elle n'affecte également pas du tout le visuel de l'étang.

Néanmoins les effets de cette méthode n'auront qu'un effet provisoire tant que les espèces seront présentes et aura du mal à s'intégrer sur le long terme dans un environnement sain, surtout si l'introduction d'espèces exotiques est considéré. Aussi certaines espèces pourraient être peu spécifique dans leurs consommation et affecter les herbiers de macrophytes. Cette méthode cible finalement uniquement les lentilles d'eau.

4.1.1.7. Biomanipulation des poissons piscivores

La biomanipulation de poissons piscivores consiste à rajouter des prédateurs supérieurs dans les étangs afin de contrôler les surpopulations de poissons et de rétablir un équilibre trophique.

Concernant la proximité de la source, des essais d'introduction de brochets, de perches ou d'autres poissons piscivores dans les étangs pourraient réguler les populations de poissons.

Malheureusement, les résultats des études montrent que l'efficacité des introductions est faible. Le taux de survie des individus introduits semble instable et les quantités nécessaires à un maintient d'une population stable sont démesurées et compliquées à introduire.

Néanmoins un facteur améliorant l'efficacité de telles biomanipulations est la diversité des espèces introduites. En effet, une composition variée en prédateurs permet de diminuer leur compétition et d'augmenter la stablité des populations. Il faut néanmoins tracer la limite aux espèces indigènes, car une introduction d'espèces invasives peut toujours mener à des effets secondaires dévastateurs en plus de menacer les prédateurs naturels (Gulati and van Donk 2002; Jürgen Benndorf 1990; J. Benndorf et al. 2000). Malgré cela, les impacts de ces introductions sur d'autres composantes des écosystèmes sont incertains.

La méthode n'affecte pas visuellement l'étang et les élevages de poissons piscivores sont répandus, facilement accessibles et peu chers. La méthode n'aurait que peu d'impact sur les espèces invasives. Finalement, l'introduction d'espèces demande une expertise difficilement conciliable avec des projets de coopération citoyenne.

4.1.1.8. <u>Floculation du phosphore</u>

Une solution qui a été essayée largement, consiste à utiliser des produits chimiques (phoslock, alum, allophane, zéolite modifiée...) qui fixent le phosphore et font en sorte qu'il sédimente dans la vase où il sera moins disponible. Cette solution ne fait donc que déplacer le problème. De plus, le dosage de ces produits est très important et doit être réalisé avec beaucoup de précautions comme en témoigne les essais à Bruxelles qui n'ont donné aucun résultat (G. Waajen et al. 2016b; The City of Markham 2020; Hickey and Gibbs 2009).

Cette méthode est donc considérée comme ayant un effet à court-terme et pour qu'elle soit efficace, elle doit impérativement être combinée à d'autres méthodes comme un curage des vases. Elle n'impacte pas visuellement l'étang et ne semble pas impacter les autres parties de l'écosystème.

Elle s'attaque directement à la quantité de phosphore dans les étangs mais elle n'aura aucun impact sur les espèces invasives. Finalement, les produits reviennent à un prix élevé, et l'expertise requise pour la manipulation et la toxicité des produits rendent complexe la coopération citoyenne.

4.1.1.9. Le mise en assec

La mise en assec est une méthode qui consiste à vider entièrement un étang de son eau et des organismes qui y vivent pendant quelques mois afin d'exposer les vases à l'air libre et au soleil.

Lors de l'assec de l'étang, la vase du fond est exposée à l'oxygène et aux rayons incidents du soleil. Cette exposition permet l'accélération de la minéralisation du phosphore ainsi que l'élimination de certaines bactéries et pathogènes nocifs pour l'écosytème. Elle permet également le contrôle de certaines espèces invasives par retrait manuel ou labourage. Si l'étang est mis en assec pendant un an, le développement d'une « flore d'assec » peut être observé. Cette végétation très particulière est souvent composée d'espèces annuelles relativement rares qui consommeront des nutriments de la vase, offriront des refuges et des nurseries pour certaines espèces animales et ainsi favoriseront la biodiversité. Cette flore est néanmoins fragile et peut être mise en danger par des assecs trop fréquents ou par une trop grande quantité de nutriments qui favoriseront le développement d'espèces invasives. Il a été démontrer que l'avifaune n'était pas influencée négativement par la mise en assec (Banas et al. 2011; Wezel et al. 2013).

La méthode est efficace et son effet semble se maintenir sur une période de 1 à 5 ans en s'attaquant directement à la quantité de nutriments dans l'étang. Elle affecte temporairement le visuel de l'étang et

demande un sous-traitant avec du matériel spécialisé relativement cher et incompatible avec un projet de coopération citoyenne.

Finalement, bien que les écrevisses invasives, par leurs capacités d'enfouissement, semblent peu affectées par les assecs, d'autres espèces pourront être gravement impacté par ce changement radical d'environnement.

4.1.1.10. Le curage des vases

Le curage des vases consiste à retirer la vase du fond d'un étangs.

Le retrait de la vase chargée en nutriments est une méthode efficace et qui semble montrer des résultats sur une échelle de 5 à 15 ans. La méthode s'attaque également directement à la charge en nutriments.

Pour évacuer la vase chargée en nutriments, il est courant que celle-ci soit retirée mécaniquement avec des machines de chantier. L'entreprise est souvent difficile car les véhicules sont très lourds et encombrants et les accès aux étangs ne sont pas souvent prévus pour cela. De plus, les berges des étangs sont une portion de l'écosytème dont la biodiversité est souvent très riche et fragile. La méthode enlève également les propagules de macrophytes indispensables à la santé de ces écosytèmes (X. Zhang, Xie, and Huang 2008; Moss et al. 1996; Hickey and Gibbs 2009; Foti et al. 2020; Zamparas and Zacharias 2014).

La méthode altère également temporairement le visuel de l'étang et n'a que peu d'impact sur les écrevisses invasives.

4.1.1.11. La culture des vases

La culture des vases consiste à planter des végétaux dans la vase d'un étang vide afin d'extraire les nutriments et les polluants.

Les végétaux terrestre les plus efficaces pour détoxifier un subtrat en phosphore sont indiqués au Tableau 4 avec les sources associées. Cette agriculture saisonnière permettrait de réduire significativement le taux de nutriments dans les vases, absorbés par les cultures et être une alternative au curage des vases (Horne 2000; Pilon-Smits 2005).

Selon la durée de l'assec, organiser une collaboration avec un agriculteur local ou une coopération citoyenne pourrait être faisable pour la culture et la récolte. La méthode altère temporairement le visuel de l'étang, demande un assec prolongé et une surveillance qui coûterait relativement cher et n'a aucun impact sur les écrevisses invasives.

Finalement un assec prolongé et l'installation, même temporaire, de culture dans le fond de l'étang pourraient avoir des impacts négatifs variés sur plusieurs espèces qui auraient d'autant plus de mal à se réinstaller à la fin de l'application de la méthode.

Tableau 4 Caractéristiques de différents végétaux dont la capacité supérieure à absorber le phosphore a été identifiée et qui pourraient convenir à la culture des vases.

Nom Français	Nom Anglais	Nom latin	Quantité de P assimilée (% poids Sec)	Période de croissance	Durée de croissance	Récolte	Source
Ivraie multiflore	Ray-grass	Lolium multiflorum	1%	Mars-juillet	5 semaines	Fourrage	(Starnes 2006)
Ivraie multiflore	Duo grass	duo festulolium (Lolium× Festuca)	1%	Mars-juillet	5 semaines	Fourrage	(Priya and Sahi 2009)
Concombre	Cucumber	Cucumis sativus	1,8% tige, 1% feuilles	À partir du printemps ou janvier sous serre	4 semaines	Fruits	(N. C. Sharma, Starnes, and Sahi 2007; N. C. Sharma and Sahi 2005)
Courge d'été	Yellow squash	Cucurbita pepo	1,4% tiges, 1% feuilles	Printemps	6 à 8 semaines	Fruits	(N. C. Sharma, Starnes, and Sahi 2007; N. C. Sharma and Sahi 2005)
Tournesol	Sun flower	Helianthus annus	Presque 1%	Mars-aout	20 semaines	Graines et fourrage	(N. C. Sharma, Starnes, and Sahi 2007; N. C. Sharma and Sahi 2005)
Moutarde brune	Indian mustard	Brassica juncea	Un peu moins que Tournesol	Février-avril Ou Juillet- octobre	16 à 23 semaines	Graines	(Delorme et al. 2000)

4.1.1.12. <u>L'utilisation d'ultrasons</u>

L'utilisation d'ultrason consiste à produire des ondes dans l'eau qui, par résonnance, feront éclater les vacuoles des micro-organismes.

Les ultrasons à faible énergie ne semblent pas affecter les cyanobactéries tandis que, au contraire, les ultrasons à énergie élevée sont efficaces contre les cyanobactéries ainsi que contre tous les autres microorganismes qui composent les écosystèmes. Ceux-ci pouvant occuper une place importante dans l'écosytème, le manque de spécificité de la méthode pose problème (Leclercq et al. 2014). De plus, faire éclater les vacuoles et donc les cyanobactéries elles-même, ne détruit pas les cyanotoxines qui seraient alors relachées en quantités encore plus élevées dans le milieu ce qui ne résout pas le problème (Phull et al. 1997; Rajasekhar et al. 2012; Lee, Nakand, and Matsumara 2010).

La méthode cible les cyanobactéries et pas la quantité de nutriment dans la pièce d'eau mais aura du mal à impacter l'écosystème durablement. Le matériel est néanmoins peu cher et ne modifie aucunement le visuel de l'étang.

Finalement, la méthode cible uniquement les cyanobactéries et l'expertise liée au matériel la rend difficilement compatible avec un projet de coopération citoyenne.

4.1.1.13. <u>L'utilisation d'aérateurs</u>

L'utilisation d'aérateurs mécaniques augmente le taux d'oxygène dans l'eau par insertion de bulles d'oxygène sous l'eau (transversal) ou par mélange et mouvement à la surface de l'eau (longitudinal).

Cette méthode s'est révélée partiellement efficace comme mesure d'urgence contre les efflorescences de cyanobactéries dans l'aquaculture (Rosińska et al. 2018; Ma, Huang, and Li 2015).

Néanmois, il semblerait que cette méthode, pour les aérateurs transversaux, demande une profondeur minimale importante (15 à 20 m) pour être efficace et pour que l'augmentation de la turbidité par le mélange ne contrecarre pas l'enrichissement en oxygène. Les étangs en RBC sont par définition peu profonds et cette méthode semble donc contreproductive (Barroin 1999).

Les aérateurs peuvent être éteint la nuit et ne causent donc que très peu d'impact externe même au niveau sonore. Le coût d'installation et de maintenance est raisonnable mais la méthode n'aura aucun effet sur les écrevisses invasives.

Finalement, l'aérateur, de par l'expertise requise pour l'installation, est une méthode difficilement combinable avec un projet de coopération citoyenne. La machine modifiera également durablement le visuel de l'étang.

4.1.1.14. <u>Les radeaux végétalisés</u>

Les radeaux végétalisés sont des structures flottantes sur lesquels sont installés des végétaux dont les racines trempent dans l'eau, absorbant les nutriments et créant des environnements habitables.

Premièrement, les végétaux absorbent et utilisent une quantité non négligeable de nutriments qui permettraient sur une certaines période de modifier l'état d'eutrophisation d'un plan d'eau en agissant directement sur la source du problème (Chang, Islam, and Wanielista 2012; Stewart et al. 2008; Tanner et al. 2011; White and Cousins 2013).

Ensuite, comme les macrophytes aquatiques de fond, lorsqu'ils sont en quantités suffisantes, les végétaux des radeaux entrent en compétition efficace avec les cyanobactéries et avec les lentilles d'eau en consomant les nutriments mais également en émettant des composés inhibant la croissance de ceux-ci (Colares et al. 2020). Les racines permettent aussi de créer des zones de refuges et de nurseries pour certaines espèces aquatiques qui en manqueraient. Le matelas peut aussi servir au repos et à la nidification de l'avifaune locale. L'installation et les végétaux du radeau ne sont pas très chers.

De plus, plusieurs expériences de radeaux végétalisés ont été réalisés avec une collaboration citoyenne concernant la construction et l'entretien (Paris en 2018, sur la Sambre 2017, Lac de Gravière 2018 (Belgique)). Même si les matériaux doivent être commandés, le montage est relativement facile et peut être entrepris par de petits groupes de volontaires (*e.g.* riverains, scouts, associations écologistes) qui auront l'opportunité d'avoir un impact concret sur l'étang ainsi que de voir le résultat de leur implication tous les jours lors de leur balade quotidienne. Néanmoins elle modifie quand même temporairement le visuel de l'étang.

4.1.1.15. L'utilisation des ballots d'orge et bio-additifs de compétition

À Bruxelles et en Flandre, une méthode a été essayée consistant à jeter des ballots d'orges dans les étangs pour contrer la croissance des cyanobactéries. Cette technique repose sur le principe que les ballots d'orge, en pourrisant au fond de l'eau, produisent des composés chimiques phénolés inhibant la croissance des algues bleues. Similairement à cela, en Thaïlande, des bio-additifs comme l'extrait de paille de riz glutinaux et de jacinthe d'eau à été testé pour tenter le même effet (West-Brabant and NIOO-KNAW 2000; Mazurkiewicz et al. 2020; Ball et al. 2001).

Malheureusement, il semblerait que la méthode des ballots d'orges n'a pas montré de résultats probants et même si l'extrait de riz semble diminuer la quantité de cyanobactéries, la technique pose plusieurs problèmes. Dans le cas des ballots, il semblerait que la décomposition aquatique enrichisse également l'étang en nutriments, ce qui provoque donc un effet contradictoire. De plus, pour les bio-additifs, les quantités devraient être très importantes et réitérées régulièrement pour obtenir un effet concret. Cet effet concret pouvant être la mort des cyanobactéries, les quantités de cyanotoxines relachées dans l'eau pourraient également avoir un effet délétère sur l'environnement (Brownlee, Sellner, and Sellner 2003; Prygiel et al. 2011). Les coûts sont heureusement fort réduits mais les impacts externes qui peuvent être causés par cette méthode sont encore hautement incertains. Elle n'aura pas d'effet sur les espèce invasives et modifiera temporairement le visuel d'un étang. Finalement la méthode semble complexe à intégrer à un processus participatif.

Tableau 5 Cote de chaque méthode pour chaque critère sélectionné dans l'analyse multicritère pour les méthodes contre l'eutrophisation. (1) = Très mauvais ; (2) = Mauvais ; (3) = Moyen ; (4) = Bon ; (5) = Très bon.

Méthodes	Manipulation hydromorphologique	Biomanipulation de zooplancton	Biomanipulation des invertébrés phytoplanctivores	Biomanipulation des macrophytes	Biomanipulation des poissons zooplanctivores et benthivores	Biomanipulation d'organismes brouteurs	Biomanipulation de poissons piscivores	Mise en assec	Floculation du phosphore	Curage	Culture des vases	Ultrason	Aérateurs	Radeaux végétalisés	Ballots d'orges et bioadditifs
Efficacité	5	3	3	5	3	5	3	5	3	5	5	1	3	5	1
Temporalité	5	3	5	5	3	1	1	5	3	5	5	1	1	5	1
Proximité de la source	4	4	4	5	2	4	2	5	4	5	5	4	1	5	4
Coûts	1	3	5	5	3	5	5	3	1	3	3	5	3	5	5
Impacts externes	3	3	3	5	3	1	3	3	5	3	1	1	5	5	2
Versatilité	5	1	1	3	1	1	3	3	3	3	3	1	3	3	3
Possibilité de coopération citoyenne	3	1	1	1	3	1	1	1	1	1	5	1	1	5	1
Sauvegarde patrimoniale	1	5	5	3	3	5	5	3	5	3	3	5	1	1	3

4.1.2. Résultats PROMETHEE

L'analyse à l'aide du programme Visual PROMETHEE permet de classer les différentes méthodes par scores. Les scores de φ^+ , φ^- et φ sont indiqués dans le tableau 6. Les φ sont recalculés pour donner une cote sur 10 pour mieux les visualiser.

Tableau 6 Scores des différentes méthodes de gestion selon leurs Phi ainsi qu'avec une cote remise sur 10 classées en ordre décroissant d'efficacité

Méthodes	N^{ullet}	φ	$oldsymbol{arphi}^+$	$\boldsymbol{\varphi}^-$	Score /10
Radeaux végétalisés	1	0,280	0,346	0,066	6,402
Biomanipulation des macrophytes	2	0,280	0,314	0,034	6,402
Mise en assec	3	0,147	0,227	0,08	5,732
Curage des vases	4	0,147	0,227	0,08	5,732
Culture des vases	5	0,119	0,253	0,134	5,598
Biomanipulation des invertébrés phytoplanctivores	6	0,105	0,207	0,102	5,527
Manipulation hydromorphologique	7	0,078	0,239	0,161	5,393
Floculation du phosphore	8	0,025	0,196	0,171	5,125
Biomanipulation d'organismes brouteurs	9	-0,029	0,179	0,208	4,857
Biomanipulation de zooplancton	10	-0,029	0,136	0,165	4,857
Biomanipulation de poissons piscivores	11	-0,179	0,118	0,297	4,107
Ballots d'orges et bioadditifs	12	-0,189	0,1	0,289	4,0535
Biomanipulation des poissons zooplanctivores et benthivores	13	-0,205	0,095	0,3	3,973
Ultrason	14	-0,243	0,107	0,35	3,7855
Aérateurs	15	-0,309	0,105	0,414	3,4555

Les deux méthodes obtenant à égalité le score le plus élevé sont la biomanipulation de macrophytes ainsi que les radeaux végétalisés avec 6,402 sur 10. Deux autres méthodes dépassent le seuil du quartile supérieur (5,66) sont la mise en assec et le curage des vases avec le même score : 5,732. Elles sont suivies de près par la culture des vases avec un score de 5,598 mais qui n'atteint quand même pas le quartile supérieur. Cinq méthodes sont ensuite également considérées comme moyennes à savoir la biomanipulation d'invertébrés phytoplanctivores, la manipulation de l'hydromorphologie, la floculation du phosphore, la biomanipulation d'organismes brouteurs et la biomanipulation de zooplancton (Tableau 6). Enfin les cinq méthodes ayant obtenus des scores inférieurs au quartile inférieur (4,19) sont déconseillées à l'utilisation. Celles-ci comprennent la biomanipulation de poissons piscivores, l'utilisation de ballots d'orges et de bioadditifs, la biomanipulation de poissons zooplanctivores et benthivores, l'utilisation d'ultrason et d'aérateurs (Tableau 6).

La représentation graphique du PROMETHEE Diamant comprend les analyses PROMETHEE I & II. Le φ^+ & le φ^- sont arrangés en axes à 45° à gauche tandis que l'axe vertical vert et rouge représente le flux net φ (Figure 7). Deux méthodes semblent sans équivoques au-dessus des autres, La biomanipulation de macrophytes et le radeau végétalisé. Une préférence n'est néanmoins pas discernable entre les deux. Un groupe assez compact de huit méthodes suit en-dessous. Les cinq méthodes les moins bien cotés se trouvent ensuite en bas du graphique, avec les deux dernières relativement éloignées.

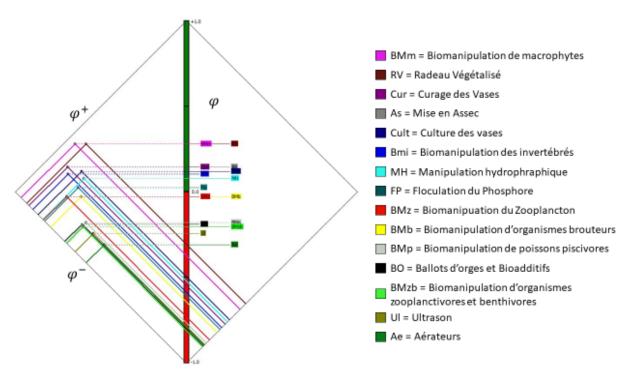


Figure 7 Graphique PROMETHEE diamant qui permet de visualiser la combinaison des analyses PROMETHEE I & II pour les méthodes contre l'eutrophisation

4.1.3. Résultat GAIA

La représentation GAIA (Figure 8) permet de repérer les interactions entre les critères, entres les alternatives ainsi que les relations entre les critères et les alternatives. Les alternatives sont représentées par les carrés colorés, les critères par les droites terminées par un losange et le stick de décision est représenté par la droite rouge épaisse.

Le stick de décision est relativement long ce qui laisse penser que les informations sont suffisantes pour effectuer les décisions, néanmoins ce n'est qu'avec la représentation d'une troisième dimension que la proportion d'informations représentées était supérieure aux 70% requis pour la validité (Brans and Mareschal 2005; 1995).

Trois critères sont regroupés dans le quadrant du stick de décision : l'efficacité, la temporalité et la proximité de la source qui sont tous trois des critères écologiques ce qui représente bien les priorités du décideur. Le quatrième critère écologique, l'impact externe, est néanmoins perpendiculaire aux autres.

Les deux critères économiques (C1 – coût et C2 – versatilité) semblent opposés en direction et perpendiculaire au stick de décision. Le critère de la versatilité est dans le même quadrant que le critère de l'impact externe.

Le critère social S1 (possibilité de coopération citoyenne) semble proche du stick de décision tandis que le critère S2 (sauvegarde patrimoniale) est perpendiculaire à celui-ci et proche du critère C1.

Au niveau des alternatives plusieurs groupes peuvent être distingués:

- Quatre méthodes sont rassemblées dans le quadrant du stick de décision en haut à droite (la mise en assec est cachée car superposée au curage des vases).
- Deux méthodes semblent plus éloignées à la droite du graphique : le radeau végétalisé et la manipulation hydrographique.
- Quatre méthodes sont dans le quadrant supérieur gauche du graphique et dans l'axe des critères de coût et de sauvegarde patrimoniale.
- Cinq méthodes sont finalement dans le quadrant apposé au stick de décision. Dans ceuxci la floculation du phosphore est proche de l'origine et la méthode des aérateurs en est très éloignée.

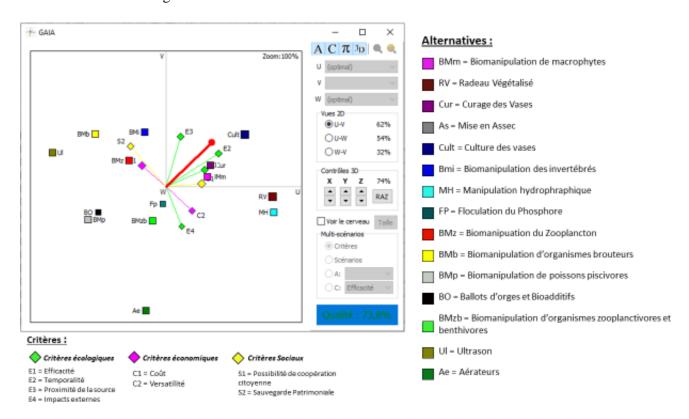


Figure 8 Résultat de l'analyse GAIA en trois dimensions pour les méthodes contre l'eutrophisation.

4.1.4. Analyse de sensibilité – Intervalle de stabilité de poids

L'analyse de sensibilité de programme Visual PROMETHEE permet de visualiser à quel point une modification des poids peut altérer le classement final. Tous les critères sont assez sensibles et peu stables si l'entièreté des alternatives est prise en compte (stabilité entière). Néanmoins, le classement des moins bonnes méthodes est peu intéressant.

Si l'on prend en compte le classement des quatre premières méthodes (dont la cote est supérieure au quartile supérieur), les trois critères écologiques principaux présentent une grande stabilité et peuvent largement varier individuellement sans impacter l'ordre du classement (Tableau 7). Le quatrième critère écologique est beaucoup moins stable avec un intervalle de [10,53% à 30,71%] ne provoquant pas de

changements. Les quatre autres critères semblent très peu stables et plus particulièrement la possibilité de coopération citoyenne.

Les intervalles de stabilité concernant les groupements de critères (écologiques, économiques et sociaux) sont assez retreints. Le groupement des critères écologiques est le plus stable, suivit des critères économiques et finalement des critères sociaux (Tableau 7).

Tableau 7 Intervalles de stabilité partiel des poids de chaque critère et par groupements de critères selon la méthode PROMETHEE, pour que les quatre meilleures alternatives gardent leurs classements.

Type	Critère	Poids Poids minimum		Poids maximum	
		assigné	pour 4 alternatives	pour 4 alternatives	
Écologique	Efficacité	20%	13,36%	100%	
	Proximité de la	20%	0%	100%	
	source				
	Temporalité	15%	0%	100%	
	Impacts externes	15%	10,53%	30,71%	
	Total critères	70%	60,87%	100%	
	écologiques				
Économique	Coûts	10%	0%	16,41%	
	Versatilité	5%	0%	15,68%	
	Total critères	15%	0%	30,89%	
	économiques				
Social	Sauvegarde	10%	0%	10%	
	patrimoniale				
	Possibilité de	5%	5%	7,32%	
	coopération				
	citoyenne				
	Total critères sociaux	15%	0%	20,93%	

4.2. Méthodes contre les écrevisses invasives

4.2.1. Synthèse bibliographique:

Les possibilités de méthodes de gestion contre les écrevisses invasives sont moins nombreuses ce qui n'empêche pas d'observer une certaine variabilité dans les scores liés aux différents critères au tableau 8.

4.2.1.1. Le chaulage

Le chaulage du fond des étangs lors de la mise en assec est une pratique utilisée notamment en région wallonne ou dans la pisciculture. La chaux vive ou éteinte est appliquée sur toute la surface de l'étang et va augmenter significativement le pH du milieu jusqu'à 10 ou 11, empêchant le maintien de toute vie présente. La méthode est donc un biocide total utilisé pour désinfecter les étangs de pathogènes ou de certains organismes indésirables.

Outre la toxicité importante de la chaux pour les personnes qui la manipulent (ce qui exclu la possibilité de coopération citoyenne), introduire un biocide total dans l'environnement l'expose à de gros risques. Des efforts constants doivent être réalisés pour que la chaux ne « s'échappe pas » en aval ou par lessivage en cas de pluie, ce qui pourrait causer de graves dommages aux environnements proches. Additionnellement, la chaux n'est pas sélective et, en plus de détruire les pathogènes, va également

anéantir tout le reste de la vie dans les étangs incluant les propagules de macrophytes indispensables à la reprise d'un écosystème en bonne santé.

Dans le cadre précis de la lutte contre les écrevisses invasives en RBC, les comportements fouisseurs et cryptiques de ces espèces ne permettent pas d'assurer que la chaux pénètre suffisement profondément dans le sol pour éliminer ceux-ci. Et si c'était le cas, les dommages sur le reste de la faune fouisseuse ou sur les équilibres et les composantes des écosytèmes souterrains pourraient être dévastateurs.

Le chaulage induit des risques et des effets secondaires beaucoup trop importants que pour être considérés viables sur le long terme. Les efforts requis ensuite pour retrouver un écosytème en bonne santé seraient aussi considérables, ce qui augmenterait significativement les coûts et la durée de ce type de chantier.

Finalement, la méthode requiert un assec long avec un étang toxique et avec une eau laiteuse, modifiant temporairement le visuel global. Elle n'aura également aucun effet sur la quantité de phosphore dans l'eau.

4.2.1.2. <u>Biomanipulation de prédateurs</u>

La biomanipulation de prédateurs consiste à introduire des prédateurs de la cible dans le milieu pour rétablir un équilibre trophique.

Pour les espèces animales et plus particulièrement les écrevisses les prédateurs varient en fonction de l'âge et de la taille des individus. Les jeunes sont largement prédatés par tous types de poissons, d'oiseaux et de mammifères. Les adultes, eux, ne sont consommés que par de grands prédateurs tels que les brochets (*Esox spp.*), les anguilles (*Anguilla anguilla*), la lotte (*Lota lota*) les hérons (*Adrea spp.*). L'ajout de prédateurs locaux dans le milieu peut se révéler difficile à réaliser efficacement comme pour le stockage de poissons piscivores. Néanmoins, certaines de ces espèces sont menacées par la chasse ou la pêche et la diminution de la pression sur ces prédateurs est indispensable à un maintien de populations convenables et à un équilibre trophique sain (Hein, Vander Zanden, and Magnuson 2007).

Rééquilibrer les chaines trophiques pour contrôler les écrevisses invasives s'est avéré efficace sur le long terme si combiné avec des captures (Frutiger and Müller 2002; Aquiloni et al. 2010).

La méthode s'attaque directemet aux écrevisses mais n'aura pas d'impact sur l'eutrophisation. Les coûts de cette méthode sont dépendants des quantités requises sur le long terme pour rééquilibrer les écosystèmes qui découlent de l'état de la chaine trophique. Les espèces choisies n'ont pas toujours un régime strict pour les cibles et la spécificité n'est pas assurée (Poulet 2014).

Finalement, la méthode implique également une diminution de la pression de pêche sur les prédateurs et ne modifie jamais le visuel global de l'étang.

4.2.1.3. Biomanipulation directe des cibles

La biomanipulation directe des cibles consiste en la capture directe des cibles manuellement.

La pêche électrique présente une efficacité relativement faible étant donné les comportements fouisseurs de cette espèce qui, une fois enterrée, sera à l'abris des chocs, cette technique est également très peu sélective et pourra tuer des individus d'espèces locales et fragiles (Aquiloni et al. 2009).

Le retrait par mise en assec peut également poser des problèmes étant donné la grande résistance à la dessication que présentent ces espèces. La pèche à la main peut-être très complexe et présente des taux d'efficacité très faibles.

Finalement, la pêche par pièges semble être la plus efficace. Il est important de diversifier les types de pièges lors de ces tentatives. Car si les pièges cylindriques classiquement utilisés pour les écrevisses semblent efficaces, ils ne pourront capturer que les individus adultes sans impacter les jeunes qui forment pourtant souvent la majorité des populations. La combinaison avec l'utilisation de filets à mailles fines semble porter ses fruit sur la capture d'écrevisses jeunes en combinaison avec les pièges cylindriques (Garciá-De-Lomas, Dana, and González 2020; Hein, Vander Zanden, and Magnuson 2007; Aquiloni et al. 2009; Freeman et al. 2010; Hansen et al. 2013).

La méthode s'est donc révélée efficace et proche de la source du problème mais demande que le processus soit répété régulièrement pour obtenir un effet à long-terme. Le matériel est souvent simple d'utilisation, peu cher et n'altère pas le visuel de l'étang.

Finalement, l'utilisation de filets et de pièges permet de contrôler également les lentilles d'eau mais entraine aussi le risque de capturer d'autres organismes plus fragiles des écosystèmes (Poulet 2014).

4.2.1.4. Contrôle génétique des populations

Le contrôle génétique des populations consiste à introduire des individus stériles mais encore compétitifs sexuellement dans les populations pour diminuer la qualité et la quantités des générations suivantes.

Dans le cas de la stérilisation physique d'individus, un endomagement partiel des organes reproducteurs mâles est considéré. Ceux-ci auront plus de mal à se reproduire et produiront une descendance infertile ou non viable (SMRT : Sterile Males Release Technique). La manipulation se fait soit par ionisation des gonades, soit par ablation du gonopode. Ceci n'empêche pas la reproduction en elle-même mais diminue grandement le taux de réussite de la reproduction (Aquiloni et al. 2009).

La modification génétique de femelles pour qu'elles n'engendrent plus que des mâles provoque un biais mâle/femelle très important menant à une déstabilisation et une réduction de l'effectif de la population (Savaya et al. 2020).

Ces méthodes ont l'avantage d'être très spécifiques, n'ayant pas d'impact sur d'autres espèces. Elles permettent aussi de ne pas ajouter d'intrants externes aux écosytèmes.

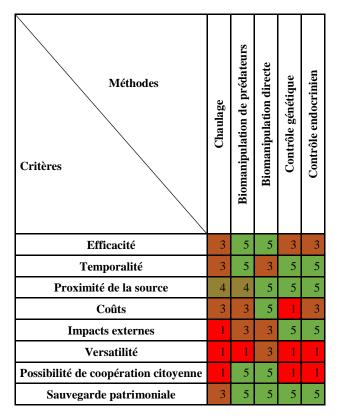
Malheureusement, ces méthodes sont encore expérimentales et leur efficacité réelle est encore peu connue. De plus, l'expertise nécessaire au prélèvement, à la reconnaissance, à la modification et au relâchement des individus est assez précise et demanderait des coûts initiaux relativement élevés.

4.2.1.5. Contrôle endrocrinien des populations

La perturbation hormonale des individus par ajout de phéromones sexuels permet de modifier les comportements reproducteurs et migratoires des individus et peut mener à un effondrement des effectifs des populations. L'efficacité de telles techniques pour d'autres organismes s'est déjà révélée importante mais n'a pas encore été démontrée sur les écrevisses américaines (Poulet 2014).

Les phéromones sont des composés très spécifiques vis-à-vis des espèces mais leur structure chimique n'est pas encore entièrement connue (Manfrin et al. 2019). Finalement la méthode n'altère pas le visuel de l'étang mais implique une expertise avancée de manipulation.

Tableau 8 Cote de chaque méthode pour chaque critère sélectionné dans l'analyse multicritère pour les méthodes de lutte contre les écrevisses invasives



4.2.2. Résultats PROMETHEE

L'analyse à l'aide du programme Visual PROMETHEE permet de classer les différentes méthodes par scores. Les scores de φ^+ , φ^- et φ sont indiqués dans le tableau 9. Les φ sont recalculés pour donner une cote sur 10 comme indicateurs.

Actions	N°	φ	$oldsymbol{arphi}^+$	$oldsymbol{arphi}^+$	cote sur 10
Biomanipulation direct des cibles	1	0,3125	0,5	0,1875	6,5625
Biomanipulation des prédateurs	2	0,1125	0,375	0,2625	5,5625
Contrôle génétique	3	0,1	0,3125	0,2125	5,5
Contrôle Endocrinien	4	0,1	0,3125	0,2125	5,5
Chaulage	5	-0,625	0,05	0,675	1,875

Tableau 9 Scores des différentes méthodes de gestion selon leurs φ^+ , φ^- et φ ainsi qu'avec une cote remise sur 10

La méthode obtenant le score le plus élevé est la biomanipulation directe des cibles avec un score de 6,56 sur 10. Trois méthodes suivent ensuite avec des scores très proches : la biomanipulation des prédateurs, le contrôle génétique et le contrôle endocrinien avec respectivement des scores de 5,56 ; 5,5 et 5,5. Finalement le chaulage est largement derrière avec un score de 1,875.

La représentation graphique du PROMETHEE Diamant comprend les analyses PROMETHEE I & II. Le φ^+ & le φ^- sont arrangés en axes à 45° à gauche tandis que l'axe vertical vert et rouge représente le flux net φ (Figure 9). La biomanipulation est largement visible au-dessus des autres. Les trois suivantes sont très proches et le contrôle génétique et le contrôle endocrinien sont d'ailleurs confondus sur le graphique. Le chaulage est visiblement largement en dessous des autres.

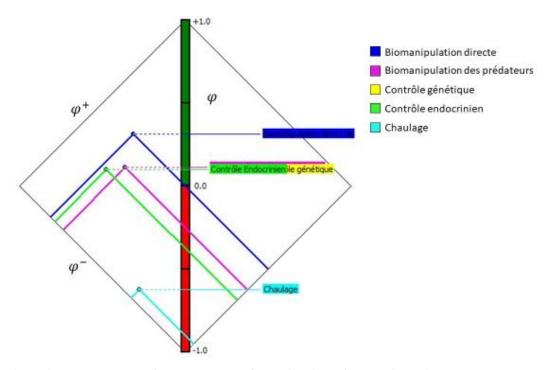


Figure 9 Graphique PROMETHEE diamant qui permet de visualiser la combinaison des analyses PROMETHEE I & II pour les méthodes contre les écrevisses invasives. Le Contrôle génétique et le contrôle endocrinien sont superposés.

4.2.3. Résultat GAIA

Dans la représentation GAIA (Figure 10), les alternatives sont représentées par les carrés colorés, les critères par les droites terminées par un losange et le stick de décision est représenté par la droite rouge épaisse.

Le stick de décision est relativement long ce qui laisse penser que les informations sont suffisantes pour effectuer les décisions (Brans and Mareschal 1995). Avec la représentation en deux dimensions, la proportion d'informations représentées était suffisante (84,6%) pour la validité du graphique (70% requis selon (Brans and Mareschal 2005)).

Aucun critère ne présente une direction opposée au stick de décision, seuls la temporalité et le coût semblent être perpendiculaires à celui-ci.

Quatre critères semblent être regroupés dans le quadrant supérieur gauche (E2, E3, E4 et S2). Dans les quatre critères, regroupés dans le quadrant supérieur droit, trois sont exactement dans le même axe : E1, S1 et C2 (Figure 10).

Au niveau des alternatives trois groupes peuvent être distingués :

- La biomanipulation directe et la biomanipulation des prédateurs (méthodes classées meilleures), se trouvent dans la partie supérieure droite alors que le stick de décision est orienté légèrement vers la gauche.
- Les contrôles génétique et endocrinien sont confondus et dans la partie supérieure gauche du graphique, opposés aux deux premières.
- Le chaulage se trouve très loin en bas et en opposition avec le stick de décision.

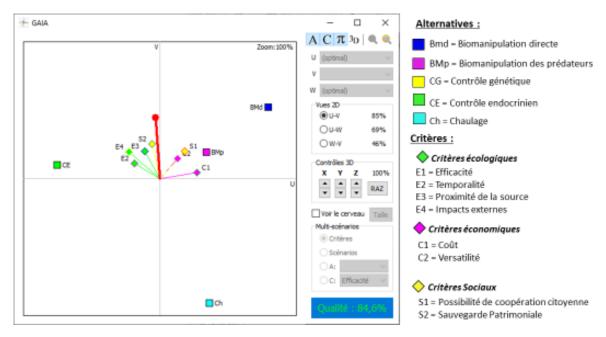


Figure 10 Résultat de l'analyse GAIA pour les méthodes contre les écrevisses invasives. Le critère E1 est superposé au critère S1et l'alternative CG est superposée à l'alternative CE.

4.2.4. <u>Analyse de sensibilité – Intervalle de stabilité de poids</u>

Le tableau 10 révèle que pour la stabilité entière, quatre critères sont très stables (efficacité, versatilité, sauvegarde patrimoniale et coopération citoyenne). Le critère de coût est moins stable. Les trois autres critères écologiques sont encore moins stables pour conserver le classement complet. Le poids du

groupement des critères écologique ne peut pas être fort augmenté sans modifier le classement à l'inverse des critères économiques et sociaux qui, eux ne peuvent pas être fortement diminués.

Si l'on prend en compte le classement de la meilleure méthode de gestion alternative, tous les critères sauf un, présentent une grande stabilité et peuvent largement varier sans impacter l'ordre du classement. Le critère de la temporalité garde une stabilité relativement faible par rapport aux autres [0%-29,9%]. Le poids du groupement des critères écologiques ne peut pas être fortement augmenté sans changer le classement. Ce constat vaut pour le classement total et le classement de la première méthode mais l'intervalle est plus restreint pour le classement total. Les deux autres groupements sont néanmoins très stables.

Tableau 10 Intervalles de stabilité partiel des poids de chaque critère et par groupements de critères selon la méthode PROMETHEE, pour que les quatre meilleures méthodes de gestion alternatives gardent leurs classements puis pour que les 2 meilleures gardent leurs classement

Туре	Critère	Poids	Poids minimum	Poids maximum	Poids minimum pour la première	Poids maximum pour la première
Écologique	Efficacité	20%	19,99%	100%	3,61%	100%
	Proximité de la source	20%	4,76%	20,79%	4,76%	100%
	Temporalité	15%	0%	26,72%	0%	29,9%
	Impacts externes	15%	0%	16,05%	0%	100%
	Total critères écologiques	70%	0%	71,65%	0%	88,89%
Économique	Coûts	10%	8,86%	47,83%	0%	100%
_	Versatilité	5%	0%	100%	0%	100%
	Total critère économiques	15%	13,38%	59,28%	1,82%	100%
Social	Sauvegarde patrimoniale	10%	0%	100%	0%	100%
	Possibilité de coopération citoyenne	5%	4,04%	100%	0%	100%
	Total critères sociaux	15%	12,37%	100%	0%	100%

4.3. Essai pratique d'une méthode de gestion en RBC : les pièges à écrevisses

Sur les trois dates auxquelles douze pièges ont été disposés à chaque fois dans les étangs : aucune écrevisse n'a été capturée (Tableau 11).

Tableau 11 Dates, conditions météorologiques et températures pour la pose et la levée des pièges ainsi que le nombre d'écrevisses attrapées.

Pose			Relève						
Date	Heure	Conditions météo	Température moyenne	Date	Heure	Conditions météo	Température moyenne	N° d'individus Grand Mellaerts	N° d'individus Petit Mellaerts
06/04/	15h-	Forte Neige	1°C	07/04/2	10h-	Faible neige	0°C	0	0
2021	16h30			021	11h				
14/04/	15h-16h	Légèrement	7°C	15/04/2	10h-	Nuageux	1°C	0	0
2021		pluvieux		021	10h30	-			
29/04/	15h-16h	Légèrement	9°C	30/04/2	10h-	Nuageux	10°C	0	0
2021		pluvieux		021	10h30	-			

5. Discussion:

La mise en place des méthodes de gestion varie très largement. Certaines méthodes sont très récentes et pour celles-ci, peu de résultats sont actuellement disponibles pour appréhender leur efficacité. D'autres sont à l'inverse fort anciennes et sont tellement incluses dans les plans de gestion que leur efficacité n'est malheureusement plus remise en cause.

5.1. Méthodes contre l'eutrophisation :

5.1.1. Classement PROMETHEE

Le classement PROMETHEE nous permet d'avoir une idée de la comparaison de l'efficacité des méthodes selon un point de vue précis qui est, dans ce cas, celui de Bruxelles Environnement.

Les radeaux végétalisés et la biomanipulation de macrophytes sont les méthodes qui ressortent en premier du classement dans notre étude.

5.1.1.1. Le radeau végétalisé

Les radeaux végétalisés peuvent être utilisés pour le traitement d'une grande variété de polluants et une grande variété de type de pièces d'eau ou d'eaux courantes (R. Sharma, Vymazal, and Malaviya 2021). Associée à un prix relativement bas et une capacité à ne pas être affectée par des modifications du niveau de l'eau, la méthode est souvent considérée comme la phytotechnologie la plus convenable et durable (H. Zhang et al. 2021; Rigotti, Pasqualini, and Rodrigues 2020). La méthode est déjà utilisée notamment dans le corridor fluvial du Saint-Laurent (Canada) avec une amélioration de l'habitat (Comité ZIP des Seigneuries 2017) à Auckland (Nouvelle-Zélande) avec une amélioration de la qualité de l'eau (Headley and Tanner 2007; Borne, Fassmana, and Tanner 2013) et au nord de l'Italie avec une amélioration de la qualité de l'eau également (Barco and Borin 2020). À Bruxelles, deux projets de radeaux sont prévus dans les mois à venir : sur le canal et sur l'étang des Pêcheries à Boitsfort (R. Bocquet, Bruxelles Environnement, comm. personnelle, 2021).

5.1.1.2. <u>La biomanipulation de macrophytes</u>

L'importance prédominante des macrophytes dans la régulation et la résilience des écosystèmes des étangs n'est plus à prouver (Peretyatko, Symoens, and Triest 2007; Hansson et al. 1998; Peretyatko et al. 2009; Srivastava, Gupta, and Chandra 2008). Des plantations de macrophytes ont notamment été utilisées largement dans le monde, principalement en complément de biomanipulation de poissons dans l'étang de Dongen (Pays-Bas) combiné également avec un curage et avec une amélioration de la qualité de l'eau (G. Waajen et al. 2016a) et dans le lac Dongpo (Chine) avec une amélioration de la qualité de l'eau et de la biodiversité (Chen et al. 2020). La méthode est également utilisée à Bruxelles, et notamment à l'étang du Grand Mellaerts, mais les résultats ne sont pas encore significatifs (R. Bocquet, Bruxelles Environnement, comm. personnelle, 2021).

5.1.1.3. La mise en assec

La mise en assec est classée en 3ème position à Bruxelles. Elle est utilisée ailleurs pour son efficacité ou dans les étangs piscicoles pour récolter la production et entretenir les étangs (Banas et al. 2011). La méthode est appliquée notamment dans la Dombe et le domaine de Lindre (France) avec une amélioration de la qualité de l'eau (Reynaud-Beauverie 1935; Banas et al. 2011) et à Aurora (Ontario-Canada) avec une amélioration de la biodiversité (Lumsden, Thomas, and Robinson 2017). Elle requiert pourtant des mesures et attentions particulières afin d'avoir un réel effet à long-terme. Les impacts de l'assec sur l'ensemble de l'écosystème également sont encore mal connus (Van Wichelen et al. 2007; Lumsden, Thomas, and Robinson 2017; Peretyatko et al. 2012). La mise en assec est utilisée de manière très régulière dans les étangs à Bruxelles (R. Bocquet, Bruxelles Environnement, comm. personnelle, 2021).

5.1.1.4. <u>Le curage des vases</u>

Le curage est classé au même rang que la mise en assec à Bruxelles. La méthode est utilisée sous eau ou en complément de l'assec quand les vases se sont accumulées en grande quantité dans l'étang et/ou quand elles sont chargées en polluants divers. L'impact se voit sur du long terme (5-10 ans) si l'apport externe en nutriments est réduit (Cao et al. 2007; Liu et al. 2016; Kleeberg and Kohl 1999; Yu et al. 2017). Néanmoins, les impacts négatifs sur certaines communautés biotiques sont également encore mal connus, notamment sur les propagules de macrophytes, indispensables à la santé des étangs (Manap and Voulvoulis 2016; Gustavson et al. 2008; Fan et al. 2004; Van der Does et al. 1992; Zhou et al. 2021; Zhong et al. 2021). La méthode est utilisée notamment au lac Chain (Colombie Britannique) avec une amélioration de la qualité de l'eau (Murphy et al. 1999) et aux lacs Baiyangdian et Taihu (Chine) avec une amélioration de la qualité de l'eau (Zhou et al. 2021; Cao et al. 2007). À Bruxelles, le curage est une méthode qui est appliquée avec succès apparent environ tous les 5 ans aux étangs montrant des problèmes d'eutrophisation (R. Bocquet, Bruxelles Environnement, comm. personnelle, 2021).

5.1.1.5. La culture des vases

La culture des vases est en 5ème position à Bruxelles. C'est également une pratique historique qui était associée à l'assec (Banas et al. 2011). La phytoremédiation est une méthode de dépollution qui est de plus en plus utilisée (Pilon-Smits 2005; E. D. Roy 2017). Son utilisation pour traiter les pollutions dans la vase des étangs n'a été envisagée que récemment et la méthode est encore rarement utilisée mais elle a quand même été appliquée notamment dans la Dombe (France) en utilisation historique (Bérard 1982) ou dans l'étang Hua-jia-chi (Chine) avec une amélioration de la qualité de l'eau (Xiang, Xiao-E., and Rengel 2009). À Bruxelles, un projet est envisagé pour 2021 (R. Bocquet, Bruxelles Environnement, comm. personnelle, 2021).

5.1.1.6. <u>La biomanipulation des invertébrés phytoplanctivores</u>

La biomanipulation des invertébrés phytoplanctivores est en 6^{ème} position à Bruxelles. L'utilisation de la méthode varie en fonction des espèces utilisées qui dépendent elles-mêmes de la salinité des pièces d'eau. Elle est utilisée notamment à Breda (Pays-Bas) avec une augmentation de la qualité de l'eau (G.

W. A. M. Waajen et al. 2016) et dans la mer Baltique avec des résultats mitigés (Kotta et al. 2020). Des moules d'eau douce vivent dans certains étangs bruxellois mais aucune manipulation n'a encore été faite pour renforcer leurs populations (R. Bocquet, Bruxelles Environnement, comm. personnelle, 2021).

5.1.1.7. <u>La manipulation hydrographique</u>

La manipulation hydrographique arrive en 7ème position à Bruxelles. La méthode est largement utilisée surtout quand il n'y a pas de conflits avec la sauvegarde patrimoniale. Ces conflits sont malheureusement courants à Bruxelles. Elle est d'ailleurs appliquée notamment dans plusieurs endroits du lac Erie et de la rivière Detroit (USA & Canada) avec des résultats généralement positif pour l'amélioration des écosystèmes (Hartig, Zarull, and Cook 2011) dans le haut port de New-York (USA) avec une amélioration de la biodiversité (Grothues and Able 2020) ou encore sur la rivière Saint-Clair (Canada) avec une amélioration de la biodiversité (Caulk et al. 2000). À Bruxelles, la Senne est progressivement remise à ciel ouvert et ses berges végétalisées (R. Bocquet, Bruxelles Environnement, comm. personnelle, 2021).

5.1.1.8. <u>La floculation du phosphore</u>

La floculation du phosphore est en 8ème position à Bruxelles. La méthode est utilisée dans d'autres régions du monde en combinaison avec d'autres méthodes (*e.g.* curage) car elle ne semble pas être efficace seule. Elle est appliquée notamment dans un étang à Heesch (Pays-Bas) avec des résultats mitigés (Lürling et al. 2017), au lac Niguel Laguna (Californie – USA) avec une amélioration de la qualité de l'eau (Bishop et al. 2014) et au lac Swan (Toronto – Canada) avec une amélioration de la qualité de l'eau après deux ans de traitement (Nürnberg and LaZerte 2016). Un essai à Bruxelles n'a pas montré de résultats, probablement à cause de problèmes de dosages (R. Bocquet, Bruxelles Environnement, comm. personnelle, 2021).

5.1.1.9. La biomanipulation d'organismes brouteurs

La biomanipulation d'organismes brouteurs arrive en 9ème position. La méthode était souvent utilisée avant que les gestionnaires ne soient inquiétés des risques d'invasions ou quand la pièce d'eau est isolée (*i.e.* qu'elle n'a pas de connectivité permettant la migration d'individus vers d'autres écosystèmes aquatiques voisins). Elle a notamment été appliquée en Floride (États-Unis) pour contrôler efficacement une plante invasive (Leslie, Nall, and Van Dyke 1983) ou à Oxford (Royaume-Uni) avec les mêmes résultats (Stott and Robson 1970). L'application avec d'autres types d'espèces (locales ou d'autres règnes : invertébrés ou oiseaux) est encore très peu expérimentée dans les environnements naturels. Un essai d'introduction de carpes argentées à Bruxelles est envisagé dans un étang en bout de course (dont le débit externe se jette à l'égout) (R. Bocquet, Bruxelles Environnement, comm. personnelle, 2021).

5.1.1.10. La biomanipulation de zooplancton

La biomanipulation de zooplancton, pour contrôler le phytoplancton, est peu utilisée car les quantités d'individus requis pour stabiliser les populations sont complexes à calculer et à maintenir (Ha et al. 2013; Theiss, Zielinski, and Lang 1990). La biomanipulation d'un autre niveau trophique est souvent

préférée. Elle a été testée notamment dans l'étang du parc Gewerbe (Regensburg-Allemagne) avec des résultats mitigés (Theiss, Zielinski, and Lang 1990), au lac Shirakaba (Japon) avec une amélioration de la qualité de l'eau sur du court terme (Ha et al. 2013) et au lac Blankaart (Flandre-Occidentale – Belgique) avec peu de résultats (Degans and De Meester 2002).

5.1.1.11. <u>La biomanipulation de poissons piscivores</u>

La biomanipulation de poissons piscivores est parfois utilisée après le retrait total des poissons dans de larges pièces d'eau pour contrôler et freiner le potentiel de développement de ces populations. La méthode montre des résultats quand les espèces introduites sont variées et quand elle est associée à d'autres méthodes (e.g. assec, plantation de macrophytes), car il est difficile de maintenir les populations (Seda, Hejzlar, and Kubecka 2000; Michaletz 2020). Elle a néanmoins été appliquée dans un lac à Gräfenhain (Allemagne) avec des résultats mitigés (J. Benndorf et al. 2000), dans des réservoirs proches de Prague (République tchèque) sans résultats significatifs (Seda, Hejzlar, and Kubecka 2000) ou dans le réservoir de Bautzen (Allemagne) avec des résultats mitigés (Dörner and Benndorf 2003). A Bruxelles, l'introduction de brochet a été réalisé dans plusieurs étangs en 2008 et 2010 sans résultat probant (Backer, Teissier, and Peretyatko 2011).

5.1.1.12. <u>Les ballots d'orges</u>

Les ballots d'orges est une méthode qui a été peu utilisée et qui n'a pas montré beaucoup de résultats probants (Ball et al. 2001; Brownlee, Sellner, and Sellner 2003; Prygiel et al. 2011). Elle a néanmoins été testée au plan d'eau du Quesnoy (France) sans résultats probants (Prygiel et al. 2011). Un essai a été réalisé dans un étang bruxellois sans résultat (R. Bocquet, Bruxelles Environnement, comm. personnelle, 2021).

5.1.1.13. <u>La biomanipulation de poissons zooplanctivores et benthivores</u>

La biomanipulation des poissons zooplanctivores et benthivores se fait souvent quand ces populations sont surnuméraires dans le milieu et impactent négativement l'environnement. Utilisée seule, elle ne permet pas un maintien durable d'une bonne qualité de l'eau et c'est principalement pour ça qu'elle est classée si bas dans le classement (Peretyatko et al. 2012; DeMelo, France, and McQueen 1992). Elle a néanmoins été appliquée, combinée avec d'autres méthodes (e.g. plantation de macrophytes, biomanipulation de poissons piscivores) au lac Bleiswijkse Zoom (Pays-Bas) avec des résultats relativement bons (en combinaisons avec d'autres biomanipulations) (M. L. Meijer 2000) ou à l'étang Velky Bolevecky (Plzen, République tchèque) avec de bons résultats mais combiné avec de la floculation de phosphore, l'introduction de prédateurs et la plantation de macrophytes (Jůza et al. 2019). La méthode a pu montrer des résultats à Bruxelles lorsqu'elle était combinée à une surveillance attentive et à une aide pour le développement des macrophytes (Triest, Stiers, and Van Onsem 2016; Peretyatko et al. 2009; Backer, Teissier, and Peretyatko 2011).

5.1.1.14. Les ultrasons

Les ultrasons sont utilisés couramment contre différents microorganismes (Phull et al. 1997). Néanmoins, la lyse des cyanobactéries relâcherait des toxines qui impacteraient lourdement l'environnement, la méthode n'est donc pas utilisée (Leclercq et al. 2014; Lee, Nakand, and Matsumara 2010; Rajasekhar et al. 2012). Un essai a néanmoins été réalisé in situ au lac Senba (Japon) avec un succès relatif mais combiné à une aération et à un augmentation du débit de l'eau (Nakano, Lee Jong, and Matsumura 2001).

5.1.1.15. Les aérateurs

Les aérateurs sont principalement utilisés pour oxygéner l'eau des bassins d'aquacultures (Boyd 1998; S. M. Roy et al. 2021). Pour la gestion des plans d'eau naturels, l'efficacité est moindre et la méthode demande une profondeur minimale pour être applicable, généralement non-atteinte dans les étangs bruxellois (Barroin 1999). Elle n'est pas non plus une méthode durable puisqu'elle n'influence pas le taux de nutriments dans les étangs. La méthode est néanmoins utilisée au réservoir Shibianyu (Chine) avec une diminution de cyanobactéries limitée dans les zones proches de l'aérateur (Ma, Huang, and Li 2015) et dans des étang à West Bank (Palestine) avec des effets mitigés (Al-Sàed 2007) et dans le lac Nieuwe Meer (Pays-Bas) avec une diminution notable des cyanobactéries mais avec une profondeur de la pièce d'eau de 18m à 30m (bien supérieure à la moyenne des étangs bruxellois) (Visser et al. 1996). À Bruxelles, il y a des aérateurs notamment dans les étangs d'Ixelles et dans les étangs du bois de la Cambre mais ceux-ci présentent toujours des efflorescences de cyanobactéries (R. Bocquet, Bruxelles Environnement, comm. personnelle, 2021).

5.1.2. Représentation GAIA

Le **Stick de décision** est environ dans la même direction que trois des quatre critères écologiques (Figure 8). La représentation semble néanmoins différer du classement PROMETHEE. La méthode qui semble être le plus dans l'axe est la culture des vases qui est pourtant en 5^{ème} position du classement. Il ne faut néanmoins pas oublier qu'il y a une perte d'informations lors de la transformation en représentation graphique et que celle-ci a dû être réalisée en trois dimensions pour obtenir les 70% d'informations requis à sa validité. Il est d'ailleurs possible que la représentation GAIA semble différer du classement PROMETHEE II à cause de cette perte d'informations (Hayez, Mareschal, and De Smet 2009). Les tendances sont tout de même facilement visibles et permettent une comparaison spatiale des critères et des alternatives.

Critères liés

Deux des quatre critères écologiques, l'efficacité et la temporalité, semblent fortement liés. En effet, il pourrait être déduit qu'une méthode efficace verra son effet se prolonger sur du long terme puisqu'elle permettra à l'écosystème de se stabiliser par lui-même.

Le critère de l'efficacité semble être lié à la possibilité de coopération citoyenne. En général, une méthode est mauvaise pour la coopération citoyenne quand elle demande du matériel ou de l'expertise trop complexe à utiliser par le public. Les méthodes plus « simples » seraient donc les méthodes qui comptabiliseraient les meilleurs résultats également pour l'efficacité.

Le coût et la sauvegarde patrimoniale semblent également liés. Ce lien pourrait induire que les mauvais scores concernant la sauvegarde patrimoniale sont souvent associés à des chantiers de transformations lourds qui auront tendance à coûter cher.

Critères non liés

Un seul critère écologique est perpendiculaire et donc non lié aux autres, l'impact externe, ce qui est étonnant au premier abord. Une méthode pourrait néanmoins être efficace à long terme et proche de la source pour une problématique précise et dans un écosystème précis mais pourrait impacter négativement les écosystèmes voisins ou d'autres composantes de l'écosystème encore incompris tout en gardant un résultat visuel relativement bon.

Les critères de l'efficacité et de la temporalité ne sont pas liés au coût, à la versatilité ni à la sauvegarde patrimoniale. Cette relation pourrait induire que les méthodes ne doivent pas forcément être chères, impliquer plusieurs problématiques et respecter les caractéristiques patrimoniales de l'étang pour être efficaces.

Critères opposés

La versatilité et l'impact externe sont opposés au coût ; si l'on veut une méthode versatile et sans impact externe, elle sera surement plus lourde en terme d'application et donc plus chère.

Alternatives groupées

L'assec, le curage et la biomanipulation de macrophytes sont très proches sur la représentation graphique. Ces trois méthodes bien classées sont comparables car elles demandent toutes un assec. La culture des vases est plus éloignée principalement car elle est plus facile à envisager dans un processus de coopération citoyenne.

Le radeau végétalisé et la manipulation hydrographique sont proches dans la représentation GAIA mais relativement éloignés dans le classement (respectivement 1^{er} et 7^{ème}). Ce rapprochement pourrait être dû aux transformations du visuel de l'étang qui affectent négativement le classement des deux méthodes (critère de sauvegarde patrimoniale). Il pourrait également être dû à la distorsion de la perte d'information qui les rapproche autant et qui éloigne le radeau du stick de décision. La représentation GAIA observés selon différentes positions des axes diminues la quantité d'informations mais permet de vérifier que ces alternatives ne sont pas si rapprochées dans l'espace (Voir Annexe 1).

La biomanipulation de poissons piscivores et l'utilisation de ballots d'orges sont proches sur le graphique. Ce groupement est sans doute dû au manque d'efficacité qui démarque l'utilisation individuelle de ces méthodes.

Il faut considérer qu'il y a beaucoup de critères et beaucoup d'alternatives variés, la proportion d'informations retenue est donc moindre et a demandé la représentation d'une 3ème dimension. Ces deux paramètres font que certaines méthodes ne semblent pas exactement être placées selon le classement PROMETHEE.

5.1.3. Analyse de sensibilités et limites

Les critères d'efficacité, de la proximité de la source et de la temporalité sont très stables tandis que les autres critères sont très sensibles pour le classement des quatre premières. La grande sensibilité de ces critères induit que le classement est peu stable. Si le décideur octroyait une plus grande importance à ces critères, le classement en serait fortement modifié.

Quand les critères sont regroupés en catégories (écologiques, économiques et sociaux), ces caractéristiques peuvent être repérées : Les poids des critères écologiques ne peuvent pas être fortement diminués et les poids des critères économiques et sociaux ne peuvent pas être fortement augmentés sans modifier le classement des meilleures méthodes (Figure 11).

Cette faible stabilité indique que le classement pourrait être très différent si cette problématique était abordée d'un point de vue qui favoriserait plus les critères sociaux ou économiques. Il est important donc de considérer ces résultats dans le contexte qui leur sont propres avec les priorités écologiques du décideur. Ils ne sont en aucun cas universels.

Il ne faut pas non plus nier l'existence d'imprécisions dans les données liées potentiellement aux choix dans les critères et à une éventuelle subjectivité due aux échelles qualitatives. Ces paramètres n'ont pas pu être investigués faute de temps et de possibilités avec le programme. Ces incertitudes devraient néanmoins se répercuter sur toutes les méthodes et donc ne pas trop affecter le classement total.

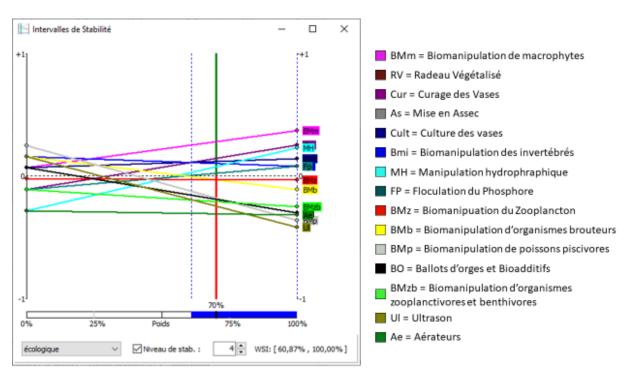


Figure 11 Représentation graphique de l'intervalle de stabilité (droites verticales pointillées et ligne horizontale bleu en dessous) pour le groupe des critères écologique dans lequel le classement des quatre premières méthodes reste constant pour l'eutrophisation. La droite verte et rouge représente le classement PROMETHEE II avec les poids assignés dans cette étude, le placement des méthodes à gauche indique le classement si le poids de ce groupe était fixé à 0% et à droite, le classement si le poids était mis à 100%.

5.2. Méthodes contre les écrevisses invasives

5.2.1. Classement PROMETHEE

5.2.1.1. La biomanipulation directe des cibles

La capture directe des espèces invasives est la méthode qui arrive en tête de classement. C'est la méthode la plus simple d'application. Néanmoins les résultats sont souvent mitigés et demandent un effort sur la durée. Elle semble se hisser au classement moins par sa supériorité que par les désavantages des autres méthodes. Selon la taille de l'étang, l'effort requis pour la pèche peut aussi être surdimensionné. La méthode est utilisée notamment au lac Sparkling (Wisconsin – USA) avec des effets positifs combiné avec une intensification de la prédation (Hein et al. 2006), dans des étangs à Conil de la Frontera (Espagne) avec des effets encourageants et combiné avec une capture des jeunes au filet (Garciá-De-Lomas, Dana, and González 2020) et dans le marais de Brière (France) avec une réductions raisonnable des populations (J Paillisson, Soudieux, and Damien 2011). À Bruxelles, c'est la méthode qui a été sélectionnée et un essai a été réalisé dans cette étude. Le projet Life Riparias, qui s'occupe de la mise sur pied d'une action rapide et intégrée contre les espèces exotiques invasives à Bruxelles, a également prévu d'installer 150 pièges à écrevisses dans les étangs, en juillet-août 2021 (X. Vermeersch, Bruxelles Environnement, comm. personnelle, 2021).

5.2.1.2. <u>La biomanipulation de prédateurs</u>

La manipulation de prédateurs arrive en second. C'est une méthode qui est souvent combinée avec le piégeage pour les espèces invasives aquatiques. Le principal défaut est le nombre d'individus

nécessaires pour obtenir un résultat pérenne est souvent complexe à déterminer. Les exemples d'invasion de prédateurs sont légion et la sélection des organismes doit être faite avec beaucoup de soin. Les étangs bruxellois sont également petits et contiennent très peu de prédateurs naturels. La méthode est utilisée notamment dans l'étang Schuebelweiher (Suisse) combiné a des pièges et avec des résultats mitigés (Frutiger and Müller 2002), au lac Sparkling (USA) combiné à des pièges et avec des résultats variables (Hein, Vander Zanden, and Magnuson 2007), près de Parme (Italie) avec des résultats mitigés (Aquiloni et al. 2010) et dans l'étang Pisci-Sud (Camargue – France) avec de bons résultats mais pas d'éradication (Musseau et al. 2015).

5.2.1.3. Contrôle génétique et endocrinien

Les contrôles génétique et endocrinien des écrevisses invasives arrivent à égalité en 3ème position. Ces méthodes sont relativement récentes. L'efficacité de ces méthodes a déjà été observée pour d'autres règnes animaux (*e.g.* moustiques (Alphey 2014), fourmis (Nishisue et al. 2010) ou crapaud (Hagman and Shine 2009)). Néanmoins le développement et l'application sont relativement longs et très peu d'études ont déjà pu prouver l'efficacité de ces méthodes pour les écrevisses dans des conditions réelles. L'utilisation de phéromones dans des pièges a néanmoins été testée avec des espèces d'écrevisses différentes et avec des résultats mitigés aux Royaume-Unis (Stebbing et al. 2003) ou à Padule di Fucecchio (Italie) (Aquiloni and Gherardi 2010).

5.2.1.4. <u>Le chaulage</u>

Le chaulage est la moins bonne méthode selon le classement. C'est une méthode largement connue et utilisée dans le monde agricole. Les connaissances récentes ont néanmoins pu mettre en évidence et mettre en garde sur les impacts désastreux que peuvent avoir les biocides totaux dans l'environnement ciblé et ceux alentours. En particulier en cas de fuite ou de lessivage, ce qui est probable à Bruxelles où les étangs sont connectés et où il pleut beaucoup. Le classement de cette méthode est le parfait exemple de la vision intégrée de la gestion de l'eau qui permet de remettre en question les pratiques passées. Elle est principalement encore utilisée en aquaculture au Québec (Gouvernement du québec, n.d.) et en France (Bachasson 1997).

5.2.2. Représentation GAIA

Le **Stick de décision** est plus ou moins au milieu des alternatives. Aucune n'est vraiment dans l'axe de celui-ci et aucune ne semble vraiment excellente.

Critères liés

Trois critères écologiques sont relativement liés (la temporalité, la proximité de la source et les impacts externe). En effet, une méthode proche de la source serait ciblée et aurait donc peu d'impacts externes. C'est la temporalité qui, dans ce groupe, est la plus éloignée du stick de décision. Les espèces invasives devant être entièrement éliminées pour avoir une réelle efficacité, cet aspect est toujours très difficile à gérer.

Près de ce groupe, plus proche du stick, se trouve la sauvegarde patrimoniale qui n'a pourtant pas un poids important. Les méthodes contre les espèces invasives sont néanmoins souvent ciblées et affectent rarement le visuel des étangs (excepté pour le chaulage).

Les critères de l'efficacité, de la possibilité de coopération citoyenne et de la versatilité sont parfaitement alignés sur cette représentation. Cette relation pourrait représenter le fait que les méthodes dont l'efficacité a été prouvée sont des méthodes concrètes de terrain, qui correspondent à une manipulation directe et simple des cibles tel que la pêche. Cette approche de terrain permettrait également une action sur d'autres problématiques et ainsi une certaine versatilité.

Critères non liés

Le critère de coût semble être non lié à la sauvegarde patrimoniale. Cette relation peut paraître contreintuitive, mais vu le faible impact patrimonial associé généralement aux méthodes utilisées contre les espèces exotiques invasives, il est normal que le coût n'influence pas ce paramètre.

Le critère de l'impact externe semble non lié au groupe de critère de l'efficacité, de la possibilité de coopération citoyenne et du coût. Il semblerait que les risques d'impact externes ne soient pas non plus influencés par ce groupe.

Critères opposés

Le critère de la temporalité semble plus ou moins opposé au critère du coût. Dans les méthodes contre les espèces invasives, la répétition de la méthode est souvent indispensable à son efficacité sur le long terme et s'il doit y avoir des répétitions récurrentes, le coût en est forcément augmenté.

Alternatives groupées

Les méthodes du contrôle génétique et endocrinien sont superposées. De fait, ces méthodes sont récentes et très semblables dans l'analyse notamment car peu testées *in situ* jusqu'à présent.

5.2.3. Analyse de sensibilité et limites

La sensibilité est relativement étendue concernant la totalité du classement sauf pour la proximité de la source, la temporalité et les impacts externes. Ces trois critères écologiques ont pourtant des poids initiaux importants. Mais il est intéressant de noter que si leurs poids sont augmentés le classement sera altéré. Ces critères sont souvent complexes à maximiser étant donné la difficulté que comporte l'éradication complète d'une espèce exotique invasive.

Lorsque le classement de la meilleure méthode est considéré par rapport au classement total, la temporalité est le seul critère à être relativement sensible. Les espèces invasives, dans l'idéal, doivent être entièrement éliminées pour obtenir un véritable effet. La composante long-terme est donc très complexe à atteindre dans la plupart des méthodes.

Quand les catégories de critères sont rassemblées, une situation relativement opposée aux analyses contre l'eutrophisation apparaît. En effet, si les critères écologiques sont augmentés, cela perturbera le classement tandis que les critères sociaux sont très stables. Sans modifier le classement, ces derniers ne peuvent pas être ignorés. De la même manière, les critères économiques ont un intervalle de stabilité relativement large mais ne peuvent pas être ignorés ou mis à 100% sans modifier le classement (Figure 12). Encore une fois, la difficulté d'obtenir une méthode qui éradiquerait toutes les écrevisses empêche de prendre en compte uniquement les critères écologiques. Et à cette difficulté est associé un coût, une durée et un impact. C'est par les compromis de ces différents types de critères que l'on peut déterminer les meilleures méthodes dans notre contexte précis.

Pour le classement partiel, afin de conserver la 1ère méthode en tête, les groupes de critères sont assez stables. La méthode serait détrônée si uniquement les critères écologiques étaient pris en compte ou si les critères économiques étaient totalement oubliés. Encore un fois, le classement de cette méthode semble stable mais les méthodes semblent limitées dans leurs capacités écologiques.

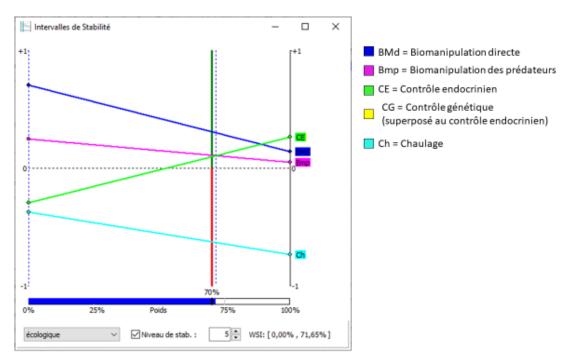


Figure 12 Représentation graphique de l'intervalle de stabilité (droites verticales pointillées et ligne horizontale bleu en dessous) pour le groupe des critères écologique dans lequel le classement des méthodes reste constant pour les écrevisses invasives. La droite verte et rouge représente le classement PROMETHEE II avec les poids assignés dans cette étude, le placement des méthodes à gauche indique le classement si le poids de ce groupe était fixé à 0% et à droite, le classement si le poids était mis à 100%.

5.3. Essai pratique d'une méthode contre les écrevisses invasives

L'essai pratique des pièges à écrevisses dans les étangs Mellaerts n'a donné aucun résultat, malgré les trois itérations d'installation de pièges, le 6, le 14 et le 29 avril 2021.

Plusieurs raisons pourraient expliquer ces résultats :

Dans l'étang du Grand Mellaerts, 71 écrevisses américaines avaient été capturées en 2019. D'autres problématiques affectent cet étang : il a donc été mis en assec pendant l'hiver de mi-novembre 2020 à mi-mars 2021. L'assec pourrait dès lors être considéré comme une mesure efficace contre ces écrevisses. D. Holdich (Holdich and Black 2007) estime néanmoins que le comportement fouisseur des écrevisses leur permet de résister longtemps à la dessiccation et de ne pas être affecté fortement par la mise en assec. Les jeunes pourraient s'échapper facilement de l'étang et les adultes ayant survécus émergeraient pour se reproduire à nouveau dès la remise sous eau. Les comportements extensivement fouisseurs de *F. limosus* n'ont néanmoins pas été observés partout en Europe (commentaires dans (Holdich and Black 2007)).

Dans l'expérience, les pièges ont également été installés au petit Mellaert, qui, bien qu'aucun inventaire biologique précis n'ait été réalisé dessus, est directement connecté au grand Mellaert. Il n'y a donc pas de barrière physique au trajet entre les deux étangs et une population homogène est attendue (X. Vermeersch, comm. personnelle, 2021). Une recherche d'écrevisses a également été réalisée à la suite de la deuxième relève, dans le Roodkloosterbeek, un cours d'eau proche et où 12 individus avaient été observées en 2019 (Rapport KRW 2019- INBO-VUB, données non-publiées). A cette occasion, aucune écrevisse n'y a été observée non plus. Cette absence d'observation d'écrevisses dans le Roodkloosterbeek nous laisse également penser que les résultats sont plus influencés par l'absence d'écrevisses dans le milieu que par l'efficacité des pièges. L'absence des écrevisses ne peut également pas être due à la mise en assec de l'étang du grand Mellaerts puisqu'aucune n'a été trouvée dans le petit Mellaerts non-plus.

L'efficacité des pièges eux même et leurs caractéristiques (*e.g.* tailles des mailles, formes, taille de goulot) est difficile à évaluer étant donné le manque de chiffres comparables pour cette espèce.

Les stades adultes des écrevisses américaines sont sensés commencer leurs sorties à partir de mi-mars. Néanmoins, le début du mois d'avril s'est trouvé être la proie d'une baisse soudaine et importante de température. Il neigeait en Belgique et la première observation d'écrevisse en Flandre en 2021 a été réalisée mi-avril (X. Vermeersch, Bruxelles Environnement, comm. personnelle, 2021). La température était remontée pour le 29 avril mais il se pourrait que la baisse de température tardive ait ralenti la sortie des écrevisses dans l'année. Néanmoins, *F. limosus* a été déjà observé en Europe à partir de la mi-mars et dans des températures variant de 1 à 30°C (Van den Brink, Van der Velde, and Geelen 1988).

6. Conclusion:

Cette étude nous a permis d'évaluer et de classer différentes options de gestion pour lutter contre l'eutrophisation et les écrevisses invasives. Il apparaît que les quatre meilleures méthodes contre l'eutrophisation sont, dans l'ordre, le radeau végétalisé, la biomanipulation de macrophytes, la mise en assec et le curage des vases. Les deux dernières sont utilisées régulièrement à Bruxelles mais les deux premières gagneraient à être plus souvent appliquées. Les moins bonnes méthodes semblent être : la biomanipulation de poissons piscivores, l'utilisation de ballots d'orges, la biomanipulation de poissons zooplanctivores et benthivores, l'utilisation d'ultrason et d'aérateurs. Ces méthodes sont peu utilisées à Bruxelles à part la biomanipulation de poissons zooplanctivores et benthivores (qui n'est jamais utilisée seule) et les aérateurs. Il est donc conseillé de ne plus installer d'aérateurs dans les étangs.

La meilleure méthode contre les écrevisses invasives est la capture directe à l'aide de pièges. Cette méthode commence à être utilisée à Bruxelles bien que les premiers résultats n'aient pas été très encourageants. D'après les résultats d'un test, une attention particulière devra être accordée à l'observation préliminaire des individus et à un ajustement des dates de pose de pièges pour obtenir des résultats optimaux. La moins bonne méthode apparaît être le chaulage. La méthode n'est plus utilisée depuis longtemps à Bruxelles, ce qui est positif.

Tous ces résultats sont néanmoins étudiés pour les conditions des étangs bruxellois et avec des priorités précises liées au décideur. Il apparaît que le classement est assez sensible à ces priorités et que le lecteur doit prendre ces résultats dans son contexte. Le classement des méthodes contre l'eutrophisation dépend effectivement fortement de la priorité donnée aux critères écologiques. Tandis que le classement pour les écrevisses invasives est fortement dépendant, au contraire, de la combinaison des trois types de critères.

Il ne s'agit néanmoins pas de regarder mécaniquement la liste des méthodes en appliquant la première du classement. En effet, les contraintes d'utilisation des méthodes sont aussi dues aux réalités administratives et architecturales de Bruxelles. Les problématiques des étangs et leurs origines peuvent être variées et il convient de prendre du recul pour analyser la situation de manière intégrée. Chaque étang est un écosystème complexe, intégré dans une ville active et grandissante et connecté à une multitude d'autres écosystèmes. Ils sont en contact permanent avec les habitants qui partagent la surface et qui sont autant d'éléments clefs de ces écosystèmes. Le choix et l'évaluation des critères sont également à prendre avec des pincettes car ils présentent une certaine subjectivité. Les échelles de cotes ont dû être adaptées sur base de discussions avec des experts pour combler le manque d'informations et de chiffres précis.

Une combinaison de méthodes est souvent à préférer pour obtenir un effet global mais des essais doivent encore être réalisés en RBC pour observer les réponses spécifiques de ces étangs.

Le monitoring de Bruxelles est récent et beaucoup de pièces manquent encore au tableau pour s'approcher de solutions optimales. La compréhension et l'intégration des écosystèmes passeront d'abord par un suivi régulier des paramètres biologiques et physico-chimiques des étangs pour appliquer une gestion plus efficace et complète. La connaissance de ces étangs nous permettra de mieux appréhender leurs fonctionnements, leurs caractéristiques et leurs problèmes. La compréhension des pressions (que ce soit une pollution, une interaction ou un état du terrain) nous permettra d'en déduire plus facilement les sources. Ce besoin de connaissances plus extensives et structurées sur le fonctionnement des étangs est une priorité pour mieux aborder leur gestion. Un paramètre également à considérer est la conscientisation et l'implication des populations riveraines qui permet d'imaginer une gestion locale et intégrée dans lequel chaque habitant sera un composant actif.

De ces connaissances ressortiront une compréhension accrue et des choix de gestion mieux adaptés aux conditions spécifiques de nos étangs. Des méthodes récentes à essayer dans les conditions bruxelloises sont légion et nul doute que d'autres apparaîtront encore.

Il apparait toutefois que la méthode de gestion la plus efficace, que ce soit contre l'eutrophisation ou les espèces exotiques invasives, sera toujours la prévention (Viessman 1995; Glenk and Fischer 2010). Ainsi la priorité absolue d'action devrait toujours se porter vers la source de ces problèmes. Pour le cas de l'eutrophisation, les déséquilibres trophiques peuvent être dus à un déficit dans un maillon de la chaîne trophique, qui lui est peut être chassé par l'homme ou empoisonné par une pollution. La solution sera alors de supprimer cet apport de polluant. La plupart des phénomènes d'eutrophisation puisent leur source dans un apport externe en nutriments (D. W. Schindler 2006). L'apport en nutriments doit être visé en premier et stoppé rapidement grâce à des analyses permettant de déterminer l'origine de ces intrants. Elles peuvent correspondre à des rejets provenant des industriels, du phénomène de lessivage dans l'agriculture, de la construction, du transport mais également lié au réseau de récolte et de traitement des eaux avec des surverses de bassins d'orages ou de réseaux de collecte unitaire (Çelik et al. 2018).

Mais la démographie continue de croitre et l'urbanisation de s'intensifier. Même si la valeur de pièces d'eau en ville devient de plus en plus évidente, il n'est pas anormal de s'imaginer que d'autres pressions s'ajouteront aux écosystèmes urbains dans les décennies à venir (McGrane 2016; Robitu et al. 2006). Notamment, les changements climatiques pourront avoir des impacts importants sur les écosystèmes. Que ce soit les variations de température ou de pluviosité, les petits étangs bruxellois peu profonds seront fortement transformés par ces modifications futures (Foley et al. 2012). Les résultats de ces modifications commencent à peine à être visibles à l'horizon mais doivent être pris en compte dès aujourd'hui.

Malgré tous ces changements, il ne faudrait pas en venir à bloquer l'évolution des écosystèmes. Comme les organismes, les assemblages biologiques évoluent et il ne sert à rien de restaurer à tout prix un

écosystème dans un état pristin. Les étangs bruxellois sont trop modifiés pour espérer obtenir un écosystème naturel. Les mesures de qualité biologique se basent d'ailleurs sur des potentiels écologiques maximum que pourrait atteindre ces écosystèmes (Backer, Teissier, and Peretyatko 2011). L'objectif de la gestion intégrée est plutôt d'accompagner les étangs dans leur évolution. L'accompagnement des écosystèmes ne veut pas non plus dire qu'il ne faut pas intervenir et qu'il faut laisser totalement faire les choses. Dans un monde idéal, une méthode de gestion suffirait à corriger un déséquilibre et permettrait à l'environnement de se stabiliser lui-même. Les impacts anthropogènes seront toujours présents et pourront impacter gravement la diversité des écosystèmes. C'est à ce moment qu'il faut intervenir car la diversité est la composante fondamentale de la résilience et de l'évolution des écosystèmes (Elmqvist et al. 2003; Oliver et al. 2015). Mais cet impact ne pourra jamais disparaitre parce que les humains font partie intégrante de ces écosystèmes urbains. La solution n'est pas non plus d'isoler toutes les zones naturelles de Bruxelles pour les protéger. Comme l'homme est une composante des écosystèmes, ceux-ci sont des composantes de structures sociales et doivent être considérés comme tels. Cette vision ne doit pas être perçue comme l'imposition d'un parti sur l'autre mais comme une unité, une intégration qui est réelle mais qui doit être perçue et considérée telle qu'elle est.

Actuellement, Bruxelles Environnement gère presque la totalité des étangs et des cours d'eau en RBC. Cette unité presque complète permet une gestion et une transmission d'informations aisées. Quelques étangs restent administrativement liés à des personnalités privées ou à des communes en étant connectés librement au reste du maillage bleu. Ces étangs dont les objectifs de gestions ne sont pas toujours une amélioration de la qualité de l'eau et des écosystèmes (e.g. étang de pèche, étang paysager), sont parfois des sources de pressions. Que ce soit des étangs abandonnés, débordant de poissons et de leur nourriture pour la pêche ou géré superficiellement sans aborder les problèmes dans leur ensemble, ils restent connectés à l'ensemble du réseau et appliquent une force contre-productive sur le reste du réseau hydrographique (R. Bocquet, Bruxelles Environnement, comm. personnelle, 2021). En effet, associer les mécanismes administratifs, qui sont délimités par des compétences ou des frontières, à des zones naturelles n'a aucun sens. Parfois ce sont des contraintes architecturales ou administratives qui entrent en contradictions avec des méthodes qui seraient les plus efficaces. Dans d'autres cas, une problématique réside également dans la lenteur de réaction conditionnée par les permis et les marchés publics.

Pour les espèces exotiques invasives, les épisodes d'invasions peuvent encore arriver, notamment avec les modifications des conditions climatiques et il sera très important de rester vigilant pour éviter de nouvelles installations d'espèces qui sont néfastes pour les espèces locales. D'autant plus que les villes sont connues pour être des corridors de dispersion pour les espèces invasives (Padayachee et al. 2017).

Malgré ces inconvénients, les informations rassemblées et les analyses effectuées lors de cette étude pourront soutenir et améliorer les décisions concernant la gestion de l'eau en RBC. Les tests des pièges à écrevisses ont néanmoins permis de lancer le mouvement pour des mesures intégrées et alternatives,

même si suffisamment de données n'ont pas pu être prises pour s'assurer de l'ampleur de leur impact. Des plans de gestions et de monitoring pour continuer ces tests et pérenniser l'utilisation de cette méthode ont été réalisés et proposés à Bruxelles Environnement. Des plans similaires ont été mis en œuvre pour un radeau végétalisé à l'étang des Pêcheries ainsi que pour une culture des vases.

La complexité des systèmes socio-écologiques promet de plus en plus de défis pour pouvoir concilier santé environnementale et urbanisation grandissante, mais la volonté et l'investissement des acteurs en place laissent entrevoir la possibilité d'une harmonie structurelle de tous les composants organiques de la Région de Bruxelles-Capitale pour un avenir intégré et vivant.

La gestion de l'eau à Bruxelles va dans la bonne direction. Des initiatives intégrées naissent, des campagnes de surveillance sont envisagées, des projets innovants et des actions de sensibilisation commencent à être encouragés par des institutions. De nouvelles méthodes modernes sont testées (*e.g.* radeau végétalisé) et l'écriture d'un plan de gestion des étangs, en 2011, est également un bon exemple de l'implication réelle de Bruxelles dans ses zones vivantes (R. Bocquet, Bruxelles Environnement, comm. personnelle, 2021). Les étangs ne sont officiellement pas compris dans la DCE à cause de leurs petites tailles, ce n'est donc pas une pression législative qui a forcé la Région à s'attaquer à ces problématiques mais une implication et une volonté d'amélioration.

Il conviendrait donc à l'avenir de continuer à investiguer sur les écosystèmes des étangs et réaliser des tests *in situ* de nouvelles méthodes dans les étangs bruxellois pour évaluer leur efficacité.

7. Références:

- Ackerson, Corey, Melissa Carmichael, Olivia Carpenter, Hannah Crull, and Jillian Henrichon. 2018.

 Aquatic Invasions: Causes, Consequences, And Solutions. Marine Sciences Student Projects.

 Vol. 3.
- AGRBC. 2011. 'AGRBC Du 24/03/2011, Annexes 2,3 & 4'. 2011. http://www.ejustice.just.fgov.be/cgi_loi/change_lg.pl?language=fr&la=F&cn=2011032409&table_name=loi.
- Al-Sàed, Rashed. 2007. 'Sustainability of Natural and Mechanized Aerated Ponds for Domestic and Municipal Wastewater Treatment in Palestine'. *Water International* 32 (2): 310–24. https://doi.org/10.1080/02508060708692209.
- Al-Shemmeri, Tarik, Bashar Al-Kloub, and Alan Pearman. 1997. 'Model Choice in Multicriteria Decision Aid'. *European Journal of Operational Research* 97 (3): 550–60. https://doi.org/10.1016/S0377-2217(96)00277-9.
- Alphey, Luke. 2014. 'Genetic Control of Mosquitoes'. *Annual Review of Entomology* 59: 205–24. https://doi.org/10.1146/annurev-ento-011613-162002.
- Ancillotto, L., L. Bosso, V. B. Salinas-Ramos, and D. Russo. 2019. 'The Importance of Ponds for the Conservation of Bats in Urban Landscapes'. *Landscape and Urban Planning* 190 (September 2018): 103607. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.103607.
- Andersen, Jesper H., Louise Schlüter, and Gunni Ærtebjerg. 2006. 'Coastal Eutrophication: Recent Developments in Definitions and Implications for Monitoring Strategies'. *Journal of Plankton Research* 28 (7): 621–28. https://doi.org/10.1093/plankt/fbl001.
- Aquiloni, Laura, Aldo Becciolini, Roberto Berti, Sauro Porciani, Carmen Trunfio, and Francesca Gherardi. 2009. 'Managing Invasive Crayfish: Use of X-Ray Sterilisation of Males'. *Freshwater Biology* 54 (7): 1510–19. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02169.x.
- Aquiloni, Laura, Sara Brusconi, Elena Cecchinelli, Elena Tricarico, Giuseppe Mazza, Annalisa Paglianti, and Francesca Gherardi. 2010. 'Biological Control of Invasive Populations of Crayfish: The European Eel (Anguilla Anguilla) as a Predator of Procambarus Clarkii'. *Biological Invasions* 12 (11): 3817–24. https://doi.org/10.1007/s10530-010-9774-z.
- Aquiloni, Laura, and Francesca Gherardi. 2010. 'The Use of Sex Pheromones for the Control of Invasive Populations of the Crayfish Procambarus Clarkii: A Field Study'. *Hydrobiologia* 649 (1): 249–54. https://doi.org/10.1007/s10750-010-0253-4.
- Arrignon, J C V, P Gérard, A Krier, and P J Laurent. 1999. 'The Situation in Belgium, France and

- Luxembourg'. Crustacean Issues 11: 129-40.
- Bachasson, Bernard. 1997. 'Pourquoi Chauler Les Étangs?'
- Backer, Sylvia De, Samuel Teissier, and Anatoly Peretyatko. 2011. 'Functioning and Ecological Quality of Brussels Ponds: A Synthesis (2003 2010) Final Report', no. March.
- Backer, Sylvia De, Samuel Teissier, and Ludwig Triest. 2012. 'Stabilizing the Clear-Water State in Eutrophic Ponds after Biomanipulation: Submerged Vegetation versus Fish Recolonization'. *Hydrobiologia* 689 (1): 161–76. https://doi.org/10.1007/s10750-011-0902-2.
- Bagenal, Timothy B. 1972. *Management of Lakes and Ponds. Biological Conservation*. Vol. 4. https://doi.org/10.1016/0006-3207(72)90195-4.
- Ball, Andrew S., Matthew Williams, David Vincent, and James Robinson. 2001. 'Algal Growth Control by a Barley Straw Extract'. *Bioresource Technology* 77 (2): 177–81. https://doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00148-6.
- Banas, Damien, Adam Matthieu, Caucanas Gabriel, Fourvel Ga, Larrea Marine, Paviot Olivier, Plissonneau-duquene Marine Ruffieux, Sylvestre Guillaume, and Viel Nad. 2011. 'L'assec En Étang Piscicole Extensif: Une Pratique Utile?' Nancy.
- Barco, Alberto, and Maurizio Borin. 2020. 'Treatment Performances of Floating Wetlands: A Decade of Studies in North Italy'. *Ecological Engineering* 158 (May): 106016. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.106016.
- Barroin, G. 1999. 'Limnologie Appliquée Au Traitement Des Lacs et Des Plans d'eau'. *Les Études Des Agences de l'Eau* 62 (215).
- Behzadian, Majid, R. B. Kazemzadeh, A. Albadvi, and M. Aghdasi. 2010. 'PROMETHEE: A Comprehensive Literature Review on Methodologies and Applications'. *European Journal of Operational Research* 200 (1): 198–215. https://doi.org/10.1016/j.ejor.2009.01.021.
- Benndorf, J., B. Wissel, A. F. Sell, U. Hornig, P. Ritter, and W. Boing. 2000. 'Food Web Manipulation by Extreme Enhancement of Piscivory: An Invertebrate Predator Compensates for the Effects of Planktivorous Fish on a Plankton Community'. *Limnologica* 30 (3): 235–45. https://doi.org/10.1016/S0075-9511(00)80053-5.
- Benndorf, Jürgen. 1990. 'Conditions for Effective Biomanipulation; Conclusions Derived from Whole-Lake Experiments in Europe'. *Hydrobiologia* 200 (1): 187–203. https://doi.org/10.1007/BF02530339.
- Benndorf, JÜrgen, Wiebke Böing, Jochen Koop, and Ivonne Neubauer. 2002. 'Top-down Control of Phytoplankton: The Role of Time Scale, Lake Depth and Trophic State'. *Freshwater Biology* 47

- (12): 2282–95. https://doi.org/https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00989.x.
- Bérard, Laurence. 1982. 'Terres et Eaux En Dombes. Technologie et Droit Coutumier.'
- Bernard, G, and M L Besson. 1971. 'Douze Méthodes d'analyse Multicritère'. *Revue Française d'automatique, d'informatique et de Recherche Opérationnelle*. http://www.numdam.org/item?id=RO_1971__5_3_19_0.
- Bishop, West M., Terry McNabb, Ian Cormican, Ben E. Willis, and Shaun Hyde. 2014. 'Operational Evaluation of Phoslock Phosphorus Locking Technology in Laguna Niguel Lake, California'. *Water, Air, and Soil Pollution* 225 (7). https://doi.org/10.1007/s11270-014-2018-6.
- Bonar, Scott A., Bruce Bolding, and Marc Divens. 2002. 'Effects of Triploid Grass Carp on Aquatic Plants, Water Quality, and Public Satisfaction in Washington State'. *North American Journal of Fisheries Management* 22 (1): 96–105. https://doi.org/10.1577/1548-8675(2002)022<0096:eotgco>2.0.co;2.
- Borne, Karine E., Elizabeth A. Fassmana, and Chris C. Tanner. 2013. 'Floating Treatment Wetland Retrofit to Improve Stormwater Pond Performance for Suspended Solids, Copper and Zinc'. *Ecological Engineering*, no. 54: 173–82.
- Boyd, Claude E. 1998. 'Pond Water Aeration Systems'. *Aquacultural Engineering* 18 (1): 9–40. https://doi.org/10.1016/S0144-8609(98)00019-3.
- Brans, J.P., and B. Mareschal. 2005. 'Promethee Methods in Multiple Criteria Decision Analysis:

 State of the Art Surveys'. In *N J. Figueira, S. Greco, & M. Ehrgott (Eds.), International Series in Operations Research & Management Science*, Springer, 163–86.

 http://www.springer.com/series/6161.
- Brans, J.P., and Bertrand Mareschal. 1995. 'The Promethee VI PROCEDURE: How to Differentiate Hard from Soft Multicriteria Problems'. *Journal of Decision Systems* 4 (3): 213–23. https://doi.org/10.1080/12460125.1995.10511652.
- Brans, J.P., Ph. Vincke, and B. Mareschal. 1986. 'How to Select and How to Rank Projects: The PROMETHEE Method. European Journal of Operational Research 14 ... How to Select and How to Rank Projects: The PROMETHEE Method'. *European Journal of Operational Research* 24: 228–38.
- Brink, F W B Van den, G Van der Velde, and J F M Geelen. 1988. 'Life History Parameters and Temperature-Related Activity of an American Crayfish, Orconectes Limosus (Rafinesque, 1817) (Crustacea, Decapoda), in the Area of the Major Rivers in The Netherlands'. *Archiv Für Hydrobiologie* 114 (2): 15–275.

- Brown, Katrina, W Neil Adger, Emma Tompkins, Peter Bacon, David Shim, and Kathy Young. 2001. 'Trade-off Analysis for Marine Protected Area Management 1. Decision Making for Multiple Use Resources'. *Ecological Economics* 37: 417–34. www.elsevier.com/locate/ecolecon.
- Brownlee, Emily F., Stella G. Sellner, and Kevin G. Sellner. 2003. 'Effects of Barley Straw (Hordeum Vulgare) on Freshwater and Brackish Phytoplankton and Cyanobacteria'. *Journal of Applied Phycology* 15 (6): 525–31. https://doi.org/10.1023/B:JAPH.0000004353.15684.25.
- Bund, Wouter J Van De, and Ellen Van Donk. 2002. 'Short-Term and Long-Term Effects of Zooplanktivorous Fish Removal in a Shallow Lake: A Synthesis of 15 Years of Data from Lake Zwemlust'. *Freshwater Biology* 47 (12): 2380–87. https://doi.org/https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.01006.x.
- Cao, Xiuyun, Chunlei Song, Qingman Li, and Yiyong Zhou. 2007. 'Dredging Effects on P Status and Phytoplankton Density and Composition during Winter and Spring in Lake Taihu, China'. *Hydrobiologia* 581 (1): 287–95. https://doi.org/10.1007/s10750-006-0516-2.
- Carey, Cayelan C., and Emil Rydin. 2011. 'Lake Trophic Status Can Be Determined by the Depth Distribution of Sediment Phosphorus'. *Limnology and Oceanography* 56 (6): 2051–63. https://doi.org/10.4319/lo.2011.56.6.2051.
- Carmichael, W. W. 1994. 'The Toxins of Cyanobacteria.' *Scientific American* 270 (1): 78–86. https://doi.org/10.1038/scientificamerican0194-78.
- Carmichael, Wayne W. 2001. 'Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal Health Effects of Toxin-Producing Cyanobacteria: " The CyanoHABs " Health Effects of Toxin-Producing Cyanobacteria: " The CyanoHABs "'; *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal Human and Ecological Risk Assessment* 7 (5): 1393–1407. http://www.tandfonline.com/action/journalInformation?journalCode=bher20%5Cnhttp://dx.doi.org/10.1080/20018091095087.
- Carreira, B. M., M. P. Dias, and R. Rebelo. 2014. 'How Consumption and Fragmentation of Macrophytes by the Invasive Crayfish Procambarus Clarkii Shape the Macrophyte Communities of Temporary Ponds'. *Hydrobiologia* 721 (1): 89–98. https://doi.org/10.1007/s10750-013-1651-1.
- Caulk, Andrew D., John E. Gannon, John R. Shaw, and John H. Hartig. 2000. 'Best Management Practices for Landscape', no. 4: 25–27. https://scholar.uwindsor.ca/softs/7.
- Çelik, Ali, Halil Yaman, Servet Turan, Alpagut Kara, Ferhat Kara, Baojun Zhu, Xuanhui Qu, et al. 2018. Eutrophication: Causes Consequences and Control. Journal of Materials Processing

- Technology. Vol. 1.
- http://dx.doi.org/10.1016/j.cirp.2016.06.001%0Ahttp://dx.doi.org/10.1016/j.powtec.2016.12.055%0Ahttps://doi.org/10.1016/j.ijfatigue.2019.02.006%0Ahttps://doi.org/10.1016/j.matlet.2019.04.024%0Ahttps://doi.org/10.1016/j.matlet.2019.127252%0Ahttp://dx.doi.o.
- Chang, N. B., M. K. Islam, and M. P. Wanielista. 2012. 'Floating Wetland Mesocosm Assessment of Nutrient Removal to Reduce Ecotoxicity in Stormwater Ponds'. *International Journal of Environmental Science and Technology* 9 (3): 453–62. https://doi.org/10.1007/s13762-012-0061-7.
- Chen, Zhaoqiong, Dan Zhao, Mingliang Li, Weiguo Tu, xiaoming Luo, and Xin Liu. 2020. 'A Field Study on the Effects of Combined Biomanipulation on the Water Quality of a Eutrophic Lake'. *Environmental Pollution* 265: 115091. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115091.
- Codd, Geoffrey A., Jaime Lindsay, Fiona M. Young, Louise F. Morrison, and James S. Metcalf. 2005. *Harmful Cyanobacteria*. *Harmful Cyanobacteria*. https://doi.org/10.1007/1-4020-3022-3_1.
- Colares, Gustavo S., Naira Dell'Osbel, Patrik G. Wiesel, Gislayne A. Oliveira, Pedro Henrique Z. Lemos, Fagner P. da Silva, Carlos A. Lutterbeck, Lourdes T. Kist, and Ênio L. Machado. 2020. 'Floating Treatment Wetlands: A Review and Bibliometric Analysis'. *Science of the Total Environment* 714: 136776. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136776.
- Comité ZIP des Seigneuries. 2017. 'Amélioration de La Qualité de l'habitat Du Chevalier Cuivré Dans Le Couloir Fluvial Du Saint-Laurent', 107 pages.
- Correll, D L. 1998. 'The Role of Phosphorus in the Eutrophication of Receiving Waters: A Review'. *Journal of Environmental Quality* 27 (2): 261. https://doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700020004.
- Crowl, Todd A., Thomas O. Crist, Robert R. Parmenter, Gary Belovsky, and Ariel E. Lugo. 2008. 'The Spread of Invasive Species and Infectious Disease as Drivers of Ecosystem Change'. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6 (5): 238–46. https://doi.org/10.1890/070151.
- Custer, Christine Mitchell. 1993. 'Traits and Habitat Needs of the Redhead'. *Wildlife Research*, no. July: 1–7.
- DCE. 2000. 'Directive 2000/60/CE Du Parlement Européen et Du Conseil Du 23 Octobre 2000 Établissant Un Cadre Pour Une Politique Communautaire Dans Le Domaine de l'eau'. *Journal Officiel Des Communautés Européennes Du 22.12.2000*, no. 7: 72 p. http://eurlex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:5c835afb-2ec6-4577-bdf8-756d3d694eeb.0001.02/DOC_1&format=PDF.
- Degans, Hanne, and Luc De Meester. 2002. 'Top-down Control of Natural Phyto- and

- Bacterioplankton Prey Communities by Daphnia Magna and by the Natural Zooplankton Community of the Hypertrophic Lake Blankaart'. *Hydrobiologia* 479 (1): 39–49. https://doi.org/10.1023/A:1021002128426.
- Deligne, Chloé. 2003. *Bruxelles et Sa Rivière: Genèse d'un Territoire Urbain (12e 18e Siècle)*. Brussels: Brepols publisher.
- Delorme, T. A., J. S. Angle, F. J. Coale, and R. L. Chaney. 2000. 'Phytoremediation of Phosphorus-Enriched Soils'. *International Journal of Phytoremediation* 2 (2): 173–81. https://doi.org/10.1080/15226510008500038.
- DeMelo, Rita, Robert France, and Donald J. McQueen. 1992. 'Biomanipulation: Hit or Myth?' Limnology and Oceanography 37 (1): 192–207. https://doi.org/10.4319/lo.1992.37.1.0192.
- Dibble, Eric D., and Katya Kovalenko. 2009. 'Ecological Impact of Grass Carp: A Review of the Available Data'. *Journal of Aquatic Plant Management* 47 (1): 1–15.
- Dionisio Pires, Luis M, Babette M Bontes, Larysa Samchyshyna, Jacco Jong, Ellen Van Donk, and Bas W Ibelings. 2007. 'Grazing on Microcystin-Producing and Microcystin-Free Phytoplankters by Different Filter-Feeders: Implications for Lake Restoration'. *Aquatic Sciences* 69 (4): 534–43. https://doi.org/10.1007/s00027-007-0916-z.
- Dodds, Walter K. 2007. 'Trophic State, Eutrophication and Nutrient Criteria in Streams'. *Trends in Ecology and Evolution* 22 (12): 669–76. https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.07.010.
- Does, Joop Van der, Pierre Verstraelen, Paul Boers, Jan Van Roestel, Rudi Roijackers, and Gerard Moser. 1992. 'Lake Restoration with and without Dredging of Phosphorus-Enriched Upper Sediment Layers'. *Hydrobiologia* 233 (1–3): 197–210. https://doi.org/10.1007/BF00016108.
- Donk, Ellen Van, and Adrie Otte. 1996. 'Effects of Grazing by Fish and Waterfowl on the Biomass and Species Composition of Submerged Macrophytes'. *Hydrobiologia* 340 (1–3): 285–90. https://doi.org/10.1007/BF00012769.
- Dörner, H, and J Benndorf. 2003. 'Piscivory by Large Eels on Young-of-the-Year Fishes: Its Potential as a Biomanipulation Tool'. *Journal of Fish Biology* 62 (2): 491–94. https://doi.org/https://doi.org/10.1046/j.1095-8649.2003.00035.x.
- Downing, John A. 2014. 'Limnology and Oceanography: Two Estranged Twins Reuniting by Global Change'. *Inland Waters* 4 (2): 215–32. https://doi.org/10.5268/IW-4.2.753.
- Drenner, Ray W., and K. David Hambright. 1999. 'Review: Biomanipulation of Fish Assemblages as a Lake Restoration Technique'. *Archiv Fur Hydrobiologie* 146 (2): 129–65. https://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/146/1999/129.

- Dunning, Dennis J., Quentin E. Ross, and Miley W. Merkhofer. 2000. 'Multiattribute Utility Analysis for Addressing Section 316(b) of the Clean Water Act'. *Environmental Science and Policy* 3 (SUPPL. 1): 7. https://doi.org/10.1016/s1462-9011(00)00022-8.
- Durborow, Robert M, Craig S Tucker, Boris I Gomelsky, Richard J Onders, and Steven D Mims. 2007. 'Aquatic Weed Control in Ponds', 24.
- Elmqvist, Thomas, Carl Folke, Magnus Nyström, Garry Peterson, Jan Bengtsson, Brian Walker, and Jon Norberg. 2003. 'Response Diversity, Ecosystem Change, and Resilience'. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1 (9): 488–94. https://doi.org/10.1890/1540-9295(2003)001[0488:RDECAR]2.0.CO;2.
- Fan, Chengxin, Lu Zhang, Jianjun Wang, Chaohai Zheng, Guang Gao, and Sumin Wang. 2004. 'Processes and Mechanism of Effects of Sludge Dredging on Internal Source Release in Lakes'. Chinese Science Bulletin 49 (17): 1853–59. https://doi.org/10.1360/03wd0657.
- Fernandes, L., M. A. Ridgley, and T. Van't Hof. 1999. 'Multiple Criteria Analysis Integrates Economic, Ecological and Social Objectives for Coral Reef Managers'. *Coral Reefs* 18 (4): 393–402. https://doi.org/10.1007/s003380050217.
- Florescu, Larisa, Rodica Cataña, Athanasios-Alexandru Gavrilidis, and Mirela Moldoveanu. 2018. 'The Impact of Invasive Species on Urban Ecosystems'. *Studii Şi Comunicări. Ştiinţele Naturii* 34 (1): 102–14.
- Foley, Brian, Ian D. Jones, Stephen C. Maberly, and Brian Rippey. 2012. 'Long-Term Changes in Oxygen Depletion in a Small Temperate Lake: Effects of Climate Change and Eutrophication'. Freshwater Biology 57 (2): 278–89. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02662.x.
- Foti, Giandomenico, Giuseppe Barbaro, Andrea Manti, Pietro Foti, Adriana La Torre, Paolo Fantino Geria, Pierfabrizio Puntorieri, and Nicola Tramontana. 2020. 'A Methodology to Evaluate the Effects of River Sediment Withdrawal: The Case Study of the Amendolea River in Southern Italy'. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 0 (0): 1–9. https://doi.org/10.1080/14634988.2020.1807248.
- Freeman, M. A., J. F. Turnbull, W.E. Yeomans, and C. W. Bean. 2010. 'Prospects for Management Strategies of Invasive Crayfish Populations with an Emphasis on Biological Control'. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 20: 211–23. https://doi.org/10.1002/aqc.1065.
- Frutiger, A, and R Müller. 2002. 'Controlling Unwanted Procambarus Clarkii Populations by Fish Predation'. *Freshwater Crayfish* 13: 309–15.
- Gaigher, I. G., D. Porath, and G. Granoth. 1984. 'Evaluation of Duckweed (Lemna Gibba) as Feed for Tilapia (Oreochromis Niloticus × O. Aureus) in a Recirculating Unit'. *Aquaculture* 41 (3): 235–

- 44. https://doi.org/10.1016/0044-8486(84)90286-2.
- Garciá-De-Lomas, Juan, Eliás D. Dana, and Rubén González. 2020. 'Traps and Netting, Better Together than Alone: An Innovative Approach to Improve Procambarus Clarkii Management'. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 2020-Janua (421). https://doi.org/10.1051/kmae/2020031.
- Gherardi, Francesca. 2007. 'Understanding the Impact of Invasive Crayfish'. In *Biological Invaders in Inland Waters: Profiles, Distribution, and Threats*, 507–40. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6029-8.
- Glenk, Klaus, and Anke Fischer. 2010. 'Insurance, Prevention or Just Wait and See? Public Preferences for Water Management Strategies in the Context of Climate Change'. *Ecological Economics* 69 (11): 2279–91. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.06.022.
- Goertzen, Diana, and Frank Suhling. 2013. 'Promoting Dragonfly Diversity in Cities: Major Determinants and Implications for Urban Pond Design'. *Journal of Insect Conservation* 17 (2): 399–409. https://doi.org/10.1007/s10841-012-9522-z.
- Gouvernement du québec. n.d. 'Désinfection Des Étangs à La Chaux'.
- Greiner, R., A. Herr, J. Brodie, and D. Haynes. 2005. 'A Multi-Criteria Approach to Great Barrier Reef Catchment (Queensland, Australia) Diffuse-Source Pollution Problem'. *Marine Pollution Bulletin* 51 (1–4): 128–37. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.11.033.
- Grothues, Thomas M., and Kenneth W. Able. 2020. 'Shoreline Infrastructure Degradation and Increasing Littoral Naturalization Accommodates Juvenile Fish and Crab Assemblages in Heavily Urbanized Upper New York Harbor'. *Restoration Ecology* 28 (4): 947–59. https://doi.org/10.1111/rec.13163.
- Gu, Baohua, Yongrong Bian, Carrie L. Miller, Wenming Dong, Xin Jiang, and Liyuan Liang. 2011. 'Mercury Reduction and Complexation by Natural Organic Matter in Anoxic Environments'. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 108 (4): 1479–83. https://doi.org/10.1073/pnas.1008747108.
- Gulati, Ramesh D, and Ellen van Donk. 2002. 'Lakes in the Netherlands, Their Origin, Eutrophication and Restoration: State-of-the-Art Review*'. *Hydrobiologia* 478 (1): 73–106. https://doi.org/10.1023/A:1021092427559.
- Gustavson, Karl E., G. Allen Burton, Norman R. Francingues, Danny D. Reible, Donna J. Vorhees, and John R. Wolfe. 2008. 'Evaluating the Effectiveness of Contaminated-Sediment Dredging'. *Environmental Science and Technology* 42 (14): 5042–47. https://doi.org/10.1021/es087185a.

- Ha, Jin Yong, Mineo Saneyoshi, Ho Dong Park, Hideshige Toda, Satoshi Kitano, Takamitsu Homma, Takehito Shiina, Yutaka Moriyama, Kwang Hyeon Chang, and Takayuki Hanazato. 2013. 'Lake Restoration by Biomanipulation Using Piscivore and Daphnia Stocking; Results of the Biomanipulation in Japan'. *Limnology* 14 (1): 19–30. https://doi.org/10.1007/s10201-012-0381-9.
- Hagman, Mattias, and Richard Shine. 2009. 'Larval Alarm Pheromones as a Potential Control for Invasive Cane Toads (Bufo Marinus) in Tropical Australia'. *Chemoecology* 19 (4): 211–17. https://doi.org/10.1007/s00049-009-0027-5.
- Hajkowicz, Stefan, and Kerry Collins. 2007. 'A Review of Multiple Criteria Analysis for Water Resource Planning and Management'. *Water Resources Management* 21 (9): 1553–66. https://doi.org/10.1007/s11269-006-9112-5.
- Hansen, Gretchen J.A., Catherine L. Hein, Brian M. Roth, M. Jake Vander Zanden, Jereme W. Gaeta, Alexander W. Latzka, and Stephen R. Carpenter. 2013. 'Food Web Consequences of Long-Term Invasive Crayfish Control'. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 70 (7): 1109–22. https://doi.org/10.1139/cjfas-2012-0460.
- Hansson, Lars-Anders, Helene Annadotter, Eva Bergman, Stellan F Hamrin, Erik Jeppesen, Timo Kairesalo, Eira Luokkanen, Per-Åke Nilsson, Martin Søndergaard, and John Strand. 1998.
 'Biomanipulation as an Application of Food-Chain Theory: Constraints, Synthesis, and Recommendations for Temperate Lakes'. *Ecosystems* 1 (6): 558–74.
 https://doi.org/10.1007/s100219900051.
- Hartig, J. H., M. A. Zarull, and A. Cook. 2011. 'Soft Shoreline Engineering Survey of Ecological Effectiveness'. *Ecological Engineering* 37 (8): 1231–38. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.02.006.
- Hassall, Christopher. 2014. 'The Ecology and Biodiversity of Urban Ponds'. Wiley Interdisciplinary Reviews: Water 1 (2): 187–206. https://doi.org/10.1002/wat2.1014.
- Hassan, Mohammad S., and Peter Edwards. 1992. 'Evaluation of Duckweed (Lemna Perpusilla and Spirodela Polyrrhiza) as Feed for Nile Tilapia (Oreochromis Niloticus)'. *Aquaculture* 104 (3–4): 315–26. https://doi.org/10.1016/0044-8486(92)90213-5.
- Hayez, Quantin, Bertrand Mareschal, and Yves De Smet. 2009. 'New GAIA Visualization Methods'. *Proceedings of the International Conference on Information Visualisation*, 247–51. https://doi.org/10.1109/IV.2009.15.
- Headley, T R, and C C Tanner. 2007. 'Floating Wetlands for Stormwater Treatment: Removal of Copper, Zinc and Fine Particulates'. *Technical Publication, Auckland Regional Council*,

- Auckland, New Zealand.
- Hein, C. L., Brian M. Roth, Anthony R. Ives, and M. Jake Vander Zanden. 2006. 'Fish Predation and Trapping for Rusty Crayfish (Orconectes Rusticus) Control: A Whole-Lake Experiment'. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 63 (2): 383–93. https://doi.org/10.1139/f05-229.
- Hein, C L, M JAKE Vander Zanden, and JOHN J Magnuson. 2007. 'Intensive Trapping and Increased Fish Predation Cause Massive Population Decline of an Invasive Crayfish'. *Freshwater Biology* 52 (6): 1134–46. https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01741.x.
- Heutz, G., and D. Paelinckx. 2005. 'Natura 2000 Habitats Doelen En Staat Van Instandhouding Versie 1 . 0 (Ontwerp)'. *Onderzoeksverslag Instituut Voor Natuurbehoud En Afdeling Natuur* 0. https://doi.org/IN.O.2005.03.
- Hickey, Christopher W., and Max M. Gibbs. 2009. Lake Sediment Phosphorus Release Management-Decision Support and Risk Assessment Framework. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research. Vol. 43. https://doi.org/10.1080/00288330909510043.
- Holdich, David, and John Black. 2007. 'The Spiny-Cheek Crayfish, Orconectes Limosus (Rafinesque, 1817) [Crustacea: Decapoda: Cambaridae], Digs into the UK'. *Aquatic Invasions* 2 (1): 1–15. https://doi.org/10.3391/ai.2007.2.1.1.
- Horne, Alex J. 2000. *Phytoremediation of Contamined Soil and Water Chapitre 2: Ohytoremediation by Constructed Wetlands*. Llibrary o. Lewis publishers.

 http://library1.nida.ac.th/termpaper6/sd/2554/19755.pdf.
- Hu, Shangchun, Gail Hansen, and Paul Monaghan. 2017. 'Optimizing Shoreline Planting Design for Urban Residential Stormwater Systems: Aligning Visual Quality and Environmental Functions'. *HortTechnology* 27 (3): 310–18. https://doi.org/10.21273/HORTTECH03580-16.
- Huisman, Jef, Geoffrey A. Codd, Hans W. Paerl, Bas W. Ibelings, Jolanda M.H. Verspagen, and Petra M. Visser. 2018. 'Cyanobacterial Blooms'. *Nature Reviews Microbiology* 16 (8): 471–83. https://doi.org/10.1038/s41579-018-0040-1.
- Jeppesen, Erik, Martin Sndergaard, Torben L. Lauridsen, Brian Kronvang, Meryem Beklioglu, Eddy Lammens, Henning S. Jensen, et al. 2007. 'Danish and Other European Experiences in Managing Shallow Lakes'. *Lake and Reservoir Management* 23 (4): 439–51. https://doi.org/10.1080/07438140709354029.
- Jewitt, Graham. 2002. 'Can Integrated Water Resources Management Sustain the Provision of Ecosystem Goods and Services?' *Physics and Chemistry of the Earth* 27 (11–22): 887–95. https://doi.org/10.1016/S1474-7065(02)00091-8.

- Joubert, Alison R., Anthony Leiman, Helen M. De Klerk, Stephen Katua, and J. Coenrad Aggenbach. 1997. 'Fynbos (Fine Bush) Vegetation and the Supply of Water: A Comparison of Multi-Criteria Decision Analysis and Cost-Benefit Analysis'. *Ecological Economics* 22 (2): 123–40. https://doi.org/10.1016/S0921-8009(97)00573-9.
- Jůza, Tomáš, Jindřich Duras, Petr Blabolil, Zuzana Sajdlová, J. Hess, Zdeňka Chocholoušková, and Jan Kubečka. 2019. 'Recovery of the Velky Bolevecky Pond (Plzen, Czech Republic) via Biomanipulation Key Study for Management'. *Ecological Engineering* 136 (July): 167–76. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.06.025.
- Kaldre, Katrin, Tiit Paaver, Margo Hurt, and Riho Gross. 2020. 'Continuing Expansion of Non-Indigenous Crayfish Species in Northern Europe: First Established Spiny-Cheek Crayfish Faxonius Limosus (Refinesque, 1817) Population in Estonia'. *BioInvasions Records* 9 (1): 127–32. https://doi.org/10.3391/bir.2020.9.1.17.
- Khan, Fareed A., and Abid Ali Ansari. 2005. 'Eutrophication: An Ecological Vision' 71 (4): 449–82.
- Khan, Farhan Mohammad, Prof Ashit, Kumar Saxena, and Prof Anamika Kushwaha. 2018. 'Sewage / Wastewater Treatment Technologies with Special Reference to Oxidation Pond: A Tool For Waste Water Treatment' 4 (1): 817–30.
- Kleeberg, Andreas, and Johannes Günter Kohl. 1999. 'Assessment of the Long-Term Effectiveness of Sediment Dredging to Reduce Benthic Phosphorus Release in Shallow Lake Muggelsee (Germany)'. *Hydrobiologia* 394: 153–61. https://doi.org/10.1023/A:1003680425229.
- Kotta, Jonne, Martyn Futter, Ants Kaasik, Kiran Liversage, Merli Rätsep, Francisco R. Barboza, Lena Bergström, et al. 2020. 'Cleaning up Seas Using Blue Growth Initiatives: Mussel Farming for Eutrophication Control in the Baltic Sea'. *Science of the Total Environment* 709. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136144.
- Kozubíková, Eva, Satu Viljamaa-Dirks, Sirpa Heinikainen, and Adam Petrusek. 2011. 'Spiny-Cheek Crayfish Orconectes Limosus Carry a Novel Genotype of the Crayfish Plague Pathogen Aphanomyces Astaci'. *Journal of Invertebrate Pathology* 108 (3): 214–16. https://doi.org/10.1016/j.jip.2011.08.002.
- Kunimatsu, Takao, Miki Sudo, and Takeshi Kawachi. 1999. 'Loading Rates of Nutrients Discharging from a Golf Course and a Neighboring Forested Basin'. *Water Science and Technology* 39 (12): 99–107. https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00324-8.
- Leclercq, D. J.J., C. Q. Howard, P. Hobson, S. Dickson, A. C. Zander, and M. Burch. 2014. 'Controlling Cyanobacteria with Ultrasound'. *INTERNOISE 2014 - 43rd International Congress on Noise Control Engineering: Improving the World Through Noise Control*, no. December

2015.

- Lee, T.J., K. Nakand, and M. Matsumara. 2010. 'Ultrasonic Irradiation for Blue-Green Algae Control'. *Environmental Technology*, no. April 2013: 37–41. https://www.lenntech.com/eutrophication-water-bodies/ultrasonic-irradiation.htm.
- Leslie, Andrew J., Larry E. Nall, and Jess M. Van Dyke. 1983. 'Effects of Vegetation Control by Grass Carp on Selected Water-Quality Variables in Four Florida Lakes'. *Transactions of the American Fisheries Society* 112 (6): 777–87. https://doi.org/10.1577/1548-8659(1983)112<777:eovcbg>2.0.co;2.
- Linde-Arias, Ana Rosa, Jorge I. Izquierdo, Josino Costa Moreira, and Eva Garcia-Vazquez. 2008. 'Invasive Tilapia Juveniles Are Associated with Degraded River Habitats'. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18 (6): 891–95. https://doi.org/10.1002/aqc.928.
- Liu, Cheng, Jicheng Zhong, Jianjun Wang, Lu Zhang, and Chengxin Fan. 2016. 'Fifteen-Year Study of Environmental Dredging Effect on Variation of Nitrogen and Phosphorus Exchange across the Sediment-Water Interface of an Urban Lake'. *Environmental Pollution* 219: 639–48. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.040.
- Lumsden, Harry G, Vernon G Thomas, and Beren W Robinson. 2017. 'Wetland Drawdown and the Nutritional Value of Lemna Minor to a Wild Trumpeter Swan Brood'. *Ontario Birds*, no. April.
- Lürling, Miquel, and Maíra Mucci. 2020. 'Mitigating Eutrophication Nuisance: In-Lake Measures Are Becoming Inevitable in Eutrophic Waters in the Netherlands'. *Hydrobiologia* 9. https://doi.org/10.1007/s10750-020-04297-9.
- Lürling, Miquel, Guido Waajen, Bart Engels, and Frank van Oosterhout. 2017. 'Effects of Dredging and Lanthanum-Modified Clay on Water Quality Variables in an Enclosure Study in a Hypertrophic Pond'. *Water (Switzerland)* 9 (6). https://doi.org/10.3390/w9060380.
- Ma, Wei Xing, Ting Lin Huang, and Xuan Li. 2015. 'Study of the Application of the Water-Lifting Aerators to Improve the Water Quality of a Stratified, Eutrophicated Reservoir'. *Ecological Engineering* 83: 281–90. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.06.022.
- Machino, Y, and D M Holdich. 2006. 'Distribution of Crayfish in Europe and Adjacent Countries: Updates and Comments'. *Freshwater Crayfish* 15: 292–323.
- Mallin, Michael A., Virginia L. Johnson, Scott H. Ensign, and Tara A. MacPherson. 2006. 'Factors Contributing to Hypoxia in Rivers, Lakes, and Streams'. *Limnology and Oceanography* 51 (1 II): 690–701. https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0690.

- Manap, Norpadzlihatun, and Nikolaos Voulvoulis. 2016. 'Data Analysis for Environmental Impact of Dredging'. *Journal of Cleaner Production* 137: 394–404. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.07.109.
- Manfrin, Chiara, Catherine Souty-Grosset, Pedro M. Anastácio, Julian Reynolds, and Piero G. Giulianini. 2019. 'Detection and Control of Invasive Freshwater Crayfish: From Traditional to Innovative Methods'. *Diversity* 11 (1): 1–16. https://doi.org/10.3390/d11010005.
- Mareschal, B. 2011. 'Visual PROMETHEE'. http://www.promethee-gaia.net/.
- Mareschal, Bertrand. 1988. 'Weight Stability Intervals in Multicriteria Decision Aid'. *European Journal of Operational Research* 33 (1): 54–64. https://doi.org/10.1016/0377-2217(88)90254-8.
- Mareschal, Bertrand, and Jean Pierre Brans. 1988. 'Geometrical Representations for MCDA'. European Journal of Operational Research 34 (1): 69–77. https://doi.org/10.1016/0377-2217(88)90456-0.
- Mariani, F., A. Di Giulio, S. Fattorini, and S. Ceschin. 2020. 'Experimental Evidence of the Consumption of the Invasive Alien Duckweed Lemna Minuta by Herbivorous Larvae of the Moth Cataclysta Lemnata in Italy'. *Aquatic Botany* 161 (June 2019): 103172. https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2019.103172.
- Mazurkiewicz, Jakub, Agata Mazur, Robert Mazur, Krzysztof Chmielowski, Wojciech Czekała, and Damian Janczak. 2020. 'The Process of Microbiological Remediation of the Polluted Słoneczko Reservoir in Poland: For Reduction of Water Pollution and Nutrients Management'. *Water* 12 (11): 3002. https://doi.org/10.3390/w12113002.
- McGrane, Scott J. 2016. 'Impacts of Urbanisation on Hydrological and Water Quality Dynamics, and Urban Water Management: A Review'. *Hydrological Sciences Journal* 61 (13): 2295–2311. https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1128084.
- Meijer, M. L. 2000. Biomanipulation in the Netherlands. 15 Years of Experience. Ph.D. Thesis University of Wageningen.
- Meijer, Marie-Louise, Ingeborg de Boois, Marten Scheffer, Rob Portielje, and Harry Hosper. 1999. 'Biomanipulation in Shallow Lakes in The Netherlands: An Evaluation of 18 Case Studies'. *Hydrobiologia* 408 (0): 13–30. https://doi.org/10.1023/A:1017045518813.
- Merel, Sylvain, David Walker, Ruth Chicana, Shane Snyder, Estelle Baurès, and Olivier Thomas. 2013. 'State of Knowledge and Concerns on Cyanobacterial Blooms and Cyanotoxins'. *Environment International* 59: 303–27. https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.06.013.
- Michaletz, Paul H. 2020. 'Bolstering Piscivore Abundance to Restructure Small Impoundment Fish

- Communities'. *North American Journal of Fisheries Management* 40 (5): 1276–93. https://doi.org/10.1002/nafm.10494.
- Morais, Danielle C., and Adiel Teixeira De Almeida. 2012. 'Group Decision Making on Water Resources Based on Analysis of Individual Rankings'. *Omega* 40 (1): 42–52. https://doi.org/10.1016/j.omega.2011.03.005.
- Moss, Brian, Julia Stansfield, Kenneth Irvine, Martin Perrow, and Geoffrey Phillips. 1996. 'Progressive Restoration of a Shallow Lake: A 12-Year Experiment in Isolation, Sediment Removal and Biomanipulation'. *The Journal of Applied Ecology* 33 (1): 71. https://doi.org/10.2307/2405017.
- Moss, Brian, Deborah Stephen, Cristina Alvarez, Eloy Becares, Wouter Van De Bund, S E Collings, Ellen Van Donk, et al. 2003. 'The Determination of Ecological Status in Shallow Lakes a Tested System (ECOFRAME) for Implementation of the European Water Framework Directive'.

 Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 13 (6): 507–49.

 https://doi.org/https://doi.org/10.1002/aqc.592.
- Mostaq. 2019. 'Duckweed Control 7 Ways To Get Rid of Duckweed In Pond'. 2019. https://pondwiki.com/duckweed-control-in-pond/.
- Mouine, Mohamed. 2011. 'Mohamed Mouine Combinaison De Deux Méthodes D' Analyse'.
- Müller, Beat, Lee D. Bryant, Andreas Matzinger, and Alfred Wüest. 2021. 'Hypolimnetic Oxygen Depletion in Eutrophic Lakes'. *Environmental Science and Technology* 46 (18): 9964–71. https://doi.org/10.1021/es301422r.
- Mur, Luuc R., Olav M. Skulberg, and Hans Utkilen. 1999. 'Cyanobacteria in the Environment'. In *Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management*, ch. 9.
- Murphy, P. Tom, Ronald H. McDonald, Gregory A Lawrence, and Michael Mawhinney. 1999. 'Chain Lake Restoration by Dredging and Hypolimnetic Withdrawal'.
- Musseau, Camille, Clarisse Boulenger, Alain J. Crivelli, Isabelle Lebel, Marine Pascal, Stéphanie Boulêtreau, and Frédéric Santoul. 2015. 'Native European Eels as a Potential Biological Control for Invasive Crayfish'. *Freshwater Biology* 60 (4): 636–45. https://doi.org/10.1111/fwb.12510.
- Nakano, Kazunori, Tab Lee Jong, and Masatoshi Matsumura. 2001. 'In Situ Algal Bloom Control by the Integration of Ultrasonic Radiation and Jet Circulation to Flushing'. *Environmental Science and Technology* 35 (24): 4941–46. https://doi.org/10.1021/es010711c.
- Nayak, R. C., and R. K. Panda. 2001. 'Integrated Management of a Canal Command in a River Delta

- Using Multi-Objective Techniques'. *Water Resources Management* 15 (6): 383–401. https://doi.org/10.1023/A:1015593417769.
- Ngiam, Robin Wen Jiang, Wei Ling Lim, and C. Matilda Collins. 2017. 'A Balancing Act in Urban Social-Ecology: Human Appreciation, Ponds and Dragonflies'. *Urban Ecosystems* 20 (4): 743–58. https://doi.org/10.1007/s11252-016-0635-0.
- Nishisue, K., E. Sunamura, Y. Tanaka, H. Sakamoto, S. Suzuki, T. Fukumoto, M. Terayama, and S. Tatsuki. 2010. 'Long-Term Field Trial to Control the Invasive Argentine Ant (Hymenoptera: Formicidae) with Synthetic Trail Pheromone'. *Journal of Economic Entomology* 103 (5): 1784–89. https://doi.org/10.1603/EC10008.
- Nürnberg, Gertrud K. 1996. 'Trophic State of Clear and Colored, Soft- and Hardwater Lakes with Special Consideration of Nutrients, Anoxia, Phytoplankton and Fish'. *Lake and Reservoir Management* 12 (4): 432–47. https://doi.org/10.1080/07438149609354283.
- Nürnberg, Gertrud K., and Bruce D. LaZerte. 2016. 'Trophic State Decrease after Lanthanum-Modified Bentonite (Phoslock) Application to a Hyper-Eutrophic Polymictic Urban Lake Frequented by Canada Geese (Branta Canadensis)'. *Lake and Reservoir Management* 32 (1): 74–88. https://doi.org/10.1080/10402381.2015.1133739.
- Oertli, Beat, Aurélie Boissezon, Véronique Rosset, and Christiane Ilg. 2018. 'Alien Aquatic Plants in Wetlands of a Large European City (Geneva, Switzerland): From Diagnosis to Risk Assessment'. *Urban Ecosystems* 21 (2): 245–61. https://doi.org/10.1007/s11252-017-0719-5.
- Oertli, Beat, and Kirsten M. Parris. 2019. 'Review: Toward Management of Urban Ponds for Freshwater Biodiversity'. *Ecosphere* 10 (7). https://doi.org/10.1002/ecs2.2810.
- Oliver, Tom H., Matthew S. Heard, Nick J.B. Isaac, David B. Roy, Deborah Procter, Felix Eigenbrod, Rob Freckleton, et al. 2015. 'Biodiversity and Resilience of Ecosystem Functions'. *Trends in Ecology and Evolution* 30 (11): 673–84. https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.08.009.
- Onsem, Stijn V A N, J A N Breine, and Ludwig Triest. 2014. 'Kanaal En Vijvers in Het Brussels Hoofdstedelijk Gewest in 2013', 113.
- Onsem, Stijn Van, Jan Breine, and Ludwig Triest. 2017. 'De Biologische Kwaliteit van Waterlopen, Kanaal En Vijvers in Het Brussels Hoofstedelijk Gewest'.
- Pabis, Krzysztof. 2014. 'Life Cycle, Host Plants and Abundance of Caterpillars of the Aquatic Moth Cataclysta Lemnata (Lepidoptera: Crambidae) in the Post-Glacial Lake in Central Poland'.

 North-Western Journal of Zoology 10 (2): 441–44.
- Padayachee, Ashlyn L., Ulrike M. Irlich, Katelyn T. Faulkner, Mirijam Gaertner, Şerban Procheş,

- John R.U. Wilson, and Mathieu Rouget. 2017. 'How Do Invasive Species Travel to and through Urban Environments?' *Biological Invasions* 19 (12): 3557–70. https://doi.org/10.1007/s10530-017-1596-9.
- Paerl, H. W., R. S. Fulton, P. H. Moisander, and J. Dyble. 2001. 'Harmful Freshwater Algal Blooms, with an Emphasis on Cyanobacteria.' *TheScientificWorldJournal* 1: 76–113. https://doi.org/10.1100/tsw.2001.16.
- Paerl, Hans W., and Timothy G. Otten. 2013. 'Harmful Cyanobacterial Blooms: Causes, Consequences, and Controls'. *Microbial Ecology* 65 (4): 995–1010. https://doi.org/10.1007/s00248-012-0159-y.
- Paillisson, J, A Soudieux, and J Damien. 2011. 'Capture Efficiency and Size Selectivity of Sampling Gears Targeting Red-Swamp Crayfish in Several Freshwater Habitats'. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 06: 401. https://doi.org/10.1051/kmae/2011015.
- Paillisson, Jean-marc, Jean-patrice Damien, and Jean-marc Roussel. 2014. 'Vers Une Méthode Standardisée de Suivi Des Populations d'Écrevisses de Louisiane', no. January.
- Pavlović, S., S. Milošević, S. Borković, V. Simić, M. Paunović, R. Žikić, and Z. Saičić. 2006. 'A Report of Orconectes (Faxonius) Limosus (Rafinesque, 1817) [Crustacea: Decapoda: Astacidea: Cambaridae: Orconectes: Subgenus Faxonius] in the Serbian Part of the River Danube'.

 Biotechnology and Biotechnological Equipment 20 (1): 53–56.

 https://doi.org/10.1080/13102818.2006.10817304.
- Peretyatko, Anatoly, Jean-Jacques Symoens, and Ludwig Triest. 2007. 'Impact of Macrophytes on Phtyoplankton in Eutrophic Peri-Urban Ponds, Implication for Pond Management'. *Society, Royal Botanical Journal, Belgian* 140 (1): 83–99.
- Peretyatko, Anatoly, Samuel Teissier, Sylvia de Backer, and Ludwig Triest. 2009. 'Restoration Potential of Biomanipulation for Eutrophic Peri-Urban Ponds: The Role of Zooplankton Size and Submerged Macrophyte Cover'. *Hydrobiologia* 634 (1): 125–35. https://doi.org/10.1007/s10750-009-9888-4.
- Peretyatko, Anatoly, Samuel Teissier, Sylvia De Backer, and Ludwig Triest. 2012. 'Biomanipulation of Hypereutrophic Ponds: When It Works and Why It Fails'. *Environmental Monitoring and Assessment* 184 (3): 1517–31. https://doi.org/10.1007/s10661-011-2057-z.
- Phull, S. S., A. P. Newman, J. P. Lorimer, B. Pollet, and T. J. Mason. 1997. 'The Development and Evaluation of Ultrasound in the Biocidal Treatment of Water'. *Ultrasonics Sonochemistry* 4 (2): 157–64. https://doi.org/10.1016/S1350-4177(97)00029-1.
- Pilon-Smits, Elizabeth. 2005. 'Phytoremediation'. Annual Review of Plant Biology 56: 15–39.

- https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.56.032604.144214.
- Pinay, Gilles, Chantal Gascuel, Alain Ménesguen, Yves Souchon, Morgane Le Moal, Alix Levain, Claire Etrillard, Florentina Moatar, Alexandrine Pannard, and Philippe Souchu. 2018. 'L'eutrophisation - Manifestations, Causes, Conséquences et Prédictibilité. Collection Matière à Débattre et Décider', 179. https://www.quae-open.com/produit/91/9782759227587/leutrophisation.
- Poulet, Nicolas. 2014. 'Les Méthodes de Contrôle Des Populations d'Écrevisses Invasives Revue Synthétique', no. September. https://doi.org/10.13140/2.1.4120.0000.
- Prepas, E. E., and T. Charette. 2003. 'Worldwide Eutrophication of Water Bodies: Causes, Concerns, Controls'. *Treatise on Geochemistry* 9–9: 311–31. https://doi.org/10.1016/B0-08-043751-6/09169-6.
- Priya, Padmanabhan, and Shivendra V. Sahi. 2009. 'Influence of Phosphorus Nutrition on Growth and Metabolism of Duo Grass (Duo Festulolium)'. *Plant Physiology and Biochemistry* 47 (1): 31–36. https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2008.09.002.
- Prygiel, E., A. Charriau, R. Descamps, and G. Billon. 2011. 'Impact D' Un Traitement a La Paille D' Orge Sur Le Developpement Des Cyanobacteries Dans L' Etang'.
- Rajasekhar, Pradeep, Linhua Fan, Thang Nguyen, and Felicity A. Roddick. 2012. 'A Review of the Use of Sonication to Control Cyanobacterial Blooms'. *Water Research* 46 (14): 4319–29. https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.05.054.
- Reynaud-Beauverie, Mme M.A. 1935. 'Les Différents Modes d'atterrissement Des Étangs de La Dombes: Conséquences Pratiques, Remèdes Proposés'. *Bulletin de La Societe Botanique de France* 82 (3): 359–75. https://doi.org/10.1080/00378941.1935.10832992.
- Reynolds, Colin S. 1984. The Ecology of Freshwater Phytoplankton. Cambridge university press.
- Rigotti, Jucimara Andreza, Joana Postal Pasqualini, and Lucia Ribeiro Rodrigues. 2020. 'Nature-Based Solutions for Managing the Urban Surface Runoff: An Application of a Constructed Floating Wetland'. *Limnetica* 39 (1): 441–54. https://doi.org/10.23818/limn.39.28.
- Rijksregister België, België. 2020. 'Bevolkingscijfers Per Provincie En Per Gemeente Op 1 Januari 2018', 15. http://www.ibz.rrn.fgov.be/fileadmin/user_upload/fr/pop/statistiques/population-bevolking-20160101.pdf.
- Robitu, Mirela, Marjorie Musy, Christian Inard, and Dominique Groleau. 2006. 'Modeling the Influence of Vegetation and Water Pond on Urban Microclimate'. *Solar Energy* 80 (4): 435–47. https://doi.org/10.1016/j.solener.2005.06.015.

- Romero, Carlos, and Tahir Rehman. 1987. 'Natural Resource Management and the Use of Multiple Criteria Decision-Making Techniques: A Review'. *European Review of Agricultural Economics* 14 (1): 61–89. https://doi.org/10.1093/erae/14.1.61.
- Rosińska, Joanna, Anna Kozak, Renata Dondajewska, Katarzyna Kowalczewska-Madura, and Ryszard Gołdyn. 2018. 'Water Quality Response to Sustainable Restoration Measures Case Study of Urban Swarzędzkie Lake'. *Ecological Indicators* 84 (June 2017): 437–49. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.009.
- Roy, Eric D. 2017. 'Phosphorus Recovery and Recycling with Ecological Engineering: A Review'. *Ecological Engineering* 98: 213–27. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.10.076.
- Roy, Subha M, Jayraj P, Rajendra Machavaram, C M Pareek, and B C Mal. 2021. 'Diversified Aeration Facilities for Effective Aquaculture Systems—a Comprehensive Review'. *Aquaculture International*. https://doi.org/10.1007/s10499-021-00685-7.
- Savaya, Amit, Giulio De Leo, Emilius Aalto, Tom Levy, Ohad Rosen, Rivka Manor, Eliahu D. Aflalo, Elena Tricarico, and Amir Sagi. 2020. 'The Iag Gene in the Invasive Crayfish Procambarus Clarkii towards Sex Manipulations for Biocontrol and Aquaculture'. *Management of Biological Invasions* 11 (2): 237–58. https://doi.org/10.3391/mbi.2020.11.2.05.
- Schindler, Author D W. 1977. 'Evolution of Phosphorus Limitation in Lakes Published by: American Association for the Advancement of Science Stable URL:

 Http://Www.Jstor.Org/Stable/1743244 Accessed: 29-05-2016 18: 58 UTC'. Science 195 (4275): 260–62.
- Schindler, D.W. 2006. 'Recent Advances in the Understanding and Management of Eutrophication'. Limnology and Oceanography 51 (1): 356–63. https://doi.org/10.12688/f1000research.15081.1.
- Schueler, T., and Jon Simpson. 2001. 'Why Urban Lakes Are Different'. *Watershed Protection Techniques* 3 (4): 747–50.
- Seda, Jaromir, Josef Hejzlar, and Jan Kubecka. 2000. 'Trophic Structure of Nine Czech Reservoirs Regularly Stocked with Piscivorous Fish'. *Hydrobiologia* 429 (1–3): 141–49. https://doi.org/10.1023/A:1004048415779.
- Seekamp, Erin, Jessica E. Mayer, Patrice Charlebois, and Greg Hitzroth. 2016. 'Effects of Outreach on the Prevention of Aquatic Invasive Species Spread among Organism-in-Trade Hobbyists'. *Environmental Management* 58 (5): 797–809. https://doi.org/10.1007/s00267-016-0748-5.
- Seprős, Richárd, Anna Farkas, Adrien Sebestyén, Andor Lőkkös, Bernadett Kelbert, Blanka Gál, Miklós Puky, and András Weiperth. 2018. 'Current Status and Distribution of Non-Native Spiny Cheek Crayfish (Faxonius Limosus Rafinesque, 1817) in Lake Balaton'. *Hungarian Agricultural*

- Research 27 (3): 20-26.
- Sharma, Nilesh C., and Shivendra V. Sahi. 2005. 'Characterization of Phosphate Accumulation in Lolium Multiflorum for Remediation of Phosphorus-Enriched Soils'. *Environmental Science and Technology* 39 (14): 5475–80. https://doi.org/10.1021/es050198t.
- Sharma, Nilesh C., Daniel L. Starnes, and Shivendra V. Sahi. 2007. 'Phytoextraction of Excess Soil Phosphorus'. *Environmental Pollution* 146 (1): 120–27. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.06.006.
- Sharma, Rozi, Jan Vymazal, and Piyush Malaviya. 2021. 'Application of Floating Treatment Wetlands for Stormwater Runoff: A Critical Review of the Recent Developments with Emphasis on Heavy Metals and Nutrient Removal'. *Science of the Total Environment* 777: 146044. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146044.
- Simon, Ute, Rainer Brüggemann, and Stefan Pudenz. 2004a. 'Aspects of Decision Support in Water Management Example Berlin and Potsdam (Germany) I Spatially Differentiated Evaluation'. *Water Research* 38 (7): 1809–16. https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.12.037.
- ———. 2004b. 'Aspects of Decision Support in Water Management Example Berlin and Potsdam (Germany) II Improvement of Management Strategies'. *Water Research* 38 (19): 4085–92. https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.07.016.
- Singh, Samunder. 2014. Recent Advances in Weed Management in Wheat. Recent Advances in Weed Management. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-1019-9_7.
- Smith, V.H. 1998. Successes, Limitations, and Frontiers in Ecosystem Science.
- Smith, V.H., G.D. Tilman, and J.C. Nekola. 1999. 'Eutrophication: Impacts of Excess Nutrient Inputs on Freshwater, Marine, and Terrestrial Ecosystems'. *Environmental Pollution* 100: 179–96. https://doi.org/10.1002/iroh.201101498.
- Søndergaard, Martin, Lise Bruun, Torben Lauridsen, Erik Jeppesen, and Tom Vindbæk Madsen. 1996. 'The Impact of Grazing Waterfowl on Submerged Macrophytes: In Situ Experiments in a Shallow Eutrophic Lake'. *Aquatic Botany* 53 (1–2): 73–84. https://doi.org/10.1016/0304-3770(95)01013-0.
- SØndergaard, Martin, Erik Jeppesen, Torben L. Lauridsen, Christian Skov, Egbert H. Van Nes, Rudi Roijackers, Eddy Lammens, and Rob Portielje. 2007. 'Lake Restoration: Successes, Failures and Long-Term Effects'. *Journal of Applied Ecology* 44 (6): 1095–1105. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01363.x.
- Søndergaard, Martin, Lone Liboriussen, Asger R Pedersen, and Erik Jeppesen. 2008. 'Lake

- Restoration by Fish Removal: Short- and Long-Term Effects in 36 Danish Lakes'. *Ecosystems* 11 (8): 1291–1305. https://doi.org/10.1007/s10021-008-9193-5.
- Souty-Grosset, Catherine, David Holdich, P. Noel, J.D. Reynolds, and P. Haffner. 2006. *Atlas of Crayfish in Europe. Muséum National d'Histoire Naturelle, Pp.188, 2006. (hal-00110871)*.
- Srivastava, Jatin, Amit Gupta, and Harish Chandra. 2008. 'Managing Water Quality with Aquatic Macrophytes'. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology* 7 (3): 255–66. https://doi.org/10.1007/s11157-008-9135-x.
- Starnes, Daniel Lee. 2006. 'Use of Lolium Multiflorum for Remediation of Phosphorus from Poultry-Litter-Contaminated Media', no. January.
- Stebbing, P. D., G. J. Watson, M. G. Bentley, D. Fraser, R. Jennings, S. P. Rushton, and P. J. Sibley. 2003. 'Reducing the Threat: The Potential Use of Pheromones to Control Invasive Signal Crayfish'. *BFPP Bulletin Francais de La Peche et de La Protection Des Milieux Aquatiques*, no. 370-371 SPEC. ISS.: 219–24. https://doi.org/10.1051/kmae.
- Stewart, Franck M., Tim Mulholland, Alfred B. Cunningham, Bruce G. Kania, and Mark T. Osterlund. 2008. 'Состояние Костной Ткани У Женщин С Сахарным Диабетом 2 Типа В Зависимости От Функционального Состояния Яичников'. *Journal of Siberian Medical Sciences* 16 (1).
- Stott, B., and T. O. Robson. 1970. 'Efficiency of Grass Carp (Ctenopharyngodon Idella Val.) in Controlling Submerged Water Weeds'. *Nature* 226 (5248): 870. https://doi.org/10.1038/226870a0.
- Sun, F., M. Chen, and J. Chen. 2011. 'Integrated Management of Source Water Quantity and Quality for Human Health in a Changing World'. *Encyclopedia of Environmental Health*, 254–65. https://doi.org/10.1016/B978-0-444-52272-6.00286-5.
- Tanner, Chris C, J P S Sukias, J Park, C Yates, and T Headley. 2011. 'Floating Treatment Wetlands: A New Tool for Nutrient Management in Lakes and Waterways'. *Adding to the Knowledge Base for the Nutrient Manager*, no. Figure 1: 12. http://flrc.massey.ac.nz/publications.html.
- Teurlincx, Sven, Jan J. Kuiper, Ellen CM Hoevenaar, Miquel Lurling, Robert J. Brederveld, Annelies J. Veraart, Annette BG Janssen, Wolf M. Mooij, and Lisette N. de Senerpont Domis. 2019.
 'Towards Restoring Urban Waters: Understanding the Main Pressures'. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 36 (May 2018): 49–58.
 https://doi.org/10.1016/j.cosust.2018.10.011.
- The City of Markham. 2020. 'Swan Lake Water Quality', 1–109. https://www.markham.ca/wps/portal/home/about/city-hall/city-projects-initiatives/current/stormwater-management/maintenance-of-stormwater-management-

- facilities/swan-lake-water-quality.
- Theiss, J., K. Zielinski, and H. Lang. 1990. 'Biomanipulation by Introduction of Herbivorous Zooplankton. A Helpful Shock for Eutrophic Lakes?' *Hydrobiologia* 200–201 (1): 59–68. https://doi.org/10.1007/BF02530329.
- Thuy Do, Nguyen, Yuichiro Yoshimura, Masayoshi Harada, and Kazuaki Hiramatsu. 2015. 'Generation of Hydrogen Sulfide in the Deepest Part of a Reservoir under Anoxic Water Conditions'. *Paddy and Water Environment* 13 (1): 101–13. https://doi.org/10.1007/s10333-013-0412-0.
- Todorov, Milcho, Teodora Trichkova, Zdravko Hubenov, and Pavel Jurajda. 2020. 'Faxonius Limosus (Rafinesque, 1817) (Decapoda: Cambaridae), a New Invasive Alien Species of European Union Concern in Bulgaria'. *Acta Zoologica Bulgarica* 72 (1): 113–21.
- Triest, Ludwig, Iris Stiers, and Stijn Van Onsem. 2016. 'Biomanipulation as a Nature-Based Solution to Reduce Cyanobacterial Blooms'. *Aquatic Ecology* 50 (3): 461–83. https://doi.org/10.1007/s10452-015-9548-x.
- Troschel, H J, and P Dehus. 1993. 'Distribution of Crayfish Species in the Federal Republic of Germany, with Special Reference to Austropotamobius Pallipes'. *UNIVERSITY OF SOUTHWESTERN LOUISIANA, LAFAYETTE, LA(USA).*, 390–98.
- Turner, Andrew M., and Nathan Ruhl. 2007. 'Phosphorus Loadings Associated with a Park Tourist Attraction: Limnological Consequences of Feeding the Fish'. *Environmental Management* 39 (4): 526–33. https://doi.org/10.1007/s00267-005-0155-9.
- UICN. 2021. 'Global Invasive Species Database'. 2021. http://www.iucngisd.org/gisd/search.php.
- Vanderklift, Mathew A., Christopher Doropoulos, Daniel Gorman, Inês Leal, Antoine J.P. Minne, John Statton, Andrew D.L. Steven, and Thomas Wernberg. 2020. 'Using Propagules to Restore Coastal Marine Ecosystems'. *Frontiers in Marine Science* 7 (September): 1–15. https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00724.
- Viessman, Warren. 1995. 'Integrated Water Management', 2–12.
- Visser, Petra M., Bas W. Ibelings, Bart Van Der Veer, Jan Koedood, and Luuc R. Mur. 1996. 'Artificial Mixing Prevents Nuisance Blooms of the Cyanobacterium Microcystis in Lake Nieuwe Meer, the Netherlands'. *Freshwater Biology* 36 (2): 435–50. https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1996.00093.x.
- Vollenweider, Richard Albert. 1982. *Eutrophication of Waters: Monitoring, Assessment and Control*. Organisation for Economic Co-operation and Development; [Washington, DC: Sold

- Voorde, Tim Van de, Jonathan Cheung-wai Chan, and Frank Canters. 2010. 'Mapping Update and Analysis of the Evolution of Non-Built (Green) Spaces in the Brussels Capital Region Part I: Mapping of Non-Built (Green) Spaces Based on Recent High Resolution Remote Sensing Data Part II: Analysis of the Evolution of Non-Built', no. December.
- Waajen, Guido, Frank van Oosterhout, Grant Douglas, and Miquel Lürling. 2016a. 'Geo-Engineering Experiments in Two Urban Ponds to Control Eutrophication'. *Water Research* 97: 69–82. https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.11.070.
- ——. 2016b. 'Management of Eutrophication in Lake De Kuil (The Netherlands) Using Combined Flocculant Lanthanum Modified Bentonite Treatment'. *Water Research* 97: 83–95. https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.11.034.
- Waajen, Guido W.A.M., Niek C.B. Van Bruggen, L. Miguel Dionisio Pires, Wouter Lengkeek, and Miquel Lürling. 2016. 'Biomanipulation with Quagga Mussels (Dreissena Rostriformis Bugensis) to Control Harmful Algal Blooms in Eutrophic Urban Ponds'. *Ecological Engineering* 90: 141–50. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.01.036.
- Wal, Jessica E.M. van der, Martijn Dorenbosch, Anne K. Immers, Constanza Vidal Forteza, Jeroen J.M. Geurts, Edwin T.H.M. Peeters, Bram Koese, and Elisabeth S. Bakker. 2013. 'Invasive Crayfish Threaten the Development of Submerged Macrophytes in Lake Restoration'. *PLoS ONE* 8 (10): 1–11. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0078579.
- Walsh, Jake R., Stephen R. Carpenter, and M. Jake Van Der Zanden. 2016. 'Invasive Species Triggers a Massive Loss of Ecosystem Services through a Trophic Cascade'. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 113 (15): 4081–85. https://doi.org/10.1073/pnas.1600366113.
- West-Brabant, Hoogheemraadschap van, and NIOO-KNAW. 2000. 'Maatregel: Rottend Stro'. 2000. https://www.helpdeskwater.nl/onderwerpen/water-ruimte/ecologie/meren/ingreep-biologie/rottend-stro/.
- Wezel, Alexander, Joel Robin, Mathieu Guerin, Florent Arthaud, and Dominique Vallod. 2013. 'Management Effects on Water Quality, Sediments and Fish Production in Extensive Fish Ponds in the Dombes Region, France'. *Limnologica* 43 (3): 210–18. https://doi.org/10.1016/j.limno.2012.11.003.
- White, Sarah A., and Matthew M. Cousins. 2013. 'Floating Treatment Wetland Aided Remediation of Nitrogen and Phosphorus from Simulated Stormwater Runoff'. *Ecological Engineering* 61: 207–15. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.09.020.
- Wichelen, Jeroen Van, Steven Declerck, Koenraad Muylaert, Ivan Hoste, Vanessa Geenens, Jochen

- Vandekerkhove, Erik Michels, et al. 2007. 'The Importance of Drawdown and Sediment Removal for the Restoration of the Eutrophied Shallow Lake Kraenepoel (Belgium)'. *Hydrobiologia* 584 (1): 291–303. https://doi.org/10.1007/s10750-007-0611-z.
- Wittmann, Marion E., Christopher L. Jerde, Jennifer G. Howeth, Sean P. Maher, Andrew M. Deines, Jill A. Jenkins, Gregory W. Whitledge, et al. 2014. 'Grass Carp in the Great Lakes Region: Establishment Potential, Expert Perceptions, and Re-Evaluation of Experimental Evidence of Ecological Impact'. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 71 (7): 992–99. https://doi.org/10.1139/cjfas-2013-0537.
- Wolters, W. T.M., and B. Mareschal. 1995. 'Novel Types of Sensitivity Analysis for Additive MCDM Methods'. *European Journal of Operational Research* 81 (2): 281–90. https://doi.org/10.1016/0377-2217(93)E0343-V.
- Xiang, Wu, Yang Xiao-E., and Zed Rengel. 2009. 'Phytoremediation Facilitates Removal of Nitrogen and Phosphorus from Eutrophicated Water and Release from Sediment'. *Environmental Monitoring and Assessment* 157 (1–4): 277–85. https://doi.org/10.1007/s10661-008-0534-9.
- Yan, Jiang, Tian Dagang, and Pan Yue. 2007. 'Ranking Environmental Projects Model Based on Multicriteria Decision-Making and the Weight Sensitivity Analysis * * This Project Was Supported by Shanghai Leading Academic Discipline Project (T0502); Shanghai Municipal Educational Commission Project (05EZ'. *Journal of Systems Engineering and Electronics* 18 (3): 534–39. https://doi.org/10.1016/S1004-4132(07)60125-X.
- Yu, Juhua, Shiming Ding, Jicheng Zhong, Chengxin Fan, Qiuwen Chen, Hongbin Yin, Lei Zhang, and Yinlong Zhang. 2017. 'Evaluation of Simulated Dredging to Control Internal Phosphorus Release from Sediments: Focused on Phosphorus Transfer and Resupply across the Sediment-Water Interface'. *Science of the Total Environment* 592: 662–73. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.219.
- Zambrano, Luis, Enrique Martínez-Meyer, Naercio Menezes, and A. Townsend Peterson. 2006. 'Invasive Potential of Common Carp (Cyprinus Carpio) and Nile Tilapia (Oreochromis Niloticus) in American Freshwater Systems'. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63 (9): 1903–10. https://doi.org/10.1139/F06-088.
- Zamparas, Miltiadis, and Ierotheos Zacharias. 2014. 'Restoration of Eutrophic Freshwater by Managing Internal Nutrient Loads. A Review'. *Science of the Total Environment* 496: 551–62. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.076.
- Zhang, Hong, Wenzhong Tang, Weidong Wang, Wei Yin, Honglei Liu, Xiaomin Ma, Yiqi Zhou, et al. 2021. 'A Review on China's Constructed Wetlands in Recent Three Decades: Application and

- Practice'. *Journal of Environmental Sciences (China)* 104: 53–68. https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.11.032.
- Zhang, Xia, Ping Xie, and Xiaoping Huang. 2008. 'A Review of Nontraditional Biomanipulation'. *TheScientificWorldJournal* 8: 1184–96. https://doi.org/10.1100/tsw.2008.144.
- Zhong, Jicheng, Shuailong Wen, Lu Zhang, Jianjun Wang, Cheng Liu, Juhua Yu, Lei Zhang, and Chengxin Fan. 2021. 'Nitrogen Budget at Sediment–Water Interface Altered by Sediment Dredging and Settling Particles: Benefits and Drawbacks in Managing Eutrophication'. *Journal of Hazardous Materials* 406 (July 2020): 124691. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124691.
- Zhou, Hao, Weijun Zhang, Liqin Li, Meiyi Zhang, and Dongsheng Wang. 2021. 'Science of the Total Environment Environmental Impact and Optimization of Lake Dredged-Sludge Treatment and Disposal Technologies Based on Life Cycle Assessment (LCA) Analysis'. *Science of the Total Environment* 787: 147703. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147703.

8. Annexes:

Annexe 1 Représentation GAIA des méthodes contre l'eutrophisation en 3 dimension selon les axes U & W donc l'information conservée correspond à 54% montrant que les méthodes Radeau végétalisé (RV) et Manipulation hydrographiques (MH) ne sont pas si rapprochée dans le plan U-W

