



Pêche récréative et fonctionnement des lacs : conséquences des pratiques d'amorçage et aide à la gestion opérationnelle

Alexis Imbert

► To cite this version:

Alexis Imbert. Pêche récréative et fonctionnement des lacs : conséquences des pratiques d'amorçage et aide à la gestion opérationnelle. Sciences et techniques des pêches. Université Paul Sabatier - Toulouse III, 2023. Français. NNT : 2023TOU30239 . tel-04547246

HAL Id: tel-04547246

<https://theses.hal.science/tel-04547246>

Submitted on 15 Apr 2024

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



THÈSE

**En vue de l'obtention du
DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE
Délivré par l'Université Toulouse 3 - Paul Sabatier**

**Présentée et soutenue par
Alexis IMBERT**

Le 20 décembre 2023

**Pêche récréative et fonctionnement des lacs : conséquences des
pratiques d'amorçage et aide à la gestion opérationnelle**

Ecole doctorale : **SEVAB - Sciences Ecologiques, Vétérinaires, Agronomiques et
Bioingenieries**

Spécialité : **Ecologie, biodiversité et évolution**

Unité de recherche :
EDB - Evolution et Diversité Biologique

Thèse dirigée par
Julien CUCHEROUSSET et Stéphanie BOULETREAU

Jury

M. Damien BANAS, Rapporteur
M. Franck CATTANÉO, Rapporteur
M. Alexandre BEC, Examineur
M. Julien CUCHEROUSSET, Directeur de thèse
Mme Stéphanie BOULÊTREAU, Co-directrice de thèse
M. Régis CEREGHINO, Président

Pêche récréative et fonctionnement des lacs : conséquences des pratiques d'amorçage et aide à la gestion opérationnelle

Alexis Imbert

Sous la direction de Julien Cucherousset

Et la co-direction de Stéphanie Boulêtreau

Remerciements

Avant toute chose, je remercie Damien Banas et Franck Cattaneo, les deux rapporteurs qui ont accepté de prendre le temps de lire mon travail et d'amener leur regard sur cette problématique qui ne leur est pas forcément familière. Un grand merci également à Alexandre Bec et Franck Gilbert d'avoir accepté de compléter mon jury en qualité d'examineur.

Il est temps, je crois, de remercier mon directeur de thèse Julien Cucherousset, pour l'ensemble de son œuvre. Je te suis reconnaissant de m'avoir accepté dans ton équipe, alors que je ne connaissais rien au monde de la recherche. Tu as fait bien plus pour moi que ton travail de directeur de thèse ne le demandait, et il serait bien trop réducteur de lister ici tout ce que je garderai de tes précieux conseils, qu'ils soient professionnels, halieutiques ou simplement personnels. Un immense merci également à ma co-directrice Stéphanie Boulêtreau, pour ta disponibilité permanente, ta bienveillance et les galères partagées lors de certaines étapes de ma thèse. Je m'estime chanceux d'avoir eu une telle équipe d'encadrement, toujours de bonne humeur, toujours des idées constructives, un soutien constant malgré les difficultés rencontrées.

Si l'on remonte le temps, je tenais à remercier Jean-Nicolas Beisel de m'avoir donné l'envie de continuer en thèse grâce à ses cours à l'ENGEES, d'avoir su écouter mon projet, de m'avoir mis en relation avec l'équipe de Toulouse et d'avoir continué à garder un œil sur moi durant ces trois ans. Merci également à l'ensemble du personnel de l'ENGEES pour son soutien et en particulier à Florence Le Ber pour son accompagnement dans ma recherche de poste futur.

Je remercie la commission d'accompagnement du doctorant IAE du ministère de la transition écologique et solidaire de m'avoir donné la possibilité de réaliser ce doctorat. Cela n'aurait sans doute pas été possible sans le soutien de Thierry Caquet, directeur scientifique de l'INRAE, Claude Roustan, président de la FNPF, Jean-Pierre Rebillard, chef de la mission réseaux et surveillance de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne, Guillaume Mederel, responsable du laboratoire d'hydrobiologie de la DREAL Nouvelle-Aquitaine, Etienne Rivot, enseignant-chercheur au sein de l'institut Agro de Rennes et Olivier Plasseraud, directeur de la FDAAPPMA31, qui m'ont apporté leur soutien par une lettre témoignant de l'intérêt de cette problématique dans l'élaboration de mon projet de thèse en 2020.

Merci également aux membres de mon comité thèse, Etienne Rivot, Michaël Danger, Brigitte Vinçon-Leite et Jean-Nicolas Beisel pour leur accompagnement et leurs conseils précieux, et pour s'être assurés du bon déroulement de la thèse. Une attention particulière à Brigitte Vinçon-Leite pour avoir pris le temps de m'aider dans la prise en main du modèle numérique et pour sa collaboration active dans mon dernier chapitre.

Je remercie l'ensemble des gestionnaires de la pêche de m'avoir constamment donné l'accès aux lacs afin de réaliser mes suivis. Merci à la fédération de pêche de Haute-Garonne et à l'ensemble des présidents d'AAPPMA de m'avoir laissé cette liberté. Merci aux gestionnaires privés et en particulier à Fred pour son accueil toujours chaleureux et sa disponibilité. Merci également aux pêcheurs qui, dans leur immense majorité, ont su m'écouter et répondre à l'ensemble de mes questions.

Je remercie l'ensemble du laboratoire EDB et son personnel pour son accueil. Une pensée particulière à ceux qui ont rendu ma thèse plus simple (aide sur le terrain et soutien administratif).

La faisabilité de mes travaux requiert une équipe de choc. Pour cela, je remercie l'ensemble des membres de la team gravière, passé et présent. Je ne mentionnerai là que des membres que j'ai connus, à savoir Ivan, Ignasi et Aline, qui m'ont accompagné et pris sous leur aile au tout début de mon projet. Merci à Marie, notre sentinelle, et Valentin, avec qui j'ai passé trois ans à partager les affres du doctorat, avec une entraide permanente. Merci à Flavien, dernier doctorant en date, pour les heures passées ensemble sur le terrain, dans le bureau ou sur un terrain de rugby. Merci à Chloé et Régina, les deux grandes sœurs de l'équipe qui ont tout simplement rendu ma vie ici plus agréable. Je terminerai par les deux ingénieurs de l'équipe, Pierre et Paul, dont j'ai eu la chance de partager des sessions de terrain sous la pluie, sous un soleil de plomb, à l'aurore ou à la tombée de la nuit. Vous avez été les rouages essentiels dans le bon fonctionnement de l'équipe et, même si c'était compliqué certains matins, je ne garderai de vous que votre bonne humeur n'apparaissant au plus tôt qu'une fois le camion chargé !

Pour terminer, je remercie ma compagne pour son soutien indéfectible, qui a su composer avec mes impératifs inhérents à un suivi de terrain parfois contraignant. Je remercie chaleureusement mes parents et ma famille, à qui je dois tout simplement l'ensemble de mes réussites.

Résumé

Les flux allochtones de matière et d'énergie terrestres entrant dans les écosystèmes aquatiques impactent fortement leur fonctionnement. En plus de l'allochtonie naturelle classiquement décrite, les activités humaines génèrent des flux allochtones. La pêche de loisir, à travers les pratiques d'amorçage, qui consistent en l'introduction de matière organique dans le but d'augmenter les captures de poissons, génère un flux allochtone d'origine anthropique dont les propriétés et les impacts sur les écosystèmes sont largement méconnus mais qui pourrait accélérer l'eutrophisation des plans d'eau. Ainsi, l'objectif général de cette thèse était de déterminer la composition et les propriétés du flux d'amorce afin d'estimer sa consommation par les poissons, d'évaluer ses impacts sur la qualité de l'eau et de proposer des mesures de gestion des pratiques d'amorçage. Dans un premier chapitre, l'analyse de la composition stœchiométrique de quatre types d'amorce a mis en évidence une forte teneur en azote et phosphore, variable selon les types, pouvant être jusqu'à dix-sept fois supérieure aux concentrations en phosphore observées dans l'allochtonie naturelle (litières d'arbres). Dans un deuxième chapitre, la concentration en microplastiques dans les amorces a été mesurée. Deux des trois types d'amorce analysés contenaient des microplastiques, avec une concentration moyenne de 17,4 particules/kg. Par analyse des isotopes stables, le troisième chapitre a mis en évidence une consommation contrastée d'amorce par les cyprinidés dans des plans d'eau de gravières supportant différents types de pêche. Certains individus dérivait principalement leur énergie des amorces, représentant jusqu'à 80,5 % des ressources utilisées. Dans le quatrième chapitre, un suivi de terrain et des questionnaires aux pêcheurs ont mis en évidence une forte saisonnalité dans les quantités d'amorce utilisées selon la technique de pêche pratiquée. En moyenne, les pêcheurs à la carpe utilisaient 4,6 kg d'amorce par jour. Couplées à un fort apport estival, ces quantités ont généré une eutrophisation importante, modélisée à l'aide d'un modèle numérique de fonctionnement de lac. Ce même modèle a également identifié la limitation des quantités individuelles d'amorce comme la mesure de gestion la plus efficace, permettant de réduire les concentrations en phosphore et chlorophylle-a. Ce travail a permis de mettre en évidence que les flux d'amorce constituent une forme d'allochtonie aux propriétés qualitatives, quantitatives et temporelles variables dont dépend l'intensité des impacts sur les écosystèmes. Dans certains cas, ces flux conduisent à une dégradation importante de la qualité de l'eau, ce qui justifie la nécessité d'établir des mesures de gestion des pratiques d'amorçage.

Summary

Terrestrial subsidies to aquatic ecosystem have a strong impact on their functioning. In addition to natural subsidies, human activities also generates allochthonous inputs. Recreational fishing, through groundbaiting practices, which consists in introducing organic matter to optimise fish harvest, generates human subsidies which properties and impact on aquatic ecosystem are poorly known, despite their potential implication on lake eutrophication. This study aimed to determine the composition and properties of angling bait subsidies in order to quantify their consumption by fish, to assess impacts on water quality and to propose groundbaiting management measures. In the first chapter, the analyses of stoichiometric composition of four angling bait types revealed a high level of nitrogen and phosphorus, variable according type, which phosphorus contents up to 17 times higher than those observed in natural subsidies (tree litter). In the second chapter, the microplastic concentration was quantified. Two of the three angling bait types analysed contained microplastics, with an average concentration of 17.4 particles.kg⁻¹. Through the analysis of stable isotope values, the third chapter highlighted a contrasted angling bait consumption by cyprinid fishes in gravel pit lakes supporting different fishery types. Some individuals used angling baits as their major energy source, accounting for up to 80.5 % of the resources consumed. In the fourth chapter, a field survey coupled with a questionnaire to anglers allowed to assess a strong seasonality in the angling bait quantities used according to fishing technique practiced. Specialised carp anglers used in average 4.6 kg of angling baits per day. Associated to a strong summer input, these introduced quantities generated an important eutrophication, modelled with a numerical lake model functioning. This model also identified the limitation of individual amount of baits as the most efficient groundbaiting management measure, which allowed to drastically reduce the total phosphorus and chlorophyll-a concentrations. This work allowed to identify angling bait as a subsidy with qualitative, quantitative and temporal properties highly variables which modulate the impact on ecosystems. In some cases, angling bait subsidies lead to a substantial water quality degradation, which justifies the need to set up some groundbaiting management measures.

Sommaire

Introduction générale.....09

A. Ecosystèmes aquatiques et perturbations anthropiques.....	10
B. Flux allochtones et fonctionnement des écosystèmes aquatiques.....	13
C. Flux allochtones d'origine anthropique.....	17
D. La pêche récréative.....	18
E. Les apports d'amorce par la pêche récréative.....	22
F. La gestion de la pêche récréative.....	25
G. Objectifs.....	27

Partie I – Caractérisation des amorces.....29

Chapitre 1 – Etude des compositions stœchiométriques et des cinétiques de décomposition des amorces.....30

Résumé.....	32
<i>Abstract</i>	33
<i>Introduction</i>	34
<i>Materials & Methods</i>	35
<i>Results</i>	38
<i>Discussion</i>	45

Chapitre 2 – Quantification et identification de la présence de microplastiques au sein des amorces.....48

Résumé.....	50
-------------	----

<i>Abstract</i>	51
<i>Introduction</i>	52
<i>Materials & Methods</i>	54
<i>Results</i>	57
<i>Discussion</i>	63

Partie II – Devenir et impacts des amorces.....67

Chapitre 3 - Consommation des amorces et impact sur l'écologie trophique des cyprinidés.....68

Résumé.....	70
<i>Abstract</i>	71
<i>Introduction</i>	72
<i>Materials & Methods</i>	73
<i>Results</i>	78
<i>Discussion</i>	83

Chapitre 4 - Impact des amorces sur l'eutrophisation des pêcheries et efficacité des mesures de gestion des pratiques d'amorçage.....86

Résumé.....	88
<i>Abstract</i>	89
<i>Introduction</i>	90
<i>Materials & Methods</i>	92
<i>Results</i>	100
<i>Discussion</i>	111

Discussion générale.....	115
A. Rappel des résultats.....	116
B. L’amorce, un flux allochtone aux propriétés multiples et uniques.....	119
C. Une source de pollution émergente aux conséquences inconnues.....	124
D. Nécessité de la prise en compte des pratiques d’amorçage dans la gestion des pêcheries et implication pour les acteurs de la pêche.....	131
E. Conclusion.....	136
 Références bibliographiques.....	 138
 Annexes.....	 160

Introduction générale

A. Écosystèmes aquatiques et perturbations anthropiques

Par rapport à la surface qu'ils couvrent, les écosystèmes aquatiques d'eau douce abritent une biodiversité disproportionnée. L'eau douce représente uniquement 0,01 % de l'eau dans le monde mais accueille plus de 6 % de toutes les espèces décrites, soit plus de 100 000 espèces (Dudgeon et al., 2006). Au moins 10 000 espèces de poissons vivent dans les milieux aquatiques d'eau douce, soit 40 % des poissons connus (Lundberg et al., 2000). Leur faible taille et leur biodiversité forte induisent une vulnérabilité accrue de ces écosystèmes face aux changements globaux. Ainsi, à l'horizon 2100, le déclin de la biodiversité sera bien plus important dans les écosystèmes aquatiques d'eau douce que dans les écosystèmes terrestres (Sala et al., 2000). Ce déclin, déjà observé aujourd'hui, est la conséquence directe et indirecte d'un ensemble de perturbations induites par les activités anthropiques, telles que la destruction des habitats, la pollution, les invasions biologiques et la surexploitation (Vörösmarty et al., 2010). Ces impacts multiples sont dus à l'utilisation massive des écosystèmes d'eau douce par l'homme. Le concept de NCP, *Nature's Contributions to People*, liste l'ensemble des contributions que la Nature fournit à l'Homme (Díaz et al., 2018). Cette classification propose 18 NCP, rassemblant l'ensemble des contributions matérielles et immatérielles. Les écosystèmes aquatiques trouvent leur place dans l'ensemble d'entre elles, de la création d'habitat (NCP1) jusqu'à la dimension culturelle et religieuse (NCP17), en passant par la création d'énergie (NCP11) ou la protection contre les événements climatiques extrêmes (NCP9). Cette forte contribution aux NCPs témoigne de l'importance des écosystèmes aquatiques pour la société, mais est aussi un indicateur de la multitude des pressions anthropiques qu'ils subissent.

Les pressions anthropiques affectant les écosystèmes aquatiques peuvent être de nature physique, écologique ou chimique (Dudgeon et al., 2006). Les pressions anthropiques de nature physique qui s'exercent sur ces écosystèmes sont associées à une modification des débits principalement due à la fragmentation des cours d'eau par la construction des barrages pour stocker de l'eau potable, l'irrigation et la production d'énergie. L'eau stockée dans ces barrages représente l'équivalent de 5 fois le volume d'eau présent dans l'ensemble des rivières du monde (Chao, 1995). En plus des impacts connus sur les poissons migrateurs (Antonio et al., 2007), les barrages pourraient être responsables de la diminution de la richesse taxonomique des invertébrés en aval de ces structures et de l'enrichissement trophique des réservoirs dû au réchauffement de l'eau et au développement du phytoplancton (Wu et al., 2019). En aval des

barrages, l'hydromorphologie des cours d'eau est fortement impactée. Même si cela n'est pas exclusivement imputable à la présence de barrages, et s'inscrit dans un contexte plus global de réchauffement climatique, plus de 50 % des cours d'eau dans le monde sont intermittents et connaissent au moins un jours d'assec par an (Messenger et al., 2021). D'autres pressions anthropiques contribuent à la raréfaction de l'eau, notamment les prélèvements des eaux de surface ou souterraines pour l'irrigation ou la production d'eau potable. L'effet combiné de l'irrigation et de la présence de réservoirs a ainsi diminué de 2,1 % le débit total annuel de l'ensemble des cours d'eau européens (Biemans et al., 2011).

Les pressions anthropiques de nature écologique font référence principalement à l'introduction d'espèces invasives. Ce phénomène correspond à l'introduction volontaire ou non d'espèces dans des milieux où elles ne sont originellement pas présentes, mais où elles arrivent à s'implanter (Lockwood & Welbourne, 2023). Les espèces invasives dans les milieux aquatiques impactent l'ensemble du réseau trophique et affectent tous les niveaux d'organisation biologique, de l'expression du génome jusqu'au fonctionnement de l'écosystème (Cucherousset & Olden, 2011). Par exemple, l'invasion de la carpe commune (*Cyprinus carpio*) en Australie a entraîné des modifications profondes des communautés piscicoles autochtones par hybridation et compétition. Elle a également modifié l'ensemble de l'écosystème en augmentant la biodisponibilité du phosphore issue de la libération par les sédiments lors de la bioturbation par les carpes (Parkos li et al., 2003; Koehn, 2004). Les invasions biologiques peuvent entrer en synergie avec d'autres pressions anthropiques et les chances d'invasions nouvelles sont d'autant plus élevées que l'écosystème est dégradé (Dudgeon et al., 2006). Ainsi, le réchauffement climatique augmente la vulnérabilité des écosystèmes face à la propagation des espèces invasives et exacerbe leurs impacts écologiques (Rolls et al., 2017).

Les pressions anthropiques de nature chimique sont multiples. La pollution par des produits phytosanitaires (pesticides, fongicides et herbicides) entraîne un déséquilibre du réseau trophique, à travers une réduction des populations des niveaux trophiques supérieurs qui favorise le développement des niveaux trophiques basaux (Staley et al., 2015). Par exemple, l'atrazine, herbicide largement répandu jusqu'à son interdiction en France en 2003, diminue la production primaire et détruit les communautés de macrophytes, augmentant l'activité de décomposition de la biomasse morte et favorisant la libération d'ammoniac (Graymore et al., 2001). La pollution par des produits pharmaceutiques peut également avoir des conséquences importantes. A ce titre, l'introduction d'hormones féminins (œstrogènes) ou de médicaments

contre l'anxiété (Oxacépam) peuvent respectivement altérer les capacités reproductrices ou diminuer l'activité alimentaire des poissons (Kayode-Afolayan et al., 2022). De nombreux travaux s'intéressent aujourd'hui à une nouvelle forme de pollution émergente, à savoir la pollution par les microplastiques (taille $< 5\text{mm}$) qui sont présents dans la quasi-totalité des écosystèmes aquatiques (Koelmans et al., 2019). La concentration de microplastiques dans l'eau est extrêmement variable, allant de 1 particule pour 100 m^3 à plus d'1 million de particules par m^3 (Li et al., 2018), et dépend fortement de l'urbanisation du bassin versant attenant (De Carvalho et al., 2021a). Sur 87 000 organismes analysés, rassemblant poissons marins et d'eau douce, invertébrés aquatiques, oiseaux marins, tortues et oiseaux terrestres du monde entier, un taux de prévalence de microplastiques de 20 % a été observé, avec une abondance pouvant atteindre 10 particules par individu (Gouin, 2020). Présentes surtout dans le système digestif, ces particules peuvent induire de nombreux effets sur les consommateurs (Dris et al., 2018). Les conséquences peuvent être observées au niveau cellulaire à travers l'altération de la production protéique, mais également au niveau comportemental et physiologique, à travers une baisse du taux de croissance des individus contaminés (Parker et al., 2021).

En plus des polluants, l'entrée de matière organique dans les écosystèmes aquatiques peut provoquer des déséquilibres. Ce phénomène, appelé eutrophisation, est un processus naturel de vieillissement des lacs qui s'enrichissent progressivement en matière organique et nutriments favorables à une production algale excessive. Cela mène à une accumulation de biomasse lorsque les algues meurent et une consommation de l'intégralité de l'oxygène pour dégrader cette matière par les bactéries du sédiment (Greeson, 1969). Lorsqu'il n'y a plus assez d'oxygène pour dégrader cette biomasse, celle-ci s'accumule, et le milieu se comble progressivement. Ces situations anoxiques favorisent l'efflorescence de cyanobactéries (aussi appelé *bloom*) qui se manifeste par l'apparition de tâches bleues et vertes à la surface de l'eau. Ce bloom provoque une augmentation de la turbidité et un étouffement de la végétation aquatique menant à l'anoxie totale du milieu (Huisman et al., 2018). Ce phénomène produit également des composés gustatifs et olfactifs qui empêchent toute utilisation (récréative ou en approvisionnement) de la ressource en eau. Bien que naturel, le processus d'eutrophisation est largement amplifié et accéléré par les activités anthropiques entraînant une entrée importante de phosphore, le nutriment majoritairement responsable de l'accélération de ce phénomène (Schindler et al., 2016). Preuve de l'importance des activités anthropiques dans l'eutrophisation les écosystèmes aquatiques, la proportion de lacs eutrophes a augmenté de 77 % à l'échelle mondiale depuis les années 90 (Zhang et al., 2020).

B. Flux allochtones et fonctionnement des écosystèmes aquatiques

Les apports allochtones, littéralement « *terre d'ailleurs* » en grec, représentent l'ensemble des flux de matière, d'organismes et d'énergie extérieurs à l'écosystème dans lequel ils sont introduits (Polis et al., 1997). A l'interface entre les écosystèmes terrestre et aquatique, ces flux en direction de l'écosystème aquatique existent naturellement à travers l'érosion des sols meubles, la chute des feuilles d'arbres de la ripisylve et l'entrée d'invertébrés terrestres (Bartels et al., 2012). En raison de leur position basse au sein des bassins versants et de leur forme concave, le sens d'écoulement est naturellement orienté vers les milieux aquatiques, faisant de ces écosystèmes les plus dépendants des flux allochtones pour la structure de leur réseau trophique et leur fonctionnement (Leroux & Loreau, 2008). L'importance de cette ressource allochtone peut être particulièrement élevée dans certaines situations. Dans le cas de lacs oligotrophes scandinaves, par exemple, caractérisés par une faible production autochtone, le carbone allochtone (terrestre) présent dans le milieu aquatique peut être jusqu'à trois fois supérieur au carbone autochtone (Karlsson et al., 2012). Outre leur importance quantitative dans le bilan global des nutriments au niveau de l'écosystème, la contribution des apports allochtones au réseau trophique peut être forte (Polis et al., 1997) mais est modulée par la qualité de la matière organique terrestre et sa période d'entrée dans le milieu (Nakano & Murakami, 2001; Carpenter et al., 2005) .

Les apports allochtones d'origine terrestre entrants dans un écosystème aquatique se présentent sous trois formes distinctes, à savoir de la matière allochtone dissoute, de la matière allochtone particulaire et des organismes (**Figure 1**) (Cole et al., 2006). Dans les lacs, la matière organique dissoute représente la forme dominante de matière allochtone entrante, soutenant principalement la respiration bactérienne (Cole et al., 2006). Dans les lacs recevant de grands apports allochtones, généralement eutrophes, l'ensemble de la chaîne alimentaire utilise principalement l'énergie produite par la dégradation de la matière allochtone par le bactérioplancton. Ce fonctionnement s'oppose au fonctionnement des lacs oligotrophes où l'ensemble du réseau trophique est soutenu par la photosynthèse du phytoplancton (Jansson et al., 2000). Les lacs étant aujourd'hui majoritairement eutrophes (Zhang et al., 2020), la respiration bactérienne prévaut généralement par rapport à la photosynthèse, faisant des écosystèmes lacustres des milieux principalement hétérotrophes nets, c'est-à-dire avec une activité respiratoire excédant l'activité photosynthétique (Cole et al., 2002). Pour que la

prévalence de la respiration existe, la matière organique catabolisée doit être supérieure à la matière organique produite et cela n'est possible que par l'entrée de matière organique extérieure au milieu (Carpenter et al., 2005). La conséquence directe de cette hétérotrophie est le changement de comportement de ces milieux vis-à-vis des émissions de CO₂, passant de puit à source de carbone (Lennon, 2004). Peu d'informations sur la temporalité des flux de carbone dissous sont disponibles car le carbone dissous est issu de plusieurs sources distinctes. Malgré son importance quantitative, le transfert vers les niveaux trophiques supérieurs est quasi inexistant (Karlsson et al., 2012). En effet, cette matière allochtone est utilisée comme source de catabolisme par les bactéries et sort donc rapidement du réseau trophique, ne représentant que 2 % du carbone constituant le zooplancton (Cole et al., 2006). L'utilisation préférentielle de la matière autochtone comme source d'énergie par les niveaux trophiques supérieurs a été expliquée par les différences qualitatives entre les deux formes, la matière allochtone dissoute ayant généralement une plus faible teneur en nutriments que la matière autochtone (Marcarelli et al., 2011).

Les apports allochtones sous forme particulaire sont principalement issus du transport aérien, et correspondent, par exemple, à la chute des feuilles d'arbres de la ripisylve qui sont en général consommées par les invertébrés broyeurs, ou bien les mettent à disposition du réseau trophique (**Figure 1**) (Cole et al., 2006). A la différence de la matière allochtone sous forme dissoute, la saisonnalité de ce flux se détermine plus facilement. Ainsi, dans l'hémisphère nord, l'entrée de matière issue des feuilles a lieu principalement entre octobre et décembre (Mason, 1970; Hanlon, 1981). Les quantités entrantes dépendent énormément de la densité de la ripisylve, des essence d'arbres et de la direction du vent dominant. Pour les lacs, des apports moyens annuels de 500 g de carbone issus de feuilles sèches par mètre linéaire de ripisylve boisée ont pu être estimés (Fisher & Likens, 1973) et sont encore utilisés aujourd'hui dans la réalisation de bilan des flux allochtones entrants (Staehr et al., 2010). En analysant la contribution du carbone terrestre particulaire dans 4 lacs américains, une contribution plus importante au sein des lacs oligotrophes a été observée (Cole et al., 2006). Pour le zooplancton, cette contribution s'élevait à 73 % dans les lacs oligotrophes contre 10 % seulement dans les lacs eutrophes. Pour les invertébrés benthiques, cette valeur était comprise entre 60 et 85 % dans les lacs oligotrophes contre seulement 6 % dans des lacs eutrophes. Enfin, pour les poissons, la contribution du carbone terrestre particulaire dépassait les 50 % en milieu oligotrophe et n'excédait pas 30 à 50 % en milieu eutrophe, cette consommation s'effectuant de façon indirecte via la prédation sur le zooplancton et les invertébrés (Carpenter et al., 2005).

Ces contrastes indiquent une consommation préférentielle de la matière autochtone au profit de la matière allochtone, qualitativement similaire à celle observée pour la forme dissoute. En fait, ce n'est que lorsque le carbone autochtone est moins disponible (lacs oligotrophes) que les organismes viennent à utiliser de manière plus intense la matière allochtone.

Enfin, la contribution des organismes ou proies terrestres concerne quasi-exclusivement les niveaux trophiques les plus élevés, à savoir les poissons. Cette matière allochtone se retrouve principalement dans les cours d'eau et plus rarement dans les lacs et étangs (Polis et al., 1997). La proportion de recouvrement de la rivière par la canopée module également la contribution des proies terrestres au régime alimentaire des poissons (Baxter et al., 2005; Collins et al., 2016). La relation linéaire entre l'ouverture de la canopée et la quantité de proies terrestres entrante a cependant été remise en cause lors d'une étude dans des rivières dans le sud de la France qui a mis en avant une relation non-linéaire entre l'ouverture de la canopée et les apports de proies terrestres, avec des quantités minimales observées pour un recouvrement de la canopée moyen (Evangelista et al., 2014). Cette relation pourrait s'expliquer par le développement des strates herbacées et arbustives plus importantes lorsque le recouvrement est faible, offrant de nouveaux habitats aux invertébrés terrestres. En revanche, un consensus existe sur le fait que cette ressource contribue largement au régime alimentaire des salmonidés, dont la moitié du budget énergétique peut être issu de l'allochtonie en été (Baxter et al., 2005). En effet, la saisonnalité du flux de proies terrestres est extrêmement marquée et l'abondance estivale d'invertébrés terrestres dans les cours d'eau vient compenser l'absence de proies autochtones pendant cette période. Dans des cours d'eau japonais avec une ripisylve dense, les proies terrestre représentaient 46,3 % du régime alimentaire de la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) et 56,7 % chez le saumon masou (*Oncorhynchus masou*) (Nakano & Murakami, 2001). Ainsi, l'asynchronie existante entre l'abondance de proies terrestres et la disponibilité des proies aquatiques permet aux espèces de consommateurs aquatiques de subvenir toute l'année à leurs besoins énergétiques (Nakano & Murakami, 2001). Dans ce cas précis, aucune consommation préférentielle n'est évoquée. Ceci peut s'expliquer notamment par les fortes teneurs en nutriments des proies terrestres, bien plus riches en phosphore et azote que les fractions dissoutes et particulaires, qui permettent ainsi de subvenir aux dépenses énergétiques des consommateurs (Frost et al., 2003).

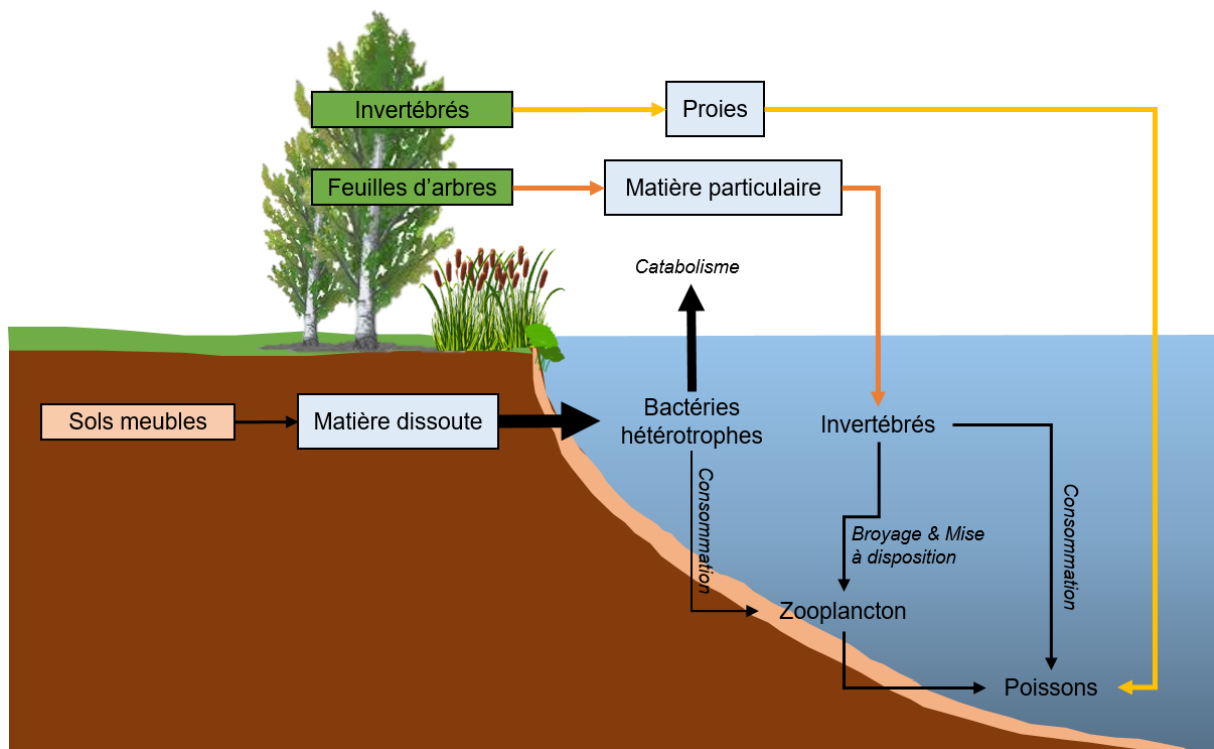


Figure 1. Intégration de la matière organique terrestre au sein d'un réseau trophique aquatique selon les trois différentes formes : dissoute, particulaire et proies terrestres. L'épaisseur des flèches indiquent l'importance quantitative du flux. Seuls les compartiments du réseau trophique affectés par l'allochtonie sont représentés. Les flèches jaunes et oranges représentent les flux qui ont lieu respectivement en été et automne.

C. Flux allochtones d'origine anthropique

A travers ses activités, l'Homme génère des quantités importantes de matière et d'énergie qui peuvent se retrouver dans les écosystèmes. En particulier, les flux liés à la production de nourriture sont conséquents, puisque 30 à 40 % de la nourriture produite par l'Homme est gaspillée au niveau mondial et peut se retrouver à disposition des autres organismes vivants (Parfitt et al., 2010). L'importance de ces flux est telle qu'ils ont été définis comme étant un facteur important pour le fonctionnement des écosystèmes, en mettant à disposition de l'ensemble du réseau trophique une source d'énergie facilement mobilisable (Oro et al., 2013). Ces flux peuvent être volontaires, c'est-à-dire directement mis à disposition par l'Homme pour les écosystèmes receveurs tels que les stations de nourriture destinées à nourrir les oiseaux ou le gibier. Les flux dits involontaires, quant à eux, sont les déchets issus des activités humaines, et laissés à l'abandon. Parmi les flux de matière d'origine anthropique définis comme involontaires, on retrouve les décharges, les restes des cultures exploitées, les rejets de la pêche commerciale ou les carcasses et organes des gibiers tués et laissés sur place (Oro et al., 2013). L'ensemble de la matière organique rejetée sur ces sites peut être utilisée par les organismes des niveaux trophiques supérieurs. C'est également une source de nourriture qui peut être utilisée par les niveaux trophiques basaux, notamment par les décomposeurs bactériens (Oro et al., 2013). Les rejets de la pêche représentent 8 % des poissons capturés annuellement, soit 7,3 millions de tonnes, et sont en général remis à l'eau, offrant aux prédateurs piscicoles et aviaires une nourriture facilement capturable (Bicknell et al., 2013). De même, 315 kg/ha/an de maïs sont en général laissés dans les champs après la récolte, profitant à l'ensemble du réseau trophique terrestre. L'ensemble de ces flux, volontaires ou non, ont des conséquences directes et assez négatives à tous les niveaux d'organisation biologique (Oro et al., 2013). Au niveau de l'individu, la mise à disposition d'une source de nourriture facilement utilisable entraîne une augmentation de la masse corporelle, et favorise le développement de maladies. Au niveau de la population, les comportements migratoires sont altérés suite à la fixation des populations sur les sites de nourriture et cela peut induire des modifications des flux génétiques. Au niveau des communautés, la mise à disposition d'une source de nourriture permanente altère les relations proies-prédateurs et peut faciliter l'implantation des espèces invasives (Oro et al., 2013).

Les flux de nourriture sont principalement orientés vers les écosystèmes terrestres et marins mais les activités humaines peuvent aussi générer des flux vers les écosystèmes d'eau

douce sous la forme d'apports d'azote et de phosphore. Ces flux de nutriments d'origine anthropique sont notamment causés par l'agriculture (engrais) et l'élevage (déjections animales) qui sont considérés comme la cause principale d'eutrophisation des plans d'eau (Smith, 2003). Les sorties de stations d'épuration sont également une source d'allochtonie d'origine anthropique, notamment les produits détergents qui ont été identifiés comme la source principale de phosphore des rejets domestiques (Khan & Ansari, 2005). Dans quatre rivières anglaises, l'importance relative de chaque source a été quantifiée et évaluée. Ainsi, la contribution de l'agriculture et l'élevage à la charge totale en phosphore variait entre 15 et 80 %, celle des rejets de stations d'épuration entre 18 et 84 % alors que la contribution atmosphérique considérée comme naturelle n'excédait jamais les 14 % (Mainstone & Parr, 2002). Au regard de ces valeurs, l'allochtonie d'origine anthropique apparaît comme prépondérante dans le cycle des nutriments et le fonctionnement des écosystèmes d'eau douce. Les pratiques agricoles, bien que portant une responsabilité évidente, ne sont pour autant pas les seules à engendrer de tels flux (Withers et al., 2014). Dans le lac Balaton en Hongrie, des mesures de gestion visant à contrôler l'utilisation d'engrais et les sorties de stations d'épuration ont été mises en place pour contrôler les blooms algaux. Malgré ces mesures, des blooms algaux ont continué à être observés, obligeant les gestionnaires à considérer d'autres sources potentielles et moins conventionnelles de nutriments qui accélèrent l'eutrophisation (Boros et al., 2022). De ces recherches ont émergé l'identification d'une nouvelle source d'allochtonie issue de la pratique de la pêche récréative, l'amorçage, une source de nourriture volontaire, et qui peut être considérée comme une forme de pollution organique intentionnelle (Arlinghaus & Cooke, 2009).

D. La pêche récréative

La pêche récréative (ou de loisir) est définie comme une activité de pêche qui se pratique le plus souvent à l'aide d'une canne à pêche (plus rarement d'un filet) et qui consiste à attraper un poisson puis le relâcher ou le consommer dans un cadre privé. La pêche récréative est pratiquée par plus de 10 % de la population mondiale (Cooke & Cowx, 2004) et est majoritairement présente dans les pays riches et développés, là où la pêche n'est pas un moyen de subsistance (**Figure 2**, Arlinghaus et al., 2020). Ainsi, dans les pays scandinaves, la Russie ou les Etats-

Unis, les pêcheurs de loisir représentent plus de 15 % de la population totale du pays. En France, la pratique de la pêche récréative au sein du domaine public est gérée par la Fédération Nationale de la Pêche en France (FNPF), qui est composée de 94 fédérations départementales, elles-mêmes subdivisées en 3600 associations locales agréées (AAPPMA - Association Agréée de Pêche et de Protection des Milieux Aquatiques). On dénombre en France environ 1,5 million de pêcheurs licenciés, ce qui en fait la deuxième plus grande fédération de loisir du pays et qui représente 2,2 % de la population française. A la pêche dans le domaine public s'ajoute la pêche dans le domaine privé mais pour laquelle les effectifs de pêcheurs sont méconnus. Qu'ils soient du domaine public ou du domaine privé, les lacs, étangs et plans d'eau soumis à une pression de pêche récréative sont appelés des pêcheries.

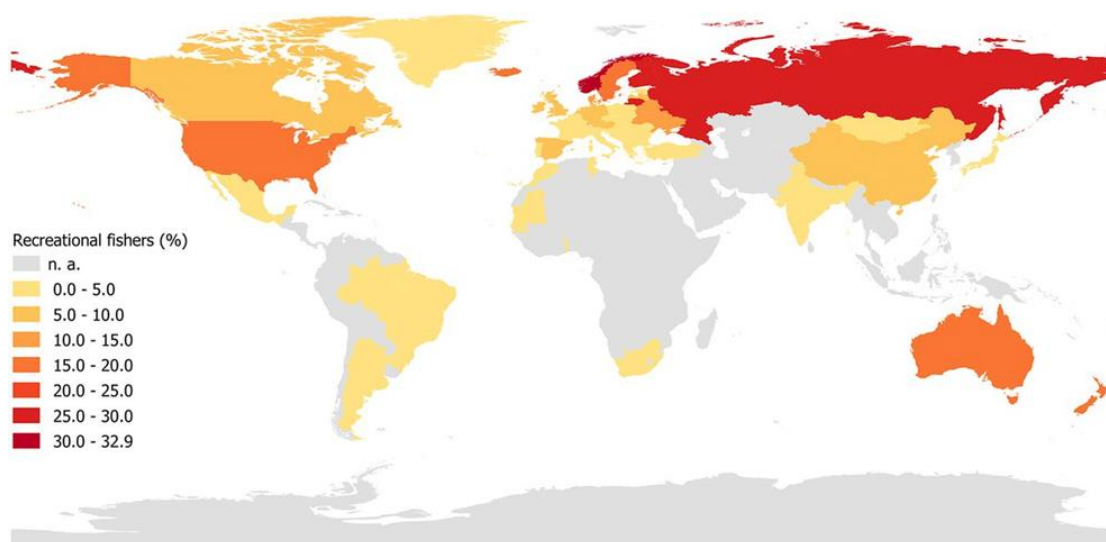


Figure 2. Proportion de pratiquants de la pêche récréative dans le monde exprimée par rapport à la population totale de chaque pays (extrait de Arlinghaus et al., 2020).

Les facteurs de motivation des pratiquants de la pêche récréative sont principalement liés au développement et bien-être personnel, c'est-à-dire au besoin de se retrouver face à la nature, d'apprécier le silence et de s'éloigner des pressions de la vie quotidienne (Arlinghaus & Mehner, 2003; Young et al., 2016). D'autres facteurs de motivation entrent également en jeu, tels que la capture de poissons exceptionnels par leur taille ou encore l'intérêt pour les compétitions halieutiques (Arlinghaus & Mehner, 2003). Remise dans le contexte des NCP (Díaz et al., 2018), la pêche récréative peut contribuer à se nourrir, via la consommation personnelle des poissons pêchés (NCP 12). Sur un plan psychique, elle est une source

d'épanouissement personnel (NCP15), entraîne des émotions diverses en lien avec la Nature (NCP 16) et agit dans la construction de soi au travers des souvenirs (NCP17). La pêche récréative fait donc partie des usages des écosystèmes aquatiques qui sont importants pour l'Homme.

En eau douce, la pratique de la pêche récréative se décline en plusieurs techniques qui correspondent surtout à l'espèce (ou au groupe d'espèces) recherchée(s). On peut distinguer quatre grands types de pêche récréative en France : la pêche de la carpe, la pêche au coup, la pêche des carnassiers et la pêche des salmonidés. Les chiffres concernant ces pratiques sont rares mais, dans le bassin Seine-Normandie, par exemple, la pêche des cyprinidés (carpe et coup) a été identifiée comme la technique de pêche majoritaire, pratiquée par plus de 80 % des individus interrogés (Agence de l'Eau Seine-Normandie et al., 2004). Généralement, la pêche de la carpe s'effectue du bord, à l'aide de cannes posées sur un support. Comme son nom l'indique, cette pêche est spécialisée dans la traque de la carpe (*Cyprinus carpio*), le plus gros cyprinidé de France, originaire d'Asie et dont l'introduction en Europe date de l'époque antique (Keith et al., 2011). Elle nécessite l'emploi d'un matériel robuste peu adapté aux cyprinidés de taille plus modeste. La pêche au coup s'effectue du bord et se veut plus généraliste dans les espèces ciblées, en cherchant notamment les autres cyprinidés tels que la brème (*Abramis brama*), le gardon (*Rutilus rutilus*), la tanche (*Tinca tinca*) ou le rotengle (*Scardinius erythrophthalmus*). Elle se pratique généralement à l'aide de grandes cannes (jusqu'à 15 m) dépourvues de moulinet. La pêche des carnassiers s'effectue du bord ou en bateau, en animant un leurre en plastique ou en métal pour duper les prédateurs. Cette pêche peut également se pratiquer en attachant un hameçon sur une proie vivante ou morte (gardon par exemple). Les espèces ciblées sont principalement le brochet (*Esox lucius*), le sandre (*Sander lucioperca*), le black-bass (*Micropterus salmoides*), la perche (*Perca fluviatilis*) ou le silure (*Silurus glanis*). Enfin, la pêche des salmonidés se pratique surtout en rivière, notamment grâce à l'emploi de mouches artificielles, mais peut également se pratiquer aux leurres ou aux appâts vivants (pêche au toc). Les espèces ciblées sont principalement la truite commune (*Salmo trutta*), l'ombre commun (*Thymallus thymallus*) et la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*). Au sein des plans d'eau, la pêche des salmonidés cible principalement les truites arc-en-ciel ou commune artificiellement introduites.

Le principal impact documenté de la pêche récréative est le déclin des stocks piscicoles soumis à la pêche. Si ce déclin est bien étudié pour les pêcheries commerciales (Cook et al., 1997), la responsabilité de la pêche récréative est bien moins documentée, bien qu'évoquée en

2002 comme un « *invisible collapse* », terme explicitement évocateur du manque d'intérêt que suscite cette pression (Post et al., 2002). Le déclin des stocks piscicoles imputable à la pêche récréative pourrait représenter 12 % des poissons prélevés annuellement dans le monde, soit plus de 17 milliards d'individus (Cooke & Cowx, 2004). Le manque de prise en compte de la pêche récréative peut s'expliquer par la difficulté à évaluer les impacts cumulés de millions de pratiquants qui, pris individuellement, ont une incidence écologique minime et donc difficilement quantifiable (Arlinghaus et al., 2002). Pourtant, les technologies innovantes se développant (GPS, échosondeurs), les captures sont de plus en plus nombreuses, même pour des pêcheurs novices, interrogeant sur l'impact grandissant de la pêche récréative (McPhee et al., 2002).

Il existe plusieurs mécanismes écologiques induisant un déclin des stocks piscicoles dû à la pêche récréative (Lewin et al., 2006). La première raison, très intuitive, est la baisse directe des effectifs liée au prélèvement des poissons à des fins de consommation. Ce qui est moins intuitif, en revanche, est que ce prélèvement peut engendrer des impacts qui pourraient indirectement affecter les dynamiques des populations restantes. On constate par exemple que, au-dessus d'un niveau de prélèvement, la croissance d'une population exploitée sera plus lente qu'avant exploitation et pourrait entraîner une disparition progressive de cette population (Stephens & Sutherland, 1999). Cette disparition pourrait notamment s'expliquer par une augmentation de la compétition interspécifique ou la difficulté à trouver un partenaire sexuel en raison de la faible densité d'individus (Post et al., 2002). Un autre mécanisme écologique pouvant expliquer ce déclin est la sélection des individus en fonction de leur taille et de leur âge, modifiant la structure en taille et en âge des populations (Lewin et al., 2006). Ainsi, des populations composées d'un nombre important d'individus jeunes et petits ont été observées au sein d'écosystèmes subissant une forte pression de pêche récréative, et ce pour plus de 10 espèces dans le monde telles que le brochet ou le black-bass, ou bien encore en France avec la perche soleil (*Lepomis gibbosus*) (Lewin et al., 2006; Evangelista et al., 2015). L'absence des individus les plus grands peut favoriser les individus plus petits, mais ces derniers ont des capacités de reproduction moindres, l'âge du géniteur étant associé à une meilleure efficacité de l'éclosion et une meilleure survie des juvéniles (Trippel, 1998; Berkeley et al., 2004). Ainsi, dans une population dont les individus les plus grands et les plus vieux ont été prélevés, la capacité de résilience à une perturbation sera limitée. La pratique de la pêche récréative peut également sélectionner des individus en fonction de leur comportement, les individus téméraires étant en général plus prompts à attraper une proie piégée que des individus craintifs

dont la moindre perturbation, y compris le bruit de pas sur la berge ou la présence de ligne de pêche dans l'eau, va les convaincre de ne pas se nourrir (Lennox et al., 2017). Ce prélèvement non aléatoire tend à unifier les comportements des individus restant, entraînant ainsi une modification profonde de la structure des traits comportementaux dans la population (Garrett, 2002; Johnston et al., 2013). A ce jour, les impacts de la pêche récréative ont été principalement analysés sous le prisme de la réponse des populations exploitées, et les conséquences sur la qualité de l'eau et le fonctionnement des écosystèmes restent peu étudiées.

E. Les apports d'amorce par la pêche récréative

L'amorçage consiste à introduire de la matière organique (amorce) dans le milieu aquatique pour attirer les poissons en créant une zone attractive autour de l'esche, c'est-à-dire l'appât avec un hameçon, et ainsi optimiser les chances de capture. L'amorçage n'est pas systématiquement utilisé par les pêcheurs mais est largement employé dans les pêches des cyprinidés, incluant notamment la pêche de la carpe et la pêche au coup. En France et dans la plupart des pays où l'amorce est utilisée, son usage n'est pas réglementé, que ce soit en termes de quantité d'amorce introduite, de type ou d'origine des amorces. Schématiquement, un pêcheur peut introduire dans son amorce tout ce qu'il veut, dans la quantité qu'il souhaite et quand il le souhaite. Lors d'une étude sur les pratiques halieutiques réalisée en Allemagne au début des années 2000, 51 % des pêcheurs interrogés déclaraient utiliser fréquemment de l'amorce, à hauteur d'une moyenne annuelle de 14,2 kg par pêcheur (Arlinghaus, 2004). En s'intéressant particulièrement aux pêcheurs de carpe, technique de pêche utilisant le plus d'amorce, la valeur moyenne s'élevait à 215 kg/an/pêcheur (Arlinghaus & Mehner, 2003).

Il est possible de classer les amorces, sur la base de leur composition (même si la composition exacte n'est pas communiquée par les industriels sur les emballages) et des techniques de pêche les utilisant, en quatre grands types. Les graines (**Figure 3a**) sont le type d'amorce les moins transformées, en étant juste cuites et conservées dans leur jus. Le maïs est largement utilisé dans la pêche de la carpe (Arlinghaus, 2004; Mehner et al., 2019), mais d'autres graines sont aussi employées, telles que les noix tigrées, le blé, le lupin ou le chènevis. Les farines (**Figure 3b**) sont, comme leur nom l'indique, un agrégat de petites particules de tailles variables rassemblant des farines. Elles sont issues de certaines graines précédemment

mentionnées et, dans une moindre mesure, contiennent des farines animales et des épices (cannelle), de la chapelure, du sucre, des arômes et des colorants. Elles sont principalement utilisées dans la pêche au coup. Les bouillettes (**Figure 3c**) sont constituées d'une base de farines végétales et animales (farines de poissons et autres), agrégées avec des œufs, des produits laitiers, des huiles végétales et animales, roulées en boules de diamètre variable (compris entre 10 et 30 mm) puis cuites. D'autres ingrédients peuvent intervenir dans la composition, tels que des arômes, colorants, conservateurs, additifs, levure ou sel. Leur utilisation est exclusive de la pêche de la carpe. Enfin, les pellets (**Figure 3d**) sont surtout composés d'huiles animales (poissons et autres) et végétales dans une moindre mesure, compactées avec de la farine le plus souvent d'origine animale. Le tout est ensuite cuit afin de le durcir. Des arômes, additifs et colorants peuvent également être ajoutés. Ils peuvent être utilisés dans toutes les pêches mais sont adaptés à la pêche de la truite de lâcher car similaire aux aliments utilisés dans les piscicultures. Si l'on sait grossièrement la composition des amorces, les connaissances sur les éléments contenus dans cette matière organique, constituant la base de l'allochtonie issue de la pêche récréative, sont très limitées. Leur richesse en nutriments, ainsi que la présence potentielle de polluants (e.g. métaux lourds, microplastiques), n'ont jamais été étudiées et comparées entre les différents types d'amorce.

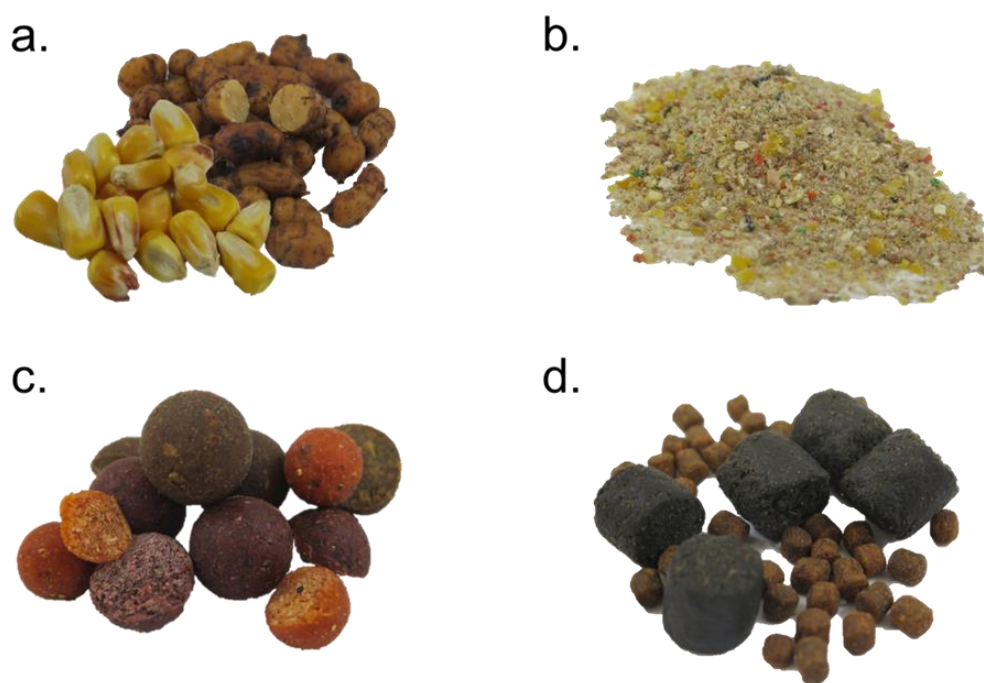


Figure 3. Les quatre grands types d'amorce présentés en fonction de leur niveau de transformation, de la plus brute à la plus transformée : (a) graines, (b) farines, (c) bouillettes et (d) pellets.

Les connaissances scientifiques sur la consommation des amorces par les poissons sont relativement limitées, et ont été réalisées dans des étangs et des rivières britanniques avec des analyses des isotopes stables du carbone et de l'azote. La proportion de pellets dans le régime alimentaire des barbeaux (*Barbus barbus*) pouvait atteindre 80 % (Bašić et al., 2015). La consommation de cette nouvelle ressource allochtone a également entraîné une augmentation de la taille de la niche trophique des cyprinidés (carpes, brèmes, gardons et rotengles) jusqu'à plus de 4 fois supérieure à la taille de niche de populations issues d'étangs sans pêche donc sans introduction d'amorce (Britton et al., 2022). Une relation positive entre la taille des individus et la consommation de pellets a également été observée (De Santis et al., 2019). Cette corrélation pourrait s'expliquer à la fois par la qualité nutritive de l'amorce, matière riche en protéines et acides gras, qui pourrait favoriser la croissance des individus en consommant le plus (Mehner et al., 2019) ou par le fait que les plus gros individus, plus compétitifs, pourraient accéder en priorité à cette ressource. En revanche, aucune étude n'a déterminé si le type d'amorce utilisé pouvait moduler la contribution des amorces au régime alimentaire des cyprinidés.

Les connaissances sur les conséquences écologiques des amorces sur les écosystèmes sont elles aussi limitées. Les premiers travaux faisant état de l'impact des apports d'amorce ont mis en évidence une désoxygénation locale sur le fond d'un petit lac eutrophe américain (3,8 ha), entraînant une diminution de la densité des populations de copépodes et cladocères benthiques (Cryer & Edwards, 1987). Ce déclin a été expliqué par une chute drastique de la concentration en oxygène dissous associée à l'augmentation d'un facteur 100 de la demande en oxygène des bactéries présentes dans le sédiment afin de dégrader la seule matière organique issue des amorces (Cryer & Edwards, 1987). Les conditions anoxiques créées par l'introduction de matière organique sont favorables à la libération d'ammonium et de phosphore contenu dans les sédiments, participant ainsi à l'eutrophisation du plan d'eau (Sondergaard et al., 2001). De plus, une étude suivant les pratiques d'amorçage et les taux de capture de 490 pêcheurs dans 37 lacs polonais a révélé l'existence d'une limite maximale de 2 kg d'amorce quotidienne par pêcheur au-dessus de laquelle le taux de capture de poisson baissait (Wolos et al., 1992). L'existence d'une limite maximale signifie qu'une utilisation trop importante d'amorce dans le milieu pouvait induire une diminution des captures, cela ne pouvant s'expliquer que par la création de conditions chimiques peu favorables. Pour preuve, dans un lac du parc de Yellowstone, des pellets ont été disposés sur les frayères d'une espèce invasive de salmonidés (*Salvelinus namaycush*) et ont induit une mortalité des œufs atteignant 98 % pour la plus longue

durée d'exposition (supérieure à 200 h) (Koel et al., 2019). Les mécanismes sous-jacents étaient les mêmes que ceux décrits dans la première étude, à savoir une anoxie locale induite par l'augmentation de la demande en oxygène des bactéries benthiques nécessaire à la dégradation des pellets, associée à une forte production de sulfure produit lors de la dégradation anaérobie (Koel et al., 2019). S'il est plutôt évident qu'une introduction trop importante de matière organique dans le milieu accélère le processus d'eutrophisation, des interrogations demeurent sur la responsabilité des pêcheurs et de leurs pratiques d'amorçage dans l'accélération de ce phénomène.

F. La gestion de la pêche récréative

La gestion de la pêche récréative fait référence à l'ensemble des actions menées par les structures publiques et privées en charge de leur gestion afin de limiter les impacts écologiques de la pêche récréative pour en pérenniser l'activité halieutique. Cette gestion est devenue obligatoire dès lors que les attentes des pêcheurs dépassaient la production naturelle du plan d'eau (Cowx, 2015). Les deux principales mesures de gestion de la pêche récréative passent par une augmentation de la densité des populations piscicoles et une limitation des prélèvements (Cowx & Gerdeaux, 2004).

L'augmentation des stocks piscicoles s'effectue principalement à travers les pratiques de repeuplement ou rempoissonnement. L'introduction de poissons dans le but de maintenir des populations est une pratique largement répandue depuis plus de 70 ans (Cowx, 1994). En France métropolitaine, le repeuplement dans les écosystèmes aquatiques en gestion publique est pratiqué par plus de 88 % des AAPPMA et représente la dépense majoritaire de leur budget (Cucherousset et al., 2021). Le nombre de poissons introduits à des fins halieutiques représente une biomasse annuelle de plus de 2000 tonnes, soit environ 90 millions d'individus (Cucherousset et al., 2021). Cette pratique de gestion n'est motivée que par des raisons halieutiques, telles que la valeur gastronomique de l'espèce lâchée, et ne prend que peu en compte la compatibilité des espèces avec les écosystèmes dans lesquels elles sont introduites. Pour preuve, 13 des 22 espèces faisant l'objet de repeuplement en France sont des espèces non-natives et l'espèce la plus repeuplée est la truite arc-en-ciel qui est une espèce originaire de la côte ouest des Etats-Unis (Keith et al., 2011; Cucherousset et al., 2021). Or, les introductions

d'espèces non-natives ont été identifiées comme ayant de nombreux impacts écologiques comme la déstructuration des réseaux trophiques à travers la mise en place de nouvelles interactions de prédation, compétition ou hybridation (Lewin et al., 2006). Cette pratique peut également générer d'autres impacts tels que l'homogénéisation globale des pêcheries, la perte de diversité génétique et d'aptitude adaptative ou la propagation de maladies via la contamination par les poissons issus des piscicultures (Eby et al., 2006; Lewin et al., 2006).

La régulation des pratiques de prélèvement passe principalement par le développement de la pêche sans tuer. Aussi appelée « *catch-and-release* » ou pêche en *no-kill*, elle consiste à combattre le poisson puis à le remettre à l'eau directement après capture. Motivée à l'origine par des raisons éthiques, cette pratique est aujourd'hui également utilisée à des fins de gestion du stock piscicole (Arlinghaus, 2007). Pour être pleinement efficace, elle doit s'accompagner de mesures visant à remettre le poisson en bonne santé, car le fait de le relâcher n'est pas une condition suffisante pour garantir sa survie (Arlinghaus & Cooke, 2009). Dans une méta-analyse basée sur 53 études traitant de la pratique de la pêche sans tuer chez les salmonidés, les poissons marins ou d'eau douce, le taux de mortalité moyen après remise à l'eau s'élevait à 18 %, avec une gamme de valeurs comprises entre 0 et 95 % (Bartholomew & Bohnsack, 2005). Une telle variabilité a été expliquée par un contraste dans la pratique et le comportement des pêcheurs, principal facteur influençant la mortalité après la remise à l'eau (type d'hameçon employé, durée de manipulation du poisson hors de l'eau, ...). D'autres mesures de gestion existent aussi aujourd'hui, toutes ayant en commun leur lien direct avec la gestion des stocks piscicoles. Certaines d'entre elles sont inscrites dans le code de l'environnement français, telles que l'instauration d'une taille minimale de prélèvement pour chaque espèce (Articles R436-18 à R436-20) ou l'existence de périodes de fermeture de la pêche durant les périodes de fraies du brochet et de la truite commune (Articles R436-6 à R436-12).

Ces pratiques de gestion ont pour but de limiter les impacts de la pêche récréative sur les populations exploitées de poissons, avec plus ou moins d'efficacité et de pertinence (Arlinghaus, 2007; Arlinghaus et al., 2022). Elle focalise donc exclusivement sur les effets de la pêche récréative sur les organismes mais ignorent ses conséquences potentielles sur le milieu et notamment le fonctionnement des écosystèmes. C'est notamment le cas de l'amorçage, une pratique courante dans le cadre de la pêche récréative. A ce jour, il existe peu d'études sur ses impacts écologiques potentiels et aucune mesure de gestion n'encadre sa pratique.

G. Objectifs

Ce projet de thèse avait pour objectif général de caractériser les flux allochtones générés par l'amorçage et de déterminer ses conséquences sur les écosystèmes aquatiques, et en particulier les écosystèmes lenticques, pour proposer des mesures de gestion opérationnelles. Le projet s'est articulé autour de deux parties (I- Caractérisation des amorces et II- Devenir et impacts de l'amorçage) et de quatre chapitres.

Le premier chapitre avait pour objectif de déterminer les compositions en Carbone, Azote et Phosphore (CNP) des amorces et de comprendre le rôle de cette composition sur la dégradation des amorces. Ainsi, des analyses de composition CNP ont été effectuées sur un total de 28 modèles commerciaux appartenant aux quatre grands types d'amorce. Une expérience en microcosme a ensuite permis de déterminer les cinétiques de décomposition bactérienne des amorces. Les valeurs de CNP et de cinétiques de décomposition ont ensuite été comparées aux valeurs de feuilles de peuplier, un flux allochtone naturel.

Le second chapitre avait pour objectif de quantifier la présence de microplastiques au sein des amorces reposant sur une fabrication industrielle (farines, bouillettes et pellets). Nous avons mesuré les concentrations en microplastiques et identifié les caractéristiques des particules trouvées (taille, couleur et composition). Ensuite, nous avons exploré le lien entre concentrations en microplastiques et caractéristiques des amorces (marque de commercialisation, nombre et origine des ingrédients et compositions en CNP issues du Chapitre 1). Au total, nous avons réalisé ces analyses pour six modèles de farines, six modèles de bouillettes et quatre modèles de pellets issus de six marques différentes. Chaque échantillon a été répliqué dix fois et la présence de microplastiques a donc été mesurée dans 160 échantillons.

Le troisième chapitre avait pour objectif de déterminer le niveau de consommation des amorces et leurs impacts sur l'écologie trophique des poissons dans trois types de pêche : les pêcheries spécialisées à la carpe, les pêcheries au coup et les pêcheries à la truite de lâcher. Nous avons d'abord mesuré les valeurs en isotopes stables du carbone et de l'azote des amorces utilisées dans chaque type de pêche et avons comparé ces valeurs à celles des proies naturelles. Ensuite, nous avons estimé la contribution de l'amorce au régime alimentaire des carpes ($n = 99$) et gardons ($n = 144$) à l'aide de modèles de mélange et comparé ces

contributions en fonction de la taille des individus. Enfin, nous avons calculé la taille de la niche isotopique des cyprinidés dans les différents types de pêche. Nous avons travaillé sur seize plans d'eau de gravières répartis en trois groupes de quatre plans d'eau supportant un type de pêche précédemment mentionné et quatre plans d'eau sans pêche récréative.

Le quatrième et dernier chapitre avait pour objectif de quantifier l'impact de l'amorce sur l'eutrophisation des plans d'eau. Pour cela, nous avons d'abord mis en place des suivis de terrain de deux ans et une enquête par questionnaire auprès de 110 pêcheurs pour déterminer la saisonnalité et les quantités d'amorce entrantes pour chaque pêche. Ensuite, nous avons mis en place une expérimentation numérique et avons implanté les chroniques d'entrée d'amorce observées sur le terrain dans un modèle numérique de fonctionnement de lac (GLM/AED) dans le but de modéliser l'évolution de variables d'eutrophisation (concentration en phosphore total et en chlorophylle-a), en absence et en présence d'amorçage. Enfin, nous avons utilisé l'expérimentation numérique pour tester l'efficacité de quatre mesures de gestion des pratiques d'amorçage pour limiter l'eutrophisation. Afin de les rendre les plus opérationnelles possibles, l'acceptabilité des mesures de gestion par les pêcheurs a également été évaluée en interrogeant les pêcheurs.

PARTIE I

Caractérisation des amorces

Etude des compositions stœchiométriques et des cinétiques de décomposition des amorces

This chapter is adapted from the article

Imbert A., Cucherousset J., Parthuisot N. & Boulêtreau S. 2022. Elemental composition and microbial decomposition of different angling baits, *Fisheries Management and Ecology* **29**: 552–559. <https://doi.org/10.1111/fme.12537>





Microsomes utilisés dans la détermination des cinétiques de décomposition des amorces et feuilles de peuplier

Résumé

La pêche de loisir, à travers les pratiques d'amorçage, constitue un important flux allochtone qui pourrait favoriser l'eutrophisation des écosystèmes aquatiques. A ce jour, notre compréhension dans le rôle de la composition des amorces sur leur devenir lorsqu'elles ne sont pas consommées reste très limitée. L'objectif de cette étude était de déterminer si la composition CNP des quatre grands types d'amorce les plus couramment utilisés modulait la décomposition bactérienne de cette matière. La composition CNP de 28 modèles d'amorce répartis dans les quatre grands types a été évaluée et une expérience en microcosmes a été effectuée dans le but de déterminer les cinétiques de décomposition bactérienne. La composition élémentaire des amorces variait fortement entre les types, notamment l'azote (N) qui variait d'un facteur 3 et le phosphore (P) d'un facteur 5. La décomposition bactérienne des amorces était très variable mais globalement plus rapide pour les types d'amorce les plus industrialisés (farines, bouillettes et pellets). Cette décomposition était également 5 fois plus rapide pour les amorces que pour les flux allochtones naturels (feuilles de peuplier), sans être corrélée aux concentrations en N et P. En comparaison avec les flux allochtones naturels, les amorces représentaient un substrat favorable au développement bactérien, avec une densité de bactéries obtenue 3 fois plus importante que dans les microcosmes avec feuilles de peuplier, indépendamment du type d'amorce. Ainsi, les amorces constituent une source de nutriments disponibles, dont les types les plus riches pourraient affecter les processus écologiques et la qualité de l'eau dans les écosystèmes soumis à une forte pression de pêche, surtout lorsque leur usage n'est pas régulé.

Abstract

Recreational fishing, through groundbaiting, provides a potentially important trophic subsidy to freshwater ecosystems that could promote eutrophication. To date, our understanding of the role of bait properties on their fate when they are not consumed remains limited. The aim of the present study was to determine if the C:N:P composition of some of the most commonly-used angling baits modulated microbial decomposition. The C:N:P composition of 28 models of four commercially-available angling baits was assessed and a microcosm experiment was used to quantify microbial decomposition. Elemental composition strongly varied among angling baits, with N content varying by a factor of three and P content varying by a factor of five. Microbial decomposition of angling baits was highly variable and faster for more industrialized baits. Microbial decomposition was five times faster for angling baits rather than natural subsidies (leaves) and was not significantly correlated with high N or P content. Compared to natural subsidies, angling baits were a favourable substrate for bacterial growth. Angling baits represent a source of highly available nutrients and the most-enriched angling baits might affect ecological processes and water quality in ecosystems with high angling pressure, especially when their use is not regulated.

Introduction

Fluxes of energy and materials between terrestrial and aquatic ecosystems are ubiquitous and allochthonous subsidies have important implications on community structure and the functioning of recipient ecosystems (Polis et al., 1997). Human activities generate a significant, yet underappreciated, source of subsidies to ecosystems. Specifically, humans provide important food subsidies to animal species through agriculture, livestock, hunting, fishing and commercial trade (Oro et al., 2013). Human-generated subsidies particularly affect aquatic ecosystems by modifying nutrient cycling that alters community structure and interactions among species (Oro et al., 2013). Recreational fishing, through baiting (i.e., introduction of organic matter to enhance fish harvest), generates potentially important artificial subsidies to freshwater ecosystems (Cryer & Edwards, 1987; Arlinghaus & Mehner, 2003). Recreational fishing is a widespread activity in industrialised countries, practiced by more than 10% of the global population (Arlinghaus, 2004; Cooke & Cowx, 2004). Many angling techniques require the use of baiting that can represent, on average, 7.3 kg of bait per angler per year and can reach, in some cases, more than 200 kg (Arlinghaus & Mehner, 2003; Arlinghaus, 2004). Angling baits are primarily used in European waters as they are associated with the capture of Cyprinids (Linfield, 1980; Wedekind et al., 2001) and, more rarely, in other areas such where common carp (*Cyprinus carpio* L.) are voluntarily introduced into recreational fisheries (FAO, 2018). In addition to the impacts on fish growth (Mehner et al., 2019), the use of nutrient-rich angling baits can affect water quality (Wolos et al., 1992; Lewin et al., 2006) by promoting eutrophication (Amaral et al., 2013). The most commonly used angling baits can be categorised into four main types varying along a gradient of processing: seeds (mainly cereals), groundbaits (mixed of plant and animal flours), boilies (boiled animal or vegetable flours, compacted into balls of about 20-30mm diameter) and pellets (mixture of compacted animal flours and oils, often fish oil, compacted to obtain a dense and solid bait). All types usually contain different additives to increase their attractiveness. These four types of baits could strongly differ in nutrient digestibility and carbohydrate, crude fibre and phosphorus contents (Arlinghaus & Niesar, 2005), which could modulate their potential ecological impact. Understanding the link between the elemental composition of angling baits and their potential impacts on recipient ecosystems is therefore needed.

Once introduced in freshwater ecosystems, angling baits can integrate food webs through direct consumption by targeted fish (and untargeted invertebrates) and microbial decomposition. When directly consumed by fish, angling baits can represent more than 80% of their diet when fishing pressure is high (Bašić et al., 2015). P content modulates the digestibility and nutrient retention in fish, with low digestibility positively correlated with angling baits P content (Arlinghaus & Niesar, 2005). This linkage between digestibility and phosphorus concentration is extremely important because fish excretion of consumed baits can affect nutrient bioavailability balance and create hotspots of nutrient cycling depending on spatial fish distribution (McIntyre et al., 2008). When inputs are high or fish consumption limited, some angling baits can enter a microbial decomposition. This may affect water quality through deoxygenation and increase in ammonium and hydrogen sulphide production (Wolos et al., 1992; Koel et al., 2019). The temporal dynamic of organic matter decomposition is enhanced by high N and P content and low C:N ratio (Zhang et al., 2008) and the elemental composition of angling baits likely modulates their dynamic in ecosystems.

Our study aimed to quantify how elemental composition modulates microbial decomposition of some commonly-used angling bait types. Our first objective was to determine if elemental composition (C:N:P) of the main types of commercially-available angling baits strongly differed due to differences in ingredient composition. Our second objective was to determine if microbial decomposition of different angling bait types increased with increasing N and P concentrations (i.e. lower N:P and C:N ratios).

Materials & Methods

Elemental composition of angling baits

A total of 28 models were analysed among the most popular, commercially-available, angling bait types used in France belonging to the four aforementioned types (seeds, groundbaits, boilies and pellets). They were purchased in one popular shop and online from a popular angling website. Six models of seeds, nine models of groundbaits, eight models of boilies, and five models of pellets were analysed. Each model was triplicated (84 samples in total). A sample with a mass between 5 and 7g was oven-dried at 60°C for 72h before grinding (Retsch MM200)

into a homogeneous powder. Samples were analysed for C and N contents using a CHN analyser (Flash 200, Thermo Fisher Scientific, Waltham, MA, USA; method ISO 10694:13878) and P content was determined following the molybdate-blue method using a spectrophotometer (Uvi Light XT5, Secomam, Alès, France; absorbance measured at 880 nm) after an acid digestion in autoclave. Bait C, N and P contents were compared with natural subsidies represented by poplar leaves (*Populus nigra*) (9 samples collected in 2016 in 3 gravel pit lakes in Haute-Garonne, France) (Zhao et al., 2016).

Microbial decomposition

Experimental design

Microcosm experiments were used to quantify microbial decomposition by monitoring dry mass loss of bait and poplar leaves during 25 days of exposure in lake water. Three models per bait type were selected to represent the range of observed elemental composition ($n = 12$ treatments). In addition, poplar leaves were used as natural subsidies (Alp et al., 2016). Each microcosm was a 710-mL cylindrical vessel (117-mm diameter and 107- mm height) made of transparent PET, closed with a lid, and filled with 500 mL of lake water. Following previous work using persistence of angling baits *in situ* (Koel et al., 2019), exposure durations were 2, 4, 8, 16 and 25 days. Every bait model and leaves were triplicated for each exposure time, for a total of 39 microcosms per exposure time and an overall total of 195 microcosms. Two microcosms filled with lake water only were added in order to be sampled on day-25 for bacterial analyses. All microcosms corresponding to a same exposure time were randomly placed on one of the five shelves of a same shelving unit. The experiment was conducted in the dark and at 18°C room temperature.

Mass loss monitoring

Microcosms were inoculated with 500 mL of water from a nearby gravel pit lake (Four de Louge, N 43°26'24", E 1°18'9") (Zhao et al., 2016). Then, a known fresh mass of bait or leaves (5.7 ± 0.6 g for baits and 1.0 ± 0.3 g for leaves) was added in each microcosm. Baits were introduced as used by anglers, so seeds were boiled and groundbaits were mixed with water to form compact balls before introduction to microcosms. To quantify dry mass introduced at the beginning of each experiment, the dry-mass ratio of each type of bait and leaves was computed from the mass before and after oven-drying at 60°C for 48 h. The dry mass ratio was then

applied to each type of bait as the mean of 10 mass-loss measures (n = 130 measures for 13 baits models and leaves).

After each exposure time, water from each microcosm was filtered through a coffee filter to collect remaining material. Material was then oven-dried at 60°C for 48 h and weighed to the nearest 0.001 g to quantify dry mass loss. Mass loss dynamics was first monitored through leaching as the physical dissolution of bait or leaves from water mechanical action. Leaching was calculated as a proportion between initial dry mass and dry mass after 2 days of exposure time. Mass loss then measured from microbial decomposition as a daily microbial decomposition rate (k) (Alp et al., 2016):

$$k = -\ln(X)/d$$

where X is the proportion of remaining mass calculated as the ratio of final (25 days) to initial (2 days) oven-dried mass and d the exposure time (23 days).

Bacterial density

At the end of the experiment, and before water filtration, 1 mL of water in each remaining microcosm was collected to quantify bacterial density. Samples were fixed with formaldehyde (4 % final concentration) and stored at 4°C before analysis. Baits and leaves microcosms corresponding to day 25 (n = 39) and microcosm with lake water only (n = 2) were analysed, with three measures in each microcosm with lake water only (n = 45 samples analysed in total). Total bacteria were counted using a Guava flow cytometer (Luminex) equipped with a blue laser providing 50 mW at 488 nm. Prior to FCM analysis, samples were pre-filtered on 25 µm, diluted in 0.22 µm filtered TE buffer (0.1 mM Tris-HCL and 1 mM EDTA, pH 8) and incubated with SYBR Green I (Thermo Fisher Scientific) at a final 10^{-4} dilution of the commercial stock solution, for 10 min at 75°C. Analysis was thus made on stained samples in which a suspension of 1-µm beads was added (Polysciences). Flow cytometer files obtained were analysed using the Guava EasyCyte 3.3 software with the InCyte assay, combining the green fluorescence (log) with the side scatter parameter (log).

Statistical analyses

Generalized linear mixed-effects models were used to test differences in C, N and P proportions between bait types with bait model as a random effect and a Beta distribution as family.

Stoichiometric ratios were log transformed (Isles, 2020) and differences between bait types were tested using linear mixed-effects models with each bait models as random effect. Validity of lmer model was tested by checking the normality of the residual distribution. Coefficients of variation were calculated (CV) as the ratio of the standard deviation to the mean, to quantify the range of C:N:P content and stoichiometric ratios within each angling bait type. Generalized linear mixed-effects models were used to compare leaching rate and microbial decomposition rate among bait types with bait model as a random factor and Gamma distributions as families. The Poisson family was used for testing differences in bacterial density among bait types, with bait model as a random effect. Finally, correlations between microbial decomposition rates, the bacterial density of each angling bait, and the C:N and N:P ratios were tested using spearman correlations. All statistical analyses were performed using R v.4.0.3 (R Development Core Team 2020). Generalized linear mixed-effects models were performed using the *glmmTMB* function in the package '*glmmTMB*' for elemental composition and the *glmer* function in the package '*lme4*' for mass loss monitoring. Linear mixed-effects models were performed using the *lmer* function from package '*lme4*'. Significance of each variable was estimated using Anova from the '*car*' package. Post-hoc pairwise comparisons among baits were performed with the *emmeans* function from '*emmeans*' package.

Results

Elemental composition of angling baits

C, N and P contents were highly variable among and within angling bait types (**Figure I.1.1, Annexe I.1.1**). The average C content of angling baits ranged from 33.5 % to 60.5 % (**Figures I.1.1 and I.1.2a**) and significantly differed among bait types (glmer, $X^2 = 17.51$, $p < 0.001$; **Figure I.1.2a**). Groundbaits C content (40.4 ± 3.5 %) was significantly lower than seeds (47.4 ± 7.0 %, post-hoc test, $p = 0.002$) and pellets (46.7 ± 2.2 %, post-hoc test, $p = 0.012$). Groundbaits and boilies did not differ significantly in C content (44.5 ± 2.7 %, post-hoc test, $p = 0.092$). Variability in C content was greater among models of seeds (CV = 15 %) than groundbaits (CV= 9 %), boilies (CV= 6 %) and pellets (CV = 5 %) (**Figure I.1.2a**). Leaves C content (43.3 ± 1.4 %) was within the range of angling bait types.

Average N content of angling baits ranged from 0.6 to 7.3 % (**Figures I.1.1 and I.1.2b**), and differed significantly among bait types (glmer, $X^2 = 19.879$, $p < 0.001$; **Figure I.1.2b**). Pellets N content (5.5 ± 1.5 %) was significantly higher than all baits models: groundbaits (1.8 ± 0.3 %, post-hoc test, $p < 0.001$), seeds (2.5 ± 1.9 %, post-hoc test, $p = 0.002$) and boilies (2.9 ± 1.6 %, post-hoc test, $p = 0.045$). Variability of N content was greater among models of seeds (CV = 78 %) than boilies (CV = 55 %), pellets (CV = 28 %) and groundbaits (CV = 17 %). Leaves N content (1.0 ± 0.4 %) was similar to the value of seeds and lower than the other bait types (**Figure I.1.2b**).

Average P content ranged from 0.1 to 1.8% (**Figures I.1.1 and I.1.2c**) and differed significantly among bait types (glmer, $X^2 = 60.76$, $p < 0.001$). Seeds were lowest (0.25 ± 0.14 %) and pellets were highest (1.24 ± 0.46 %) in P content. P content differed significantly among all bait types, except between groundbaits (0.36 ± 0.15 %) and seeds (0.25 ± 0.14 %, post-hoc test, $p = 0.1756$). Boilies P content (0.57 ± 0.17 %) was lower than pellets but higher than seeds and groundbaits. Variability of P content was greater in seeds (CV = 57%) than boilies (CV = 31%). Variation within pellets (CV = 36%) was lower than within seeds and groundbaits (CV=41%), but one model of pellets strongly differed from the others. Leaves P content (0.07 ± 0.02 %) was lower than groundbaits, boilies, and pellets, but was comparable to seeds (**Figure I.1.2c**).

The C:N ratio ranged from 6.3 to 88.4 and differ significantly among bait types (lmer, $X^2 = 14.062$, $p = 0.002$), with pellets (9.7 ± 4.4) significantly lower than seeds (34.7 ± 26.8 , post-hoc test, $p = 0.012$) and groundbaits (23.1 ± 2.9 , post-hoc test, $p = 0.016$) (**Figure I.1.2d**). Boilies C:N ratio was 19.0 ± 7.2 . Other pairwise differences were not significant. Variability in the C:N ratio was greater in seeds (CV = 77 %), with one significantly higher than others. Groundbaits were less variable (CV = 13 %) than boilies (CV = 38 %) and pellets (CV = 46 %). Leaves C:N ratio (48.6 ± 15.6) was similar to seeds but 2 to 4 times higher than other bait types (**Figure I.1.2d**).

The N:P ratio ranged from 1.5 to 42.0 among all baits, and from $4.8 (\pm 1.1)$ for pellets to $11.6 (\pm 10.9)$ for seeds (**Figure I.1.2e**), but did not differ significantly among bait types (lmer, $X^2 = 6.1843$, $p = 0.103$). The N:P ratio of groundbaits and boilies were $5.5 (\pm 1.8)$ and $5.3 (\pm 2.3)$, respectively. Heterogeneity of seeds was high (CV = 94 %), with some models having a ratio ten times higher than others. Other bait types were more homogeneous, with a lower CV for pellets and boilies (both CV = 23 %), and intermediate CV for groundbaits (CV = 32 %). Leaves N:P ratio was $14.9 (\pm 4.4)$ and higher than all bait types.

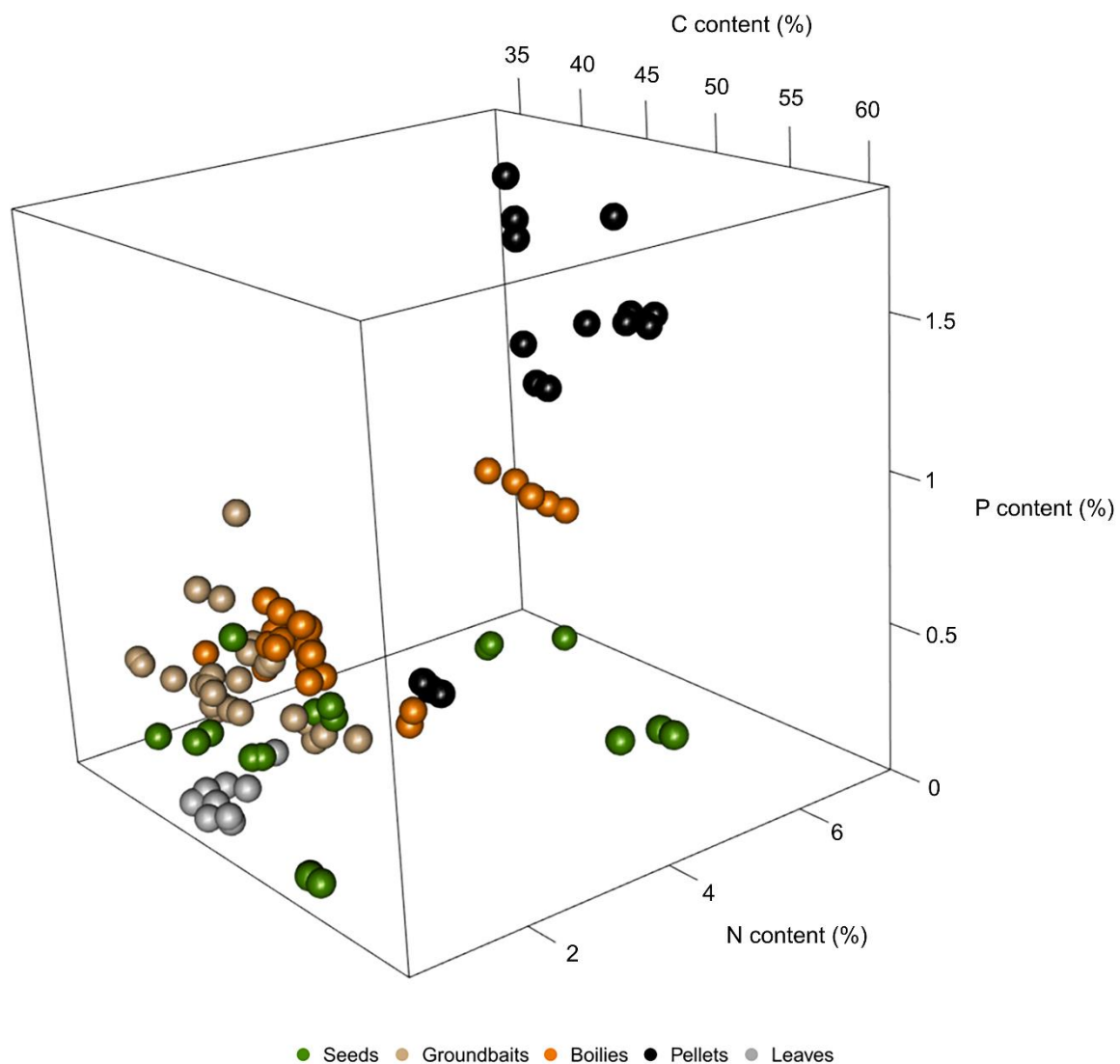


Figure I.1.1. C, N and P contents (%) of four angling bait types: seeds (n = 6), groundbaits (n = 9), boilies (n = 8), and pellets (n = 5). Each bait type was replicated 3 times. Poplar leaves originate from 3 gravel pit lakes (n = 9).

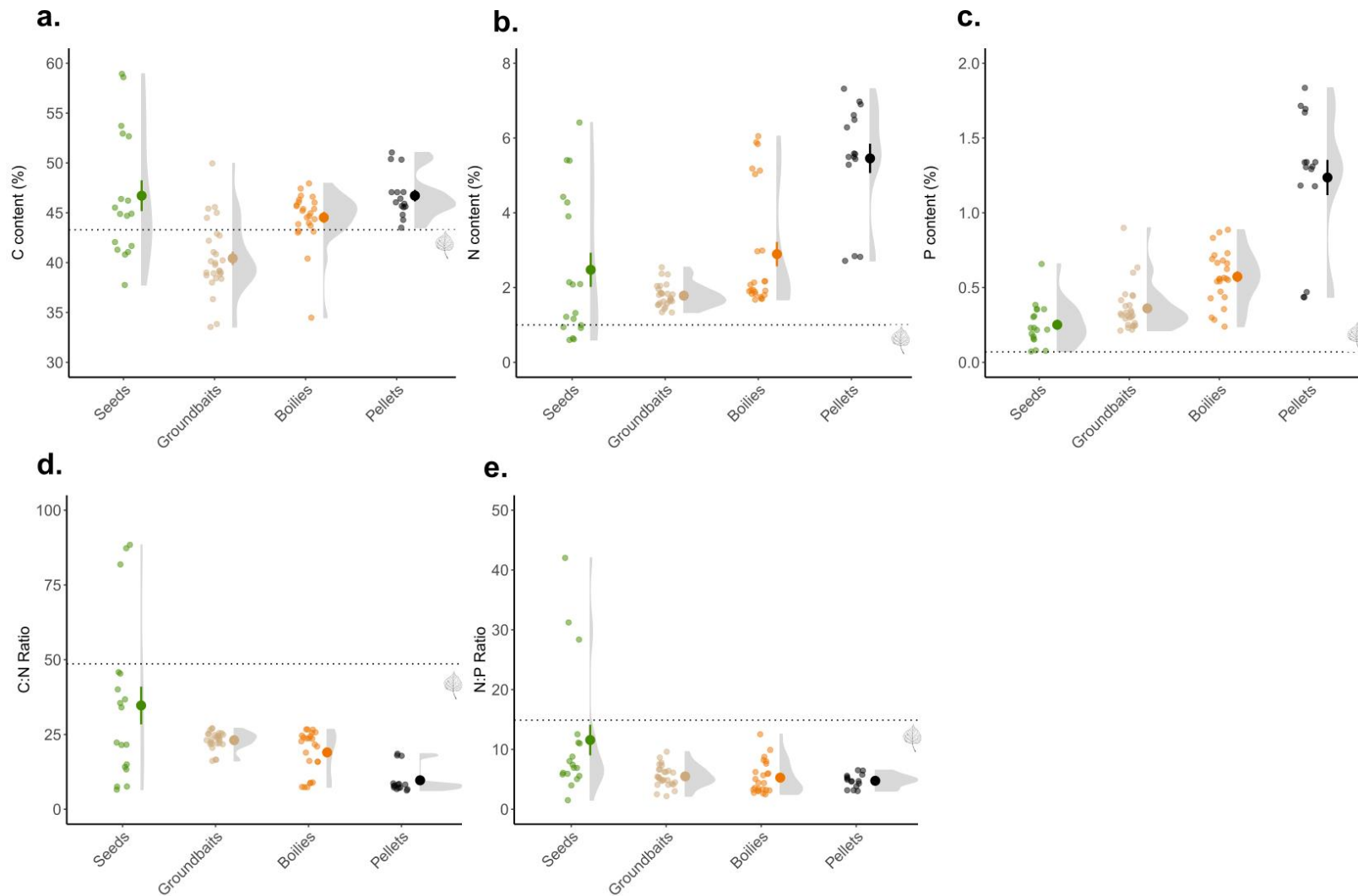


Figure I.1.2. Elemental composition of each type of angling bait, expressed in (a) C content, (b) N content, (c) P content, (d) C: N and (e) N: P ratios. Dotted lines represent poplar leaves. Big coloured dots are mean and standard deviation. Small size points represent individual data points. The grey area represents data distribution.

Microbial decomposition of angling baits

At the end of the experiment (day 25), remaining dry mass averaged only 0.2 for groundbaits, but ranged between 0.6 and 0.9 for seeds and poplar leaves (**Figure I.1.3**). The proportion of dry mass loss by leaching ranged from 0 to 52.5 % and significantly differed among bait types (glmer, $X^2 = 337.10$, $p < 0.001$; **Figures I.1.3** and **I.1.4a**). Leaching of groundbaits was significantly higher than for other bait types (49.8 ± 2.0 %, post-hoc test, $p < 0.001$): seeds (10.2 ± 7.0 %), boilies (13.7 ± 4.8 %), and pellets (21.2 ± 1.9 %). Dry mass leached in leaf treatments was 9.2 ± 1.0 %. Microbial decomposition rate of baits ranged from 0.0001 to 0.06 day^{-1} . Microbial decomposition rate differed significantly among bait types (glmer, $X^2 = 12.248$, $p = 0.006$, **Figure I.1.4b**). Specifically, the decomposition rate of seeds ($0.012 \pm 0.009 \text{ day}^{-1}$) was significantly lower than for groundbaits ($0.043 \pm 0.014 \text{ day}^{-1}$, post hoc-test, $p = 0.003$), boilies ($0.029 \pm 0.009 \text{ day}^{-1}$, post hoc-test, $p = 0.034$) and pellets ($0.030 \pm 0.006 \text{ day}^{-1}$, post-hoc test, $p = 0.030$). Leaves microbial decomposition was $0.006 \pm 0.001 \text{ day}^{-1}$. Stoichiometric nutrient ratios were not significantly correlated to microbial decomposition rates of angling baits (Spearman correlations, $\rho = -0.10$, $p = 0.75$ and $\rho = -0.21$, $p = 0.51$, for C:N and N:P ratios, respectively).

Bacterial density ranged from $0.4 \cdot 10^7$ to $2.9 \cdot 10^7 \text{ cells.ml}^{-1}$. Bacterial density did not differ significantly among angling bait types (glmer, $X^2 = 2.114$, $p = 0.549$; **Figure I.1.4c**), but was three times higher in microcosms with baits instead of leaves ($(6.0 \pm 4.9) \cdot 10^6 \text{ cells. ml}^{-1}$), and ten times higher instead of no substrate ($(1.3 \pm 0.4) \cdot 10^6 \text{ cells. ml}^{-1}$). Stoichiometric ratios were not significantly correlated to bacterial density (Spearman correlations, $\rho = -0.27$, $p = 0.39$ and $\rho = 0.25$, $p = 0.43$, for C:N and N:P ratios, respectively).

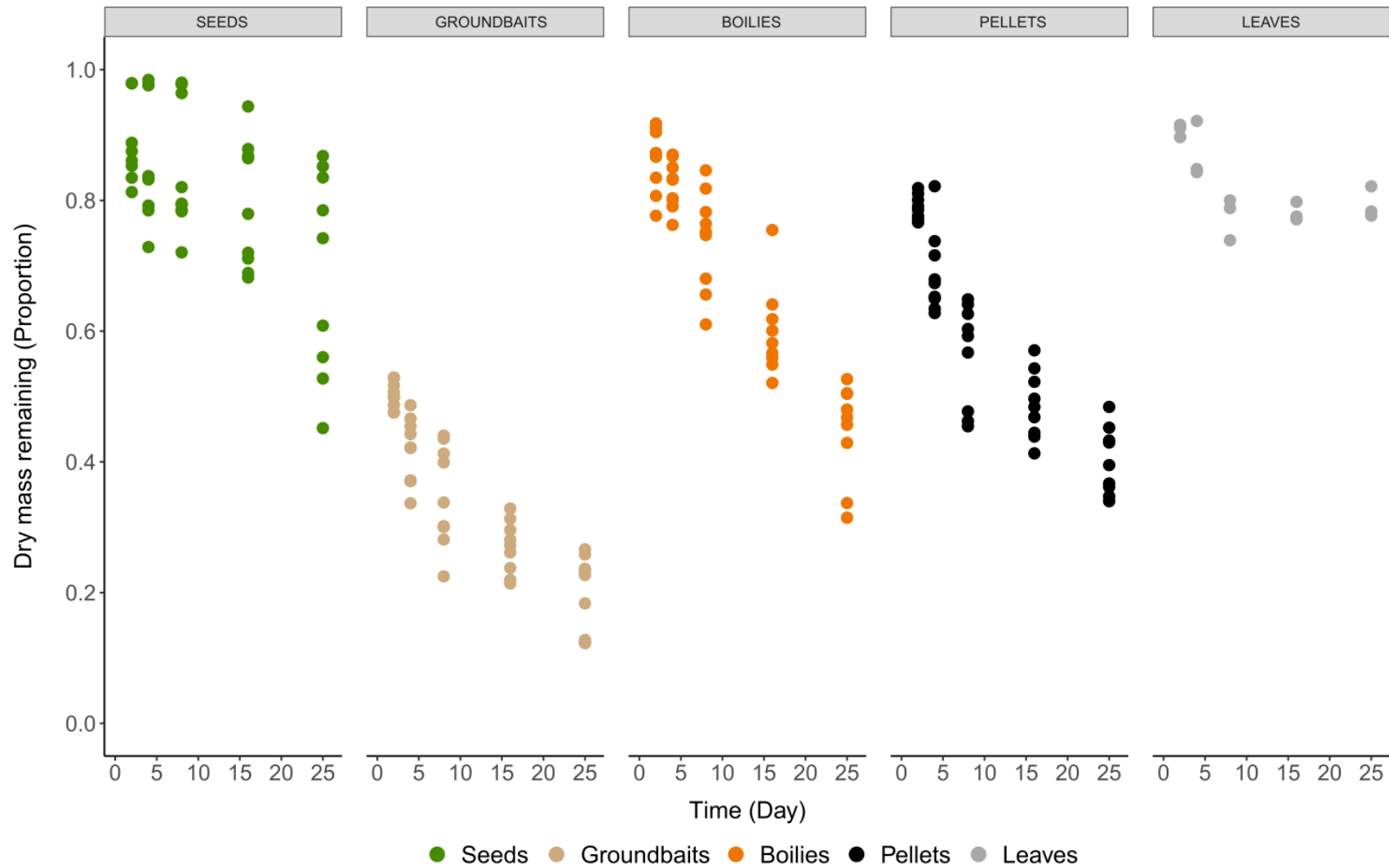


Figure I.1.3. Temporal dynamic of mass loss (proportion of remaining dry mass) of each type of angling baits (n = 3 models replicated three times): seeds, groundbaits, boilies and pellets. Poplar leaves are displayed with grey points.

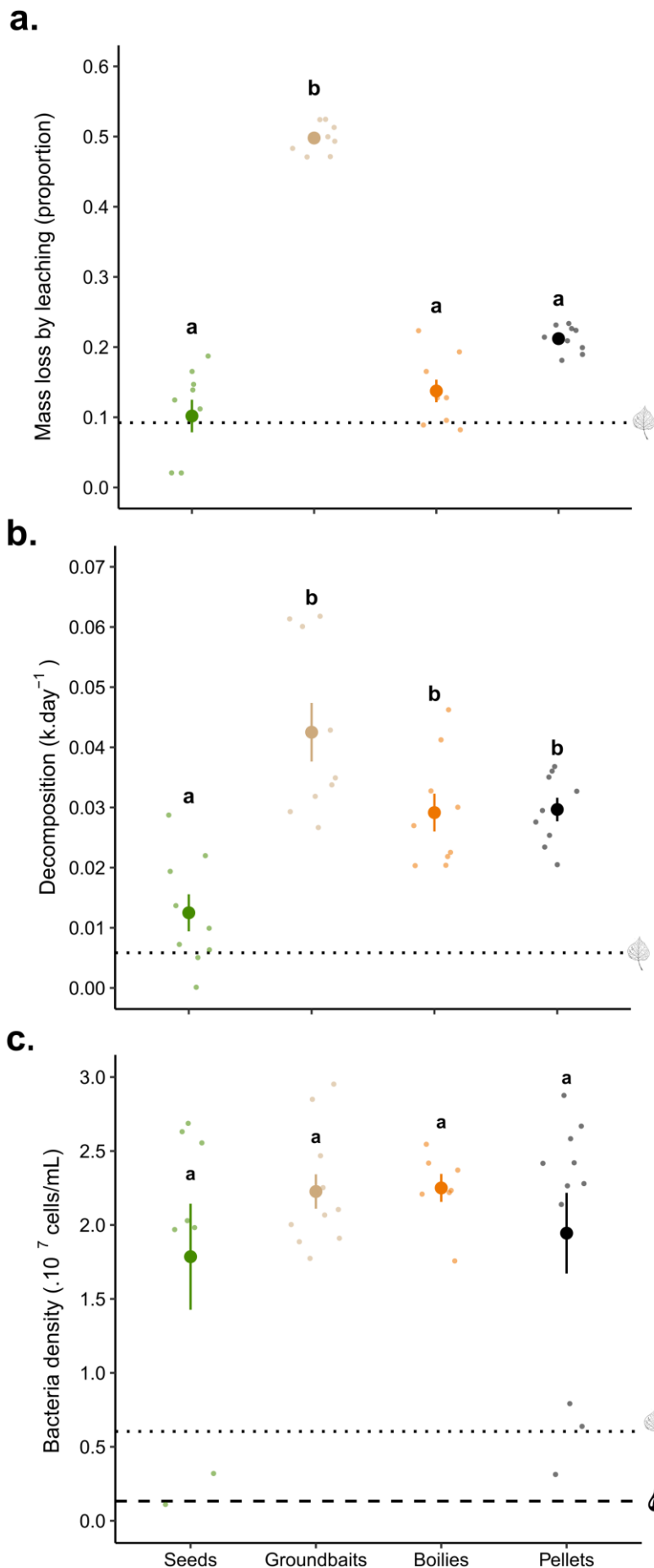


Figure I.1.4. Proportion of dry mass loss by (a) leaching, (b) microbial decomposition rate, and (c) bacterial concentration after 25 days of exposure time in lake water for each bait type. The dotted lines are poplar leaves. The dashed line in (c) represents the bacterial density in microcosms with lake water only. Different letters indicate significant differences between types. Big coloured points correspond to mean values and standard deviations. Small size points are individual data.

Discussion

Angling baits could represent an important artificial subsidy for freshwater ecosystems where angling activity is high and potential effects of angling bait on ecosystems are likely modulated by variability in bait elemental composition. The P composition of the large panel of baits analysed in this study was in the same order of magnitude as the values measured on 4 bait models used to feed juvenile carps (Niesar et al., 2004), suggesting that baits used in this study were qualitatively similar to those found elsewhere. The absence of correlation between microbial decomposition and elemental composition suggests that other factors such as differences in physical characteristics of baits may explain why seeds were less easily decomposable than groundbaits and why groundbaits were more easily leached than seeds. In addition, the potential presence of artificial preservatives in angling baits might inhibit microbial decomposition in the most enriched baits, and thus mitigate the causal relationship between elemental composition and decomposition kinetics (Rapp et al., 2008).

Angling bait composition and microbial decomposition were compared to natural subsidies using poplar leaves, a very ubiquitous subsidy in many ecosystems (Alp et al., 2016). Importantly, the microbial decomposition rate of poplar leaves measured in the present study was comparable to values measured directly in lakes (Alp et al., 2016), which suggests that experimental conditions of our study were realistic. Bait microbial decomposition rates revealed higher decomposability and lower persistence of angling baits than natural subsidies. Except for seeds, angling baits microbial decomposition rates were more than 5 times faster than poplar leaves, and exceeded decomposition rates of dead fish biomass in a boreal lake ($< 0.02 \text{ days}^{-1}$; Chidami & Amyot, 2008), fish carcasses in some eutrophic European lakes ($< 0.048 \text{ days}^{-1}$; Premke *et al.*, 2010), and aquatic plants ($< 0.01 \text{ days}^{-1}$; Reddy & DeBusk, 1991). Compared with tree leaves, the predominant form of natural subsidies in freshwater ecosystems (Bartels et al., 2012), angling baits represent a potential source of highly-available nutrients for recipient ecosystems, with P composition 3 to 10 times higher, and with a N:P ratio of pellets more than 2.5 lower than leaves. Then, understanding how it enters and potentially affects freshwater food webs is crucial.

Angling baits not directly consumed by fish could modulate nutrient bioavailability balance as P-rich inputs in freshwater ecosystems where productivity is often limited by

phosphorus (Hecky & Kilham, 1988). The large difference observed between leaves and angling baits bacterial density, 3 times higher than in microcosms with leaves and 10 times higher than in microcosms without substrate (only lake water), suggests that angling subsidies represent an allochthonous substrate that might favour bacterial growth. Such P-rich subsidies could favour growth of denitrifying bacteria (Zhang et al., 2018) and promote cyanobacterial development (Isles et al., 2017). Therefore, the ecosystem impacts of angling baits on eutrophication will largely depend on the type of bait that anglers use. For example, a specialised carp angler can use up to 200 kg of angling baits per year (Arlinghaus & Mehner, 2003), which would represent a potential yearly input ranging from 0.5 to 2.5 kg of phosphorus, depending on whether pellets or seeds are used. The elemental composition of poplar leaves measured in the present study were within the range of N and P contents observed for 32 other tree species (0.8 to 2.61 % and 0.07 to 0.37 %, respectively) in northern Spain (Sardans et al., 2011). Assuming that riparian vegetation loses 500 g of leaves per meter of riparian zone (Gasith & Hosier, 1976; Staehr et al., 2010), this artificial input of phosphorus would be similar to the annual subsidies provided by a 100 m to 500 m of riparian zone. Artificial subsidies of angling baits can occur all year, unlike more seasonal subsidies from leaf litter and invertebrates (Nakano & Murakami, 2001), although seasonal variability of angling technique and target species could similarly affect the temporal dynamic of food webs (McMeans et al., 2015).

Angling bait-derived nutrients could be counterbalanced by the removal of nutrients stored in caught fish. A carp angler would need to remove annually more than 200 kg of fish for counterbalancing a mean annual phosphorus input of 1 kg (Niesar et al., 2004). However, this compensation is unlikely to occur because, in most of recreational fisheries where baits are used, catch-and-release angling is extremely common, especially in carp fishing (Arlinghaus & Mehner, 2003). Thus, the angling bait matter is not removed from the recipient ecosystem, irrespective of whether they are consumed or not by fish. Another effect of angling baits subsidies on the ecosystem enrichment is the increase in fish growth rate and thus biomass due to energetic advantages of angling baits (Mehner et al., 2019). Effects of nutrient subsidies on nutrient bioavailability and primary production also depend on the way they are released, with differences between continuous, pulsed, and disrupted subsidies (Weber & Brown, 2013). In addition to the way baits are introduced, the characteristics of recipient ecosystems is important for assessing their potential impacts. Although this remains to be quantified, angling baits could induce larger impacts on water quality in small and eutrophic lakes than in larger and/or oligotrophic lakes.

Fishery management recommendations that regulate the amount of baits should therefore consider the type of baits and fishing pressure and practices and explicitly account for the ecological status of the ecosystem (e.g. productivity and size). This might include a limited use of most-enriched and faster decomposable baits and the limitation of quantity uses by anglers in periods with high productivity levels. Nevertheless, the consequences of these inputs on ecosystem functioning, that will largely depend on the type of baits and the seasonality of baiting, remain to be quantified in ecosystems with variable levels of eutrophication.

Quantification et identification de la présence de microplastiques au sein des amorces

This chapter is adapted from the article

De Carvalho A.R., Imbert A., Parker B., Euphrasie A., Boulêtreau S., Britton J.R. & Cucherousset J. 2021. Microplastic in angling baits as a cryptic source of contamination in European freshwaters, *Scientific Reports* **11**: 11255, <https://doi.org/10.1038/s41598-021-90468-0>





Les amorces sont majoritairement conditionnées dans des emballages plastiques, et des particules colorées ont été observées au milieu des farines, ce qui laisse penser à une contamination plastique de cette matière

Résumé

La pollution plastique et ses impacts encore largement méconnus incitent à mener des études visant à évaluer les voies d'entrées potentielles dans les écosystèmes aquatiques. La pratique de la pêche de loisir, qui consiste pour un nombre important de pêcheurs à introduire des amorces commerciales dans ces milieux, est une activité extrêmement répandue en Europe avec un fort ancrage socio-économique. Cette pratique représente aussi une potentielle voie d'introduction de microplastiques qui n'a jamais été étudiée. Ainsi, nous avons cherché à quantifier la contamination en microplastiques (particules entre 700 μm et 5 mm) de trois grands types d'amorce industriels, à savoir les farines, bouillettes et pellets. Sur les 160 échantillons, 28 microplastiques ont été identifiés dans les farines et bouillettes, avec une concentration moyenne de 17.4 ($\pm$ 48.1 SD) MP/kg et 6.78 ($\pm$ 29.8 SD) mg/kg, alors qu'aucune particule n'a été trouvée dans les pellets. Les concentrations en microplastiques variaient significativement entre les types d'amorce et les marques les commercialisant, mais pas leur nature. Aucune corrélation entre le degré de contamination et le nombre d'ingrédients n'a été observée, alors que celui-ci était positivement corrélé au ratio C:N, indiquant une plus forte contamination dans les amorces riches en ingrédients d'origine végétale. Pour la première fois, notre étude a révélé que les microplastiques introduits accidentellement dans les amorces, que ce soit lors du processus de fabrication ou bien dans les ingrédients de base, pouvaient être transférés dans les écosystèmes aquatiques et leurs réseaux trophiques. Cependant, de prochaines études sont nécessaires afin de quantifier l'importance relative de cette source jusqu'alors inconnue et son implication dans le degré de contamination au sein des poissons.

Abstract

High environmental microplastic pollution, and its largely unquantified impacts on organisms, are driving studies to assess their potential entry pathways into freshwaters. Recreational angling, where many anglers release manufactured baits into freshwater ecosystems, is a widespread activity with important socio-economic implications in Europe. It also represents a potential microplastic pathway into freshwaters that has yet to be quantified. Correspondingly, we analysed three different categories of manufactured baits ('groundbaits', 'boilies' and 'pellets') for their microplastic contamination (particles 700 μm to 5 mm). From 160 samples, 28 microplastics were identified in groundbaits and boilies, with a mean concentration of 17.4 (± 48.1 SD) MP.kg^{-1} and 6.78 (± 29.8 SD) mg.kg^{-1} , yet no microplastics were recorded within the pellets. Microplastic concentrations significantly differed between bait categories and companies, but microplastic characteristics did not vary. There was no correlation between microplastic contamination and the number of bait ingredients, but it was positively correlated with C:N ratio, indicating a higher contamination in baits with higher proportion of plant-based ingredients. We thus reveal for the first time that bait microplastics introduced accidentally during manufacturing and/or those originating from contaminated raw ingredients might be transferred throughout freshwater food webs. However, further studies are needed to quantify the relative importance of this cryptic source of contamination and how it influences microplastic levels in wild fish.

Introduction

Microplastic pollution (plastic particles < 5 mm in size) represents a growing and ubiquitous threat to ecosystems (Rochman, 2018; Demeneix, 2020). In freshwater, microplastics primarily originate from the fragmentation of larger plastic items (Skalska et al., 2020), and their prevalence in lakes (Dong et al., 2020; Grbić et al., 2020) and rivers (Dris et al., 2015; Mani et al., 2015) can be high. Microplastics are consumed by aquatic organisms across trophic levels and taxa (Campbell et al., 2017; Pinheiro et al., 2017; Roch et al., 2019), representing toxicological threats to individuals and subsequently affecting community composition and the functioning of freshwater ecosystems (López-Royo et al., 2020; Redondo-Hasselerharm et al., 2020). Microplastic characteristics, such as colour and shape, can modulate their consumption by aquatic organisms (Hoellein et al., 2019; Roch et al., 2020), with their consumption being either direct (occurring both intentionally or accidentally (Collard et al., 2019)) or indirect through the consumption of food resources contaminated with microplastics (McGoran et al., 2018; Welden et al., 2018). Identifying microplastic sources and their pathways into freshwater ecosystems is therefore important for reducing their potential impacts (Rochman & Hoellein, 2020).

Angling is a widespread recreational activity practiced by more than 10% of the global population (Cooke & Cowx, 2004) and by up to 20% of populations in some European countries (Arlinghaus et al., 2020). While angling is multifaceted in the way anglers capture a fish, most techniques release angling baits into the water to attract fish into a restricted spatial area in order to maximise the chance of fish capture (Wolos et al., 1992). Baits are introduced into freshwater ecosystems by anglers, either by hands and/or by using devices such as a catapult. Anglers use, on average, 7.3 kg of baits per year (Arlinghaus, 2004), with some specialised anglers using at least 200 kg of angling bait per year (Arlinghaus & Mehner, 2003). Evidence suggests that angling baits can represent an important food resource to wild fish, contributing to over half of the diet of fish in some ecosystems, and nearly 80% for some individuals (Bašić et al., 2015). This dietary contribution by bait tends to increase with fish size (De Santis et al., 2019), with larger specimens often being targeted by anglers more than smaller fish and they can be more vulnerable to capture (Gutmann Roberts et al., 2017). Angling baits represent important trophic subsidies to freshwater ecosystems that can additionally contribute to eutrophication through the addition of phosphorous (Arlinghaus & Niesar, 2005; Amaral et al., 2013).

Angling baits are usually purchased by anglers from commercial sources and can be categorised as ‘groundbaits’ (composed of relatively fine particles, often used for attracting smaller fish and mixed with water to obtain a compact ball), ‘boilies’ (circular, hardened baits of up to 24 mm diameter that are designed to select for larger fish) and ‘pellets’ (usually pelletized fish meal products of 3 to 24 mm diameter). These angling baits differ in their composition but generally contain various flours (plant- and/or animal-based) mixed with additional ingredients. Because commercially available angling baits are primarily produced industrially, there is potential that they also contain substantial quantities of microplastics, either present in the raw materials or introduced during manufacture. Microplastics have already been reported in other industrially-produced and packaged wines (Prata et al., 2020), pet foods (Zhang et al., 2019) and canned fish for human consumption (Karami et al., 2018; Akhbarizadeh et al., 2020). Therefore, angling baits could represent an unknown pathway of microplastic contamination within freshwater ecosystems that requires quantification, especially given their ubiquitous use in angling in many European countries (Arlinghaus & Mehner, 2003; Arlinghaus & Niesar, 2005).

This study aimed to investigate the presence of microplastics within angling baits as a potential source of microplastic to freshwater pollution. The objectives were to firstly quantify the number, mass and characteristics (size, colour and polymeric composition) of microplastics within commercially available, industrially-produced, angling baits (several products of three main bait categories: groundbaits, boilies and pellets), and to determine if contamination levels varied between bait categories and companies. This study also explored whether differences in microplastic number or characteristics could be related to the number of ingredients, as well as the origin of ingredients. This was assessed using the carbon to nitrogen (C:N) ratio to determine the relative amount of animal- versus plant-based ingredients (smaller C:N ratio with high proportion of animal-based ingredients) (Martin, 2007; Gibb et al., 2015). Specifically, we tested the hypothesis that (I) the number of ingredients in angling baits was positively related to microplastic concentration, as it likely represent an increased diversity of the potential sources of contamination; and (II) the ingredients of the angling baits are a major determinant of their microplastic concentration, with animal-based baits containing more microplastic than plant-based baits.

Materials & Methods

Bait selection

We purchased some of the most popular commercially-available angling baits used in Europe, i.e. groundbaits, boilies and pellets, to target freshwater cyprinid fish. Angling baits were purchased in two angling shops and online from a popular angling website in France. In total, 16 different products were purchased (6 for groundbaits, 6 for boilies and 4 for pellets), produced by 6 different companies, therefore including multiple bait categories from some companies. The products differed from each other by their commercial name or packaging and, in total, 27 commercial bags were purchased (**Annexe I.2.1**). The elemental composition (carbon and nitrogen) was quantified and the C:N ratio calculated. A relatively high C:N value indicates that the bait has a higher proportion of plant-based ingredients, whereas a relatively low C:N ratio indicates that the bait has a higher proportion of animal-based ingredients (Martin, 2007; Gibb et al., 2015). About 3 g of each angling bait, in triplicates, was oven-dried at 60°C for 72 h before being ground (Retsch MM200) and analysed at the Cornell Isotope Laboratory (COIL, USA) by isotope ratio mass spectrometry (IRMS, Delta V, Thermo Fisher Scientific).

Microplastic extraction

Each sample consisted of 10 g of angling bait, with 10 replicates analysed for each angling bait product (**Annexe I.2.1**), resulting in 160 analysed samples. Depending upon the packaging of angling baits and the number of bags purchased (**Annexe I.2.1**), samples were collected to maximise the number of bags used. When several samples were collected in the same bag, they were collected in different locations within the bag. Samples were first gently ground and homogenized with a mortar and pestle, and then incubated in glass bottles equipped with aluminium caps for 48 h with hydrogen peroxide (H₂O₂ (w/w) (30%)) solution (Merck KGaA, Germany) to digest organic matter. Then, samples were filtered through a 500-µm mesh size polyamide fabric (Nitex®, SEFAR, Switzerland) and washed with distilled water and ethanol (70% solution in water). The retained content in the Nitex® was stored in polystyrene petri dishes. For each sample, two visual inspections of suspected plastic particles (size range: 700 µm (diagonal of 500 µm mesh) to 5 mm) were performed by the same operator under a

stereomicroscope (Leica MZ 75 and Nikon SMZ 800). Identified particles were then individually photographed using a binocular magnifier optical (Leica MZ16) equipped with a digital camera (DP20, Olympus, Japan), with their size (i.e. maximal length) measured using ImageJ v.1.8.0 (Rasband, 1997). Their colour was defined following previously described literature (Mani & Burkhardt-Holm, 2019). Particles were categorised as ‘fibres’ (having at least one very small dimension) or ‘fragments’ (angular and solid or flexible), as adapted from Horton *et al.* (Horton *et al.*, 2017). Each particle was then weighed (AT21 Comparator, $d = 0.001$ mg, MettlerToledo); there were four particles of mass < 0.001 mg that were not included in calculations of mass concentration. The polymer composition of particles was assessed by attenuated-total-reflectance (ATR) Fourier-transformed infrared spectroscopy (FTIR) equipped with a diamond crystal (Thermo Nicolet 6700, Thermo Fisher Scientific). The crystal was cleaned with ethanol prior to the analysis of each particle and a background was collected at each set of four particles. The IR spectra was obtained with a resolution of 4 cm^{-1} and through the application of 32 scans over the wave-number range of 400 to 4000 cm^{-1} . The ATR correction was applied to the spectra, which was then compared to available commercial libraries (OMNIC Software, Thermo Fisher Scientific). A correlation factor of 0.6 was used as threshold to assign composition to the particle. When below this threshold, particles were considered as unidentified and removed from subsequent analyses. Identified particles were classified as microplastic with polymer category (or its artificial additive) following the Polymer Properties Database (2020) when possible, or as non-plastic (**Figure I.2.2**). The following polymer categories were considered: polyethylene, artificial additives (mainly olefin based or alkyd resin, such as lubricants and oils (Hofland, 2012; Song *et al.*, 2014; Su *et al.*, 2020), polyvinylester, polypropylene and polyacrylate. The size range was selected to optimise recovery during the stereomicroscope analyses and an unequivocal identification of particle composition (Filella, 2015; Christensen *et al.*, 2020).

Quality control and contamination assessment

All procedures were performed under a fume-hood and metal- and/or glass-ware were used wherever possible. Nitrile gloves and cotton lab coats were always worn. The solvents, distilled water, ethanol and H_2O_2 solution were previously filtered through a polyethersulfone membrane of $8\text{ }\mu\text{m}$ mesh size (Sterlitech, EUA) to avoid external contamination. The original packaging of each angling bait was sampled and submitted to the same ATR-FTIR analysis to determine its polymer composition. A total of 10 replicates of silica powder ($50\text{ }\mu\text{m}$, Interchim®), with

around 10 g each, were used as blanks and submitted to the same entire process in the same sample batch. The microscopic inspection indicated the absence of suspicious particles in the size range of this study and contamination was therefore considered negligible.

Statistical analyses

Microplastic occurrence in angling baits was calculated as the proportion between products containing microplastic and the total products available per category. Microplastic concentration in angling baits was calculated as the number of microplastics per unit of ground bait dry mass (number concentration in MP.kg⁻¹) and as the mass of microplastics per unit of ground bait dry mass (mass concentration in mg.kg⁻¹). Fisher exact tests were first used to compare the occurrence of microplastics between angling bait categories and between companies. Generalized linear mixed-effects models (glmm) were used to test the difference in microplastic concentration (number and mass) between the categories of angling baits and between the companies (fixed effects) using angling bait product as a random factor and gamma distribution as family. Fisher exact tests were then used to compare the polymer composition and colour distribution of microplastics between angling bait categories. Spearman correlations tested the relationship between the microplastic concentration (number and mass) in angling baits (averaged value across replicates), number of reported ingredients and C:N ratio (mean value across replicates) across all products (n=16). All statistical analyses were performed using R v.4.0.2 (R Core Team, 2019) and generalized linear mixed effects models were performed using the package lme4 (Bates et al., 2015). Significant levels of generalized mixed effects models were obtained using the 'Anova' function in the car package (Fox & Weisberg, 2019). Error reported around mean values are standard deviation.

Results

Microplastic contamination levels

Microplastics (700 μm - 5 mm) were investigated within 16 commercially available angling baits products (6 groundbaits, 6 boilies and 4 pellets) that were purchased in France, with each bait replicated 10 times. Across the 160 analysed samples, a total of 86 particles were collected. Infrared spectroscopy analyses revealed that 39 particles were plastic, of which 28 were within the selected size range of microplastics, i.e. 700 μm to 5 mm (**Figures I.2.1** and **I.2.2**). Therefore, 11 plastic particles were excluded from further analyses, and 20 microplastics were collected in groundbaits and 8 in boilies. Correspondingly, microplastic contamination of pellets within the selected size range was considered as null.

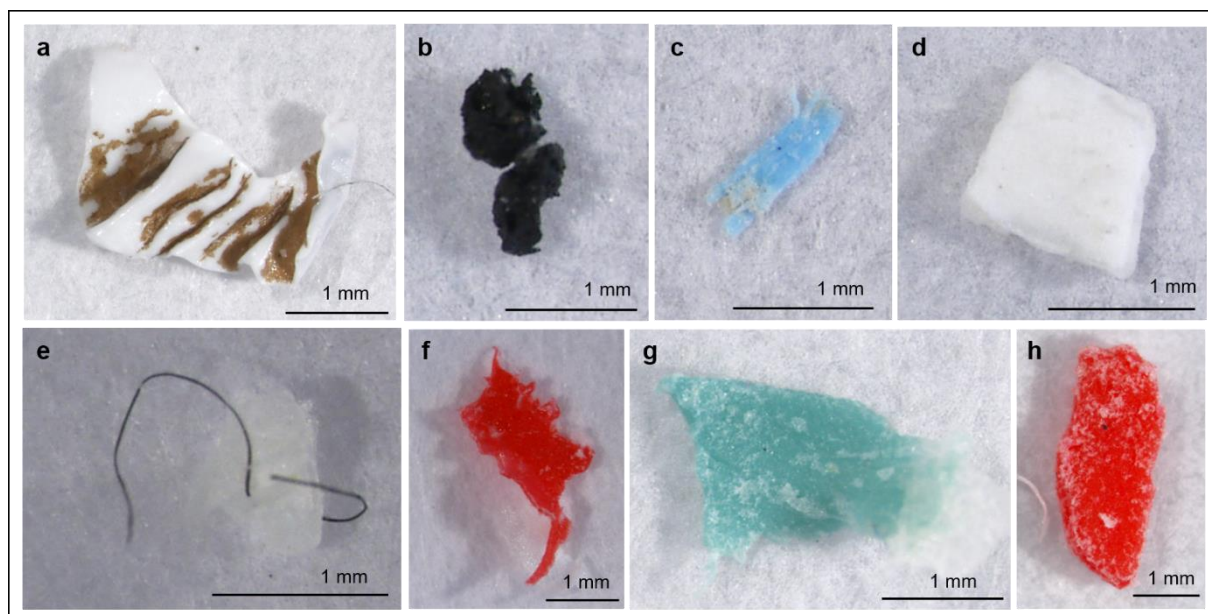


Figure I.2.1. Examples of microplastics (colour, polymer composition and shape) found in angling baits (category, G = groundbaits and B = boilies, and product, 1 to 6): (a) white polypropylene fragment (B6); (b) black additive fragment (G1); (c) blue polyethylene fragment (B2); (d) white additive fragment (B2); (e) black additive fiber (G1); (f) red polyethylene fragment (G2); (g) blue polyethylene fragment (G6) and (h) red polyethylene fragment (G6).

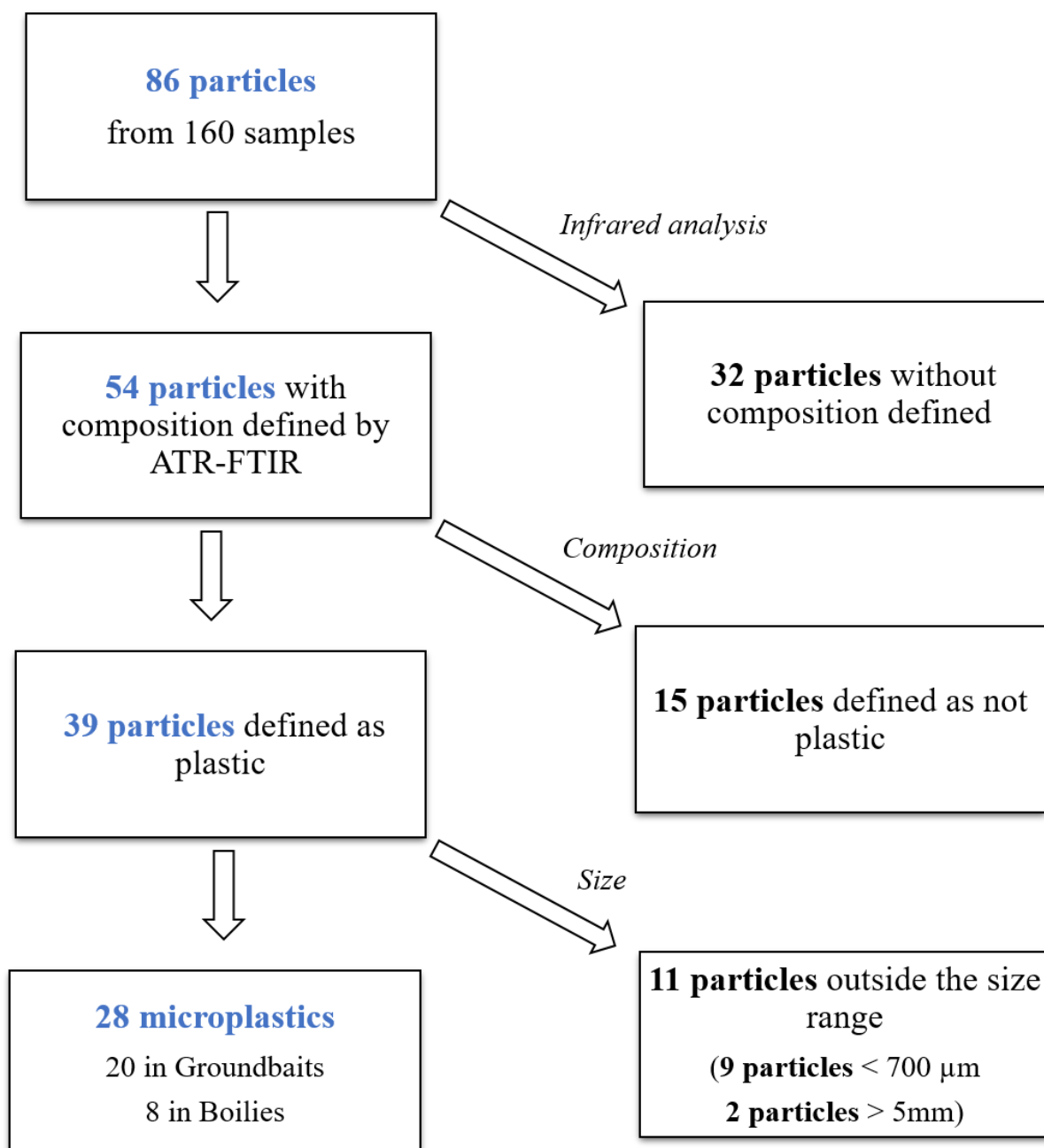


Figure I.2.2. Flowchart of microplastic selection for data analyses.

The mean occurrence of microplastics across all angling bait samples was 13.7 ± 17.01 %, with occurrence varying between bait categories (groundbaits: 26.7 ± 19.7 %; boilies: 10.0 ± 10.9 %). There was a significant difference in the occurrence of microplastics between bait categories (Fisher Test, $p = 0.032$) and companies (Fisher Test, $p < 0.001$). The microplastic concentration level ranged between 0 and 300 MP.kg⁻¹ (**Annexe I.2.1**), where the mean concentration over all samples was 17.4 ± 48.1 MP.kg⁻¹. The difference in MP levels between groundbaits and boilies were not significant (groundbaits: range 0 - 300 MP.kg⁻¹; mean 33.3 ± 62.8 MP.kg⁻¹; boilies: range: 0 – 199 MP.kg⁻¹, mean 13.2 ± 42.8 MP.kg⁻¹, glmm: $X^2 = 15468.2$, $p < 0.001$, post-hoc pairwise comparison, $p = 0.082$, **Figure I.2.3a**). A significant difference in MP levels was detected between companies (glmm: $X^2 = 2863.1$, $p < 0.001$). The range in MP concentration by mass across all samples was 0 to 232 mg.kg⁻¹ (mean 6.78 ± 29.8 mg.kg⁻¹). There were also significantly higher concentrations in groundbaits than in boilies (groundbaits: range 0 to 232 mg.kg⁻¹, mean 14.2 ± 46.1 mg.kg⁻¹; boilies: range 0 to 68.3 mg.kg⁻¹, mean 3.91 ± 13.3 mg.kg⁻¹; glmm: $X^2 = 29758.1$, $p < 0.001$, post-hoc pairwise comparison, $p < 0.001$ **Figure I.2.3b**). Significant differences were also found between companies (glmm, $X^2 = 4027.6$, $p < 0.001$).

Microplastic characteristics

The microplastics detected in groundbaits and boilies were almost exclusively comprised of fragments, with only one fibre detected (**Figure I.2.1e**). Polyethylene was the main polymer found across these two categories (35.7 %), followed by artificial additives (32.1 %) (mainly alkyd resins), polyvinylester (21.5 %), polypropylene (7.1 %) and polyacrylate (3.6 %) (**Figure I.2.4a**). Red and white were the main colours detected (both 28.6%), but with blue (17.9%), yellow (10.7 %), black and green (7.1 % each) also present (**Figure I.2.4b**). The mean MP size was 2.25 ± 1.26 mm (**Figure I.2.4c**). Overall, there was no significant difference between groundbaits and boilies in microplastic composition and colour (Fisher tests, $p > 0.05$), and microplastic size (Wilcoxon test, $p > 0.05$).

The bait packaging was composed of two polymers, polyethylene terephthalate and polyethylene (**Annexe I.2.2**). Polyethylene terephthalate was never detected as a contaminant of angling baits and only 37.5 % of packages were polyethylene. Other microplastics present in the baits were also not associated with their packaging (e.g. polyvinylester (G2 and B2) and artificial additives (B2)). Thus, microplastics found in these baits were apparently not derived from their packaging.

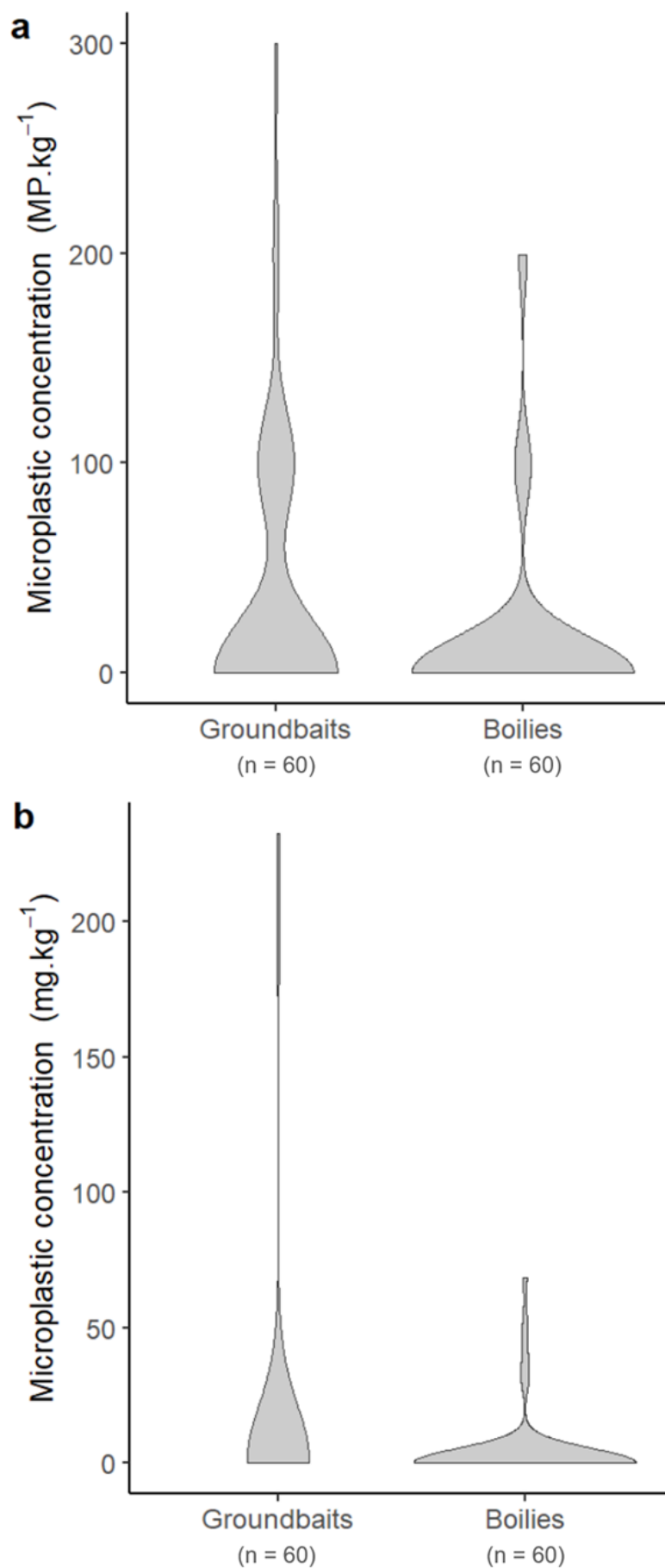


Figure 1.2.3. Microplastic concentrations in angling baits in (a) number (MP.kg⁻¹) and (b) mass (mg.kg⁻¹).

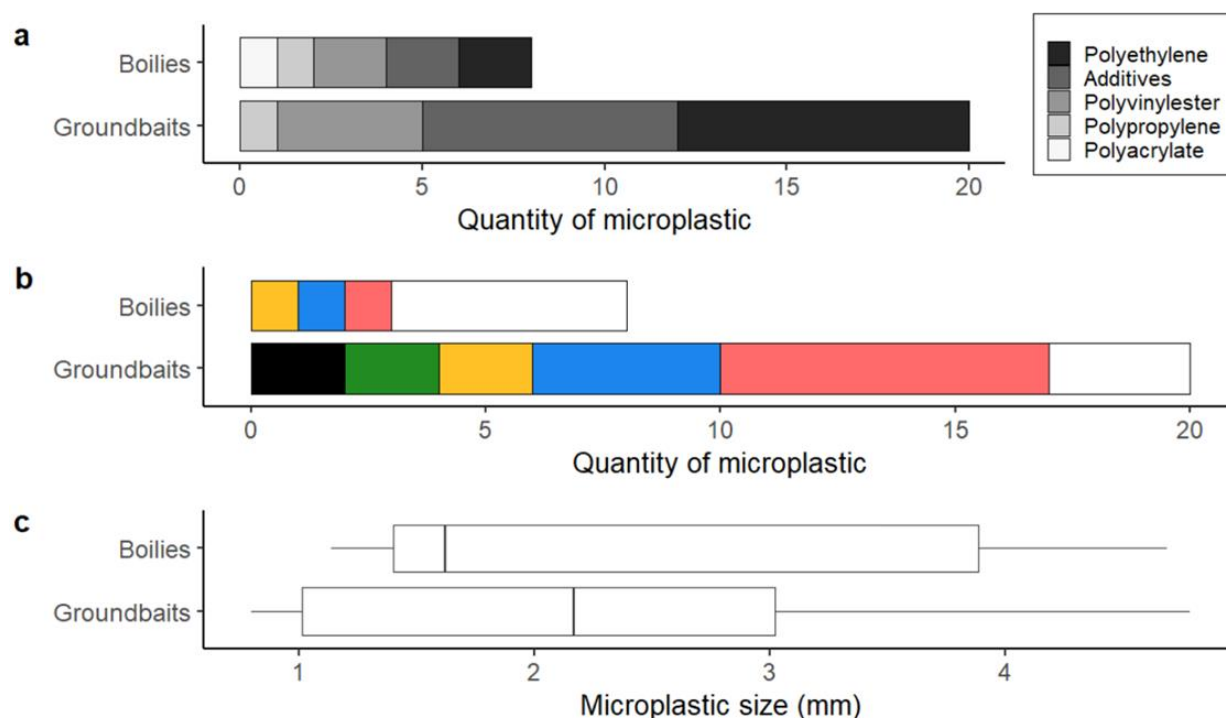


Figure I.2.4. Microplastic characteristics in boilies (n = 8) and groundbaits (n = 20): (a) polymer composition, (b) colour (as displayed) and (c) size (mm).

Relationships of microplastic levels with bait ingredients and C:N ratios

When analysing all angling products together (n = 16), the correlations between the number of ingredients reported on packages and microplastic concentrations were not significant (Spearman correlations, $\rho = 0.15$, $p = 0.572$ and $\rho = 0.24$, $p = 0.375$ for number and mass concentration, respectively) (**Figures I.2.5a and I.2.5b**). A significant and positive correlation was observed between microplastic concentrations and C:N ratio (Spearman correlations, $\rho = 0.62$, $p = 0.018$ and $\rho = 0.55$, $p = 0.028$ for number and mass concentration, respectively) (**Figures I.2.5c and I.2.5d**). This suggests that microplastic concentration was higher in angling baits with higher C:N ratios.

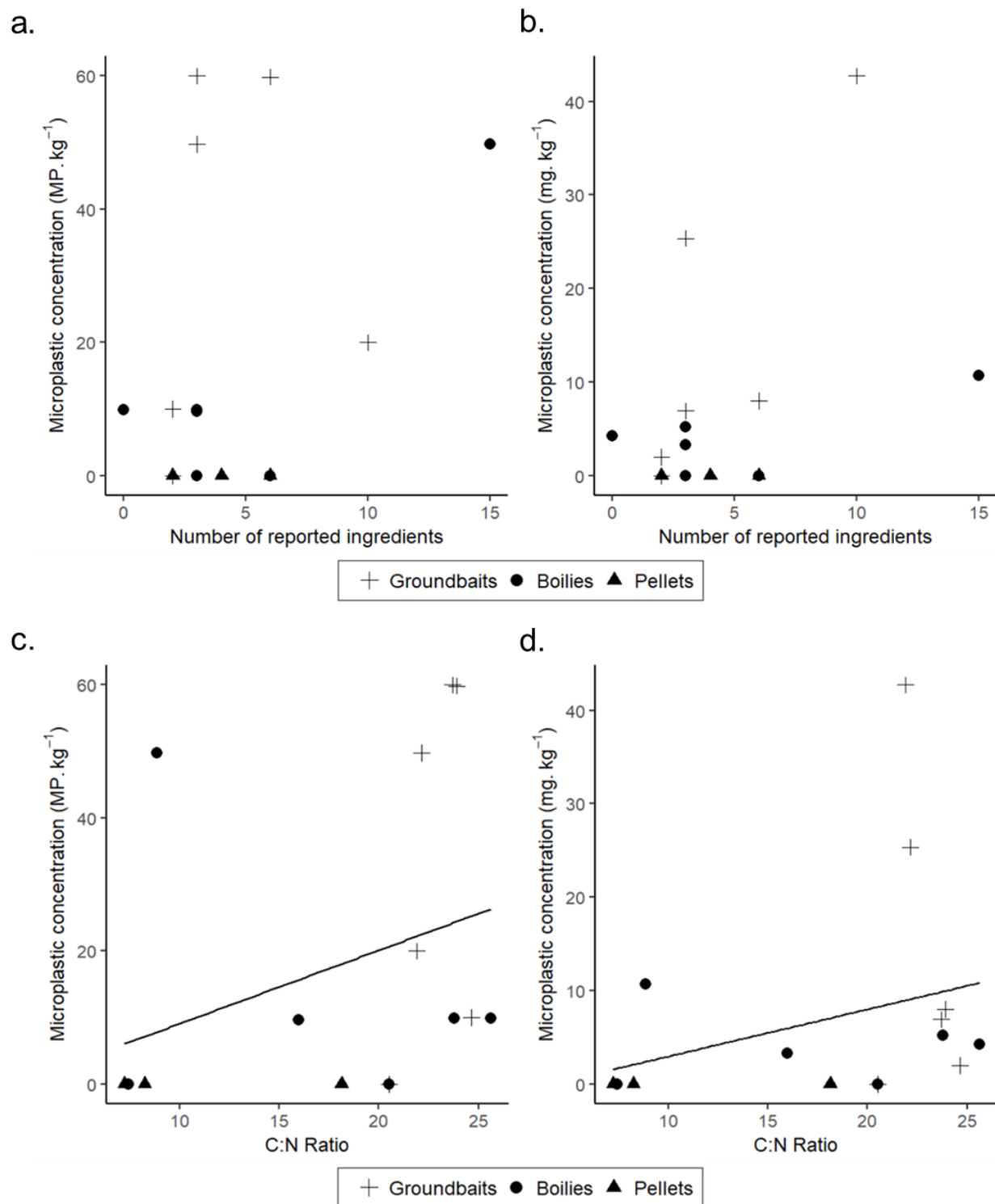


Figure I.2.5. Relationship between average microplastic concentration (across all replicates) in (a and c) number (MP.kg⁻¹) and (b & d) mass (mg.kg⁻¹), and (a and b) number of reported ingredients in angling baits and (c and d) C:N ratio. A lower C:N ratio indicates a higher proportion of animal-based components. Black lines were displayed only for significant regression.

Discussion

This investigation into microplastic contamination in angling baits revealed microplastic particles (700 μm – 5 mm) contaminated two out of three studied bait categories; groundbaits and boilies, with significant differences between categories and companies. Microplastics were mainly composed of polyethylene and artificial additives such as alkyd resins and paint additives, and were mainly white, red and blue. There was no correlation between the number of bait ingredients and their microplastic concentration and the C:N ratio of the baits was positively correlated with contamination level.

Given the incidence and number of microplastics per unit of bait mass, they could represent a significant source of microplastics to freshwater fish when fishing pressure is high. Once in the water, fish may consume the microplastics derived from angling baits either directly, i.e. microplastic released from bait, or indirectly through the ingestion of contaminated bait or other biota that have themselves consumed bait. The fact that anglers tend to target larger individuals (Gutmann Roberts et al., 2017), whose diets may also depend heavily on angling baits (Bašić et al., 2015; De Santis et al., 2019), suggests that larger fish might be most exposed to microplastics via this pathway. While several studies have already identified correlations between fish body size and microplastic loads in fish (Dantas et al., 2012; Ramos et al., 2012; Pegado et al., 2018; Ryan et al., 2019; Garcia et al., 2021), it is currently unknown whether this might be related to the consumption of contaminated baits.

Species of the Cyprinidae family are the primary target for the angling baits investigated and microplastics have previously been detected in common carp (*Cyprinus carpio*) from several rivers (Jabeen et al., 2017; Warrack et al., 2018; Merga et al., 2020; Park et al., 2020). Microplastic incidence and counts within cyprinid fishes have generally been high compared to other fish within the same system, ranging from 2.5 to 48 pieces per individual in the gastrointestinal tract (Warrack et al., 2018; Merga et al., 2020; Park et al., 2020), with many of these studies implicating the benthic foraging habits of carp as a likely explanation. Fish feeding largely on baits, particularly large individuals, could reasonably achieve the levels of microplastic contamination observed in the wild, although it is acknowledged that identifying the sources of specific microplastics is difficult. While the potential effects of ingestion of contaminated baits have also yet to be determined, microplastic exposure has been shown to adversely affect *C. carpio* biochemistry, immunological activity, growth and oxidative

pathways within the laboratory (Nematdoost Haghi & Banaee, 2017; Banaee et al., 2019; Xia, 2020).

The diverse size range of microplastic particles detected in studies limits comparisons between the microplastic concentrations in the baits and those that are generally found in the biota (Hartmann et al., 2019). However, comparisons of bait microplastics with those detected in wild fish have shown that both are dominated by particles of varying colours (Merga et al., 2020; Park et al., 2020). Polymer compositions in baits were also similar to those in wild fish, with polypropylene and polyethylene common (Merga et al., 2020; Garcia et al., 2021), although other studies have also identified polymers such as polytetrafluoroethylene and rayon (Park et al., 2020), which were absent from our angling baits. The most commonly identified microplastics in the angling baits included some of the five most frequently used plastics that account for 90 % of polymers used (Andrady & Neal, 2009). As such, it is difficult to draw inferences about microplastic contributions via angling baits by comparing polymer data alone.

The absence of microplastics in the selected size range (700 μm – 5 mm) in the pelletized angling baits suggests some key differences in their ingredients and/or manufacturing process compared with groundbaits and boilies. Polyethylene microplastics and additives such as polyolefin and alkyd resins found in the angling baits are commonly present in machinery paints (Hofland, 2012) that might gradually fragment over time. Various heating, milling and filtering processes during manufacturing may also alter, and fragment microplastic particles, potentially producing smaller particles falling outside the minimal threshold used in the present study (Hanachi et al., 2019; Karbalaei et al., 2020). This higher level of industrial manufacturing might explain the absence of larger particles in the pelletized angling baits. Considering that particle size is an important factor determining microplastic ingestion and impacts on organisms (Hartmann et al., 2019; Jung et al., 2021), further investigations focusing on smaller fragment sizes (< 700 μm) are needed. That the microplastics identified in the baits were of a different composition to their packaging further suggests contamination existing within the raw ingredients and/or introduced during their manufacture, although further work is necessary to identify the exact stage(s) and source(s) of contamination.

Commercial fishmeal has previously been shown to contain microplastics (Hanachi et al., 2019; Karbalaei et al., 2020), with often higher concentrations occurring in those with particular ingredients and/or manufacturing processes. Fishmeal was found to contain mostly fragments 100-1000 μm in size that were composed of polypropylene, polyethylene and polystyrene (Hanachi et al., 2019; Karbalaei et al., 2020), which are largely comparable to those particles found in our angling baits. Hanachi et al. (2019) additionally found higher microplastic

concentrations in salmon and sardine than kilka-derived fishmeal, whereas, contrary to our first hypothesis, we found a positive correlation between bait C:N ratio and microplastic contamination, suggesting lower contamination in animal-based baits. Nevertheless, the similarity in microplastic features to those recovered from industrialized food (Prata et al., 2020) suggests at least some procedural contamination from the manufacture process.

The estimates of the extent of cryptic microplastic emissions from angling baits were as high as 0.34 tons per year for a country, when considering 7.3 kg of groundbaits.angler⁻¹.year⁻¹ and 3.3 million active anglers, as in Germany (Arlinghaus & Niesar, 2005), but this does largely depend on the activity of anglers in a country and the amounts of baits they apply in their angling. Nevertheless, this estimate is comparable to the annual 0.15 tons of microplastics released through the use of winter de-icing salts applied to roads in some European countries (Rødland et al., 2020). At a larger scale, the microplastic contribution through angling baits can be considered minor compared to the top sources of European riverine microplastics (tyre wear particles, polymer-based textiles and polymers washed in from road dusts) which may each contribute more than 0.3 kilotons of microplastic a year (Siegfried et al., 2017). Nevertheless, angling bait-derived microplastics may make up a large proportion of local microplastic concentrations in particular locations or at particular times of the year when the baits are heavily used. Also, as expected for natural particles, microplastic concentration might increase with decreasing particle size (Filella, 2015), and the total contamination by microplastics would probably be substantially higher, as only particles from 700 µm to 5 mm were considered here. Further investigations are needed to fully understand the potential contribution of this cryptic source of microplastic pollution compared to the global microplastic pollution in freshwater ecosystems. This contribution will likely be extremely variable among ecosystems and countries, depending on both the characteristics of the ecosystems (e.g. size, fish community) and of the fisheries (e.g. amount and type of bait used). We posit that in small lakes with intense fishing pressure targeting coarse fishes angling baits might represent an important source of microplastic pollution compared to other sources. Since angling baits are already known to contribute to freshwater eutrophication (Arlinghaus & Niesar, 2005; Amaral et al., 2013), the additional release of microplastics from contaminated baits may represent another, co-occurring stressor to freshwater systems which requires further investigation. The awareness of hidden sources could contribute to the design of studies investigating consequences and impacts of microplastic to human and animal health.

The ubiquitous presence of microplastic particles in the environment means that mitigating this angling source of contamination might have a negligible impact. Nevertheless,

our results are important in highlighting a previously unknown source of microplastic loadings in freshwater fishes and thus have helped identify a novel source and pathway. Such cryptic sources of microplastic contamination to freshwater ecosystems reveals the ubiquity of plastics within products used in daily human activities and, more specifically, on the relevance of angling activity in European countries in increasing the exposure of fish to these plastics. The manufacturing process of industrialized food, either for human or animal consumption, thus represents a potential source of microplastic contamination that has yet to be fully quantified and therefore further studies are encouraged in order to investigate the sources of these cryptic microplastics, and their fates and impacts in the environment.

PARTIE II

Devenir et impacts des amorces

Chapitre 3

Consommation des amorces et impact sur l'écologie trophique des cyprinidés

This chapter is adapted from the article

Imbert A., Beisel JN., Boulêtreau S. & Cucherousset J., Angling baits consumption and trophic niche of two cyprinids in different lake fisheries, *submitted in Freshwater Biology*



L'échantillonnage des poissons s'effectue à l'aide de filets pélagiques et benthiques puis lors d'une pêche électrique dans la zone littorale

Résumé

Les flux allochtones sont importants dans le fonctionnement des écosystèmes et, dans les lacs supportant une pêche récréative, les amorces peuvent en représenter une part importante. Celles-ci peuvent directement contribuer au régime alimentaire des poissons les consommant mais cette contribution pourrait être contrastée selon la taille des individus ou le type d'amorce utilisé. Dans cette étude, nous avons cherché à quantifier la consommation d'amorce par deux espèces de cyprinidés, la carpe (*Cyprinus carpio*) et le gardon (*Rutilus rutilus*) dans trois types de pêche différents par leurs pratiques d'amorçage (pêcheries à carpe, pêcheries à la truite de lâcher et pêcheries au coup). Pour cela, nous avons eu recours aux isotopes stables du carbone ($\delta^{13}\text{C}$) et de l'azote ($\delta^{15}\text{N}$) des poissons, de leurs proies naturelles et des différentes amorces utilisées dans seize lacs situés dans le Sud-Ouest de la France (quatre pêcheries à carpe, quatre pêcheries à truite, quatre pêcheries au coup et quatre lacs sans pêche). Nos résultats indiquaient que les amorces étaient significativement enrichies en $\delta^{13}\text{C}$ et appauvries en $\delta^{15}\text{N}$ en comparaison avec les proies naturelles. Les consommations d'amorce étaient très variables selon les individus. La contribution moyenne des amorces au régime alimentaire des carpes s'élevait à 30,5 % ($\pm 17,0$ SD), en étant significativement plus importante dans les pêcheries à carpe ($40,0 \pm 16,7$ %) que dans les pêcheries à truite ($15,9 \pm 9,0$ %), mais n'était pas corrélée à la taille des individus. Pour les gardons, la contribution moyenne était de 41,3 % ($\pm 15,7$ SD), ne différait pas selon les types de pêche mais était positivement corrélée à la taille des individus. La niche isotopique des carpes était 6 fois plus grande dans les pêcheries à carpe que dans les lacs sans pêche. Pour les gardons, la niche isotopique était 2 fois plus grande dans les pêcheries à carpe et truite que dans les lacs sans pêche et les pêcheries au coup. Ces résultats indiquent que les amorces représentent une ressource substantielle dans les lacs supportant une pêche, avec des conséquences importantes sur l'écologie trophique des poissons ciblés par ces pratiques. Ces impacts sont partiellement modulés par les types d'amorce utilisés et les propriétés du flux d'amorce, mettant en évidence la nécessité de considérer les propriétés temporelles de ce flux allochtone afin de mieux comprendre ses conséquences sur les consommateurs et les écosystèmes aquatiques.

Abstract

Terrestrial subsidies are important for freshwater ecosystems and, in lakes supporting recreational fisheries, angling baits can represent an important allochthonous input. This resource can directly contribute to fish diet but its consumption may be influenced by fish body size and the type of angling baits used in different recreational fisheries. In this study, we aimed to determine the consumption of angling baits by two common Cyprinid species, *Cyprinus carpio* and *Rutilus rutilus*, in three fishery types (specialised carp, specialised roach and put-and-take fisheries). We used stable isotope analyses ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) of fish, their natural prey and different angling baits in 16 gravel pit lakes located in south-western France, including four lakes without angling. Results revealed that angling baits were significantly $\delta^{13}\text{C}$ -enriched and $\delta^{15}\text{N}$ -depleted compared to natural prey. Overall, angling bait consumption was highly variable between individuals. For *C. carpio*, angling bait consumption averaged 30.5 % (± 17.0) and was significantly higher in specialised carp fisheries (40.0 ± 16.7 %) than in put-and-take fisheries (15.9 ± 9.0 %) and was not significantly related to body size. For *R. rutilus*, angling bait consumption averaged 41.3 % (± 15.7 SD) and did not differ significantly between fishery types and significantly increased with body size. The stable isotope niche width of *C. carpio* was six times larger in specialised carp fisheries than in lakes without angling. For *R. rutilus*, stable isotope niche width was two times larger in specialised carp and put-and-take fisheries compared to lakes without angling, as well as specialised roach fisheries. These results indicate that angling bait subsidies represent a novel and substantial resource opportunity in lakes supporting recreational fisheries, with important trophic consequences for the targeted species. These impacts are partly influenced by the type of angling baits used by anglers and the characteristics of the fisheries, suggesting the need for improved quantification of the temporal dynamics of this subsidy to better understand its consequences on consumers and freshwater ecosystems.

Introduction

Freshwater ecosystems receive important external inputs of nutrients, matter, and energy due to their spatial distribution within watersheds and their morphological characteristics (Leroux & Loreau, 2008). These inputs represent allochthonous subsidies that can influence food web dynamics by enhancing primary and secondary productivity (Polis et al., 1997). In lakes, subsidies substantially contribute to the pool of organic carbon used by each trophic level, and largely support energy transfer within the food web (Cole et al., 2006). While terrestrial organic carbon (t-OC) is mainly used for bacterial respiration, it is also an important subsidy that directly supports higher trophic levels under certain forms (Kritzberg et al., 2005; Karlsson, 2007). The contribution of t-OC to fish, constituted by particulate organic matter from upland and riparian ecosystems, can range from 30 to 50 % in eutrophic temperate lakes and may exceed 60 % in certain boreal lakes (Carpenter et al. 2005; Karlsson et al. 2012). However, human activities can disrupt these natural fluxes, particularly through the intentional or accidental inputs of anthropogenic subsidies (Oro et al., 2013).

Recreational angling can result in significant inputs of anthropogenic t-OC into lakes that experience high angling pressure (Arlinghaus & Mehner, 2003; Arlinghaus & Niesar, 2005). In such lakes, the use of angling baits represents a widespread angling technique, especially for targeting Cyprinids (Arlinghaus, 2004; Amaral et al., 2013). The quantities of angling baits used are highly variable, and have been estimated to average around 14.2 kg.year⁻¹ for cyprinid anglers with maximum values exceeding 200 kg.year⁻¹ for specialised carp anglers in Germany (Arlinghaus & Mehner, 2003; Arlinghaus, 2004). In general, angling baits have higher nitrogen (N) and phosphorous (P) contents than natural t-OC, making them significant contributors of nutrients to lakes (Elser et al., 2000; Wenzel et al., 2012; Imbert et al., 2022).

The consumption of angling bait by freshwater consumers can be quantified through Stable Isotope Analyses (SIA) (Bašić et al., 2015), as it can cause significant shifts in $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values due to the terrestrial and/or marine origins of angling baits and subsequently increase trophic niche size (Gutmann Roberts et al., 2017; De Santis et al., 2019; Britton et al., 2022). The contribution of angling bait to the diet of fish has been reported to average 50 % for *Barbus barbus* in English rivers experiencing high angling pressure (Bašić et al., 2015). While

the consumption of angling baits can increase with fish body size (De Santis et al., 2019; Mehner et al., 2019), it is also highly variable between individuals going up to 80 % for some individuals (Bašić et al., 2015; Gutmann Roberts et al., 2017). To date, however, most investigations have focused on single fisheries, and there is a lack of comparisons between fishery types, despite their potential influence on the types and quantities of angling baits used.

In this study, we used stable isotope analyses ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) to assess the consumption of angling baits by two Cyprinid species, namely carp and roach, (respectively *Cyprinus carpio* and *Rutilus rutilus*) in three different recreational fishery types. First, we compared the stable isotope values between the main angling baits used by anglers and the natural resources consumed by the two model species. We hypothesized that significant differences in stable isotope values would exist between angling baits and natural prey due to differences in their origin and composition. Second, we quantified the dietary contribution of angling baits to the two species using stable isotope mixing models. We hypothesized that the contribution of angling baits for both fish species would substantially differ between fishery types and between species and was positively correlated with individual body size. Third, we examined whether the stable isotope niche of the two species differed between fishery types. We hypothesized significant differences in the stable isotope niche size of fish in lakes supporting fisheries compared to lakes without angling, where only natural subsidies are present.

Materials & Methods

Study sites

The study was conducted in 16 gravel pit lakes located in the Garonne floodplain in south-western France (Zhao et al. 2016,). These lakes were selected to represent four distinct fishery types: lakes without angling where angling is prohibited and no baiting occurs ($n = 4$), specialised carp fisheries ($n = 4$), specialised roach fisheries ($n = 4$) and put-and-take fisheries specialised in rainbow trout fishing (*Onchorynchus mykiss*, $n = 4$). While specialised carp and roach fisheries systematically release fish after capture (“catch-and-release” fisheries), put-and-take fisheries involve stocking and rapid harvesting of fish (Arlinghaus & Cooke, 2009; Cowx, 2015). The studied gravel pit lakes were relatively small and shallow, with an average

maximum depth of 3.3 ± 1.4 m and an average size of 10.9 ± 6.8 ha. All of these lakes were located within a distance of 35 km (**Figure II.3.1**). A Principal Component Analysis based on the hydro-morphological characteristics and the spatial distribution of the studied gravel pit lakes was performed and revealed that there were no significant differences in environmental conditions between the fishery types (PERMANOVA, $p = 0.344$, **Figure II.3.2**). The average fish species richness in the studied gravel pit lakes was $9.75 (\pm 2.44)$, with a range of 8 to 14 species. The fish communities were dominated by Cyprinidae and Percidae (further details available in Zhao et al., 2016) and, overall, fish communities were not significantly different between the different fishery types (PERMANOVA, $p = 0.743$, **Figure II.3.3**).

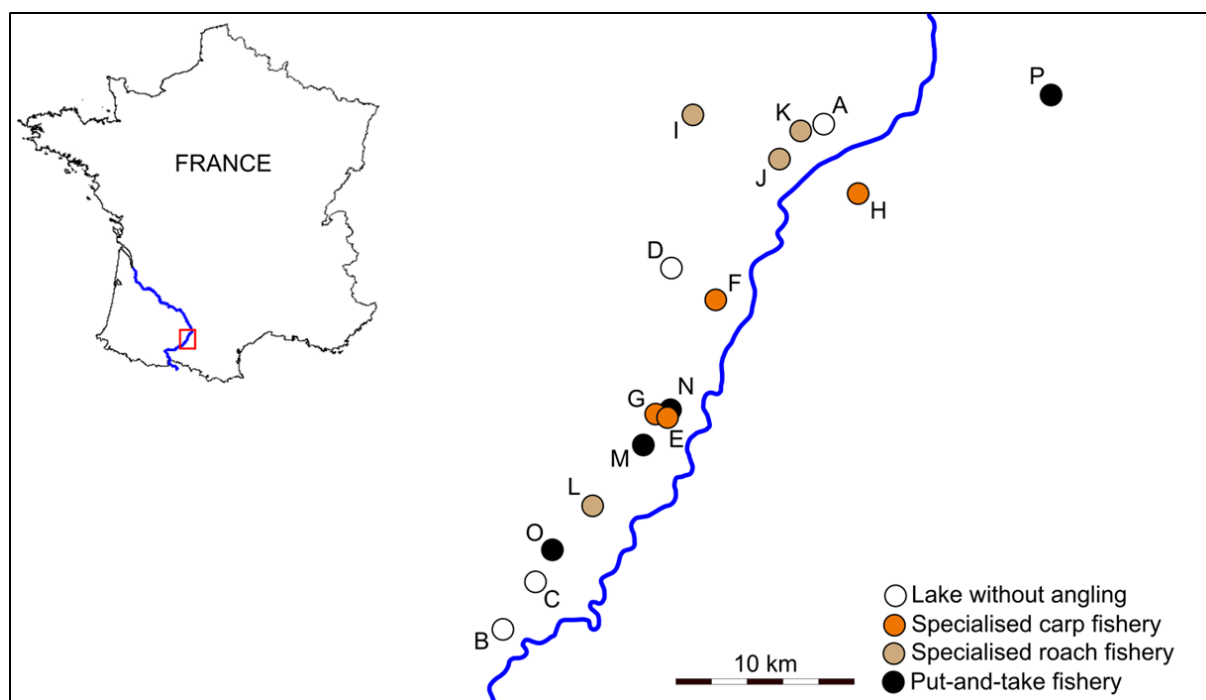


Figure II.3.1. Geographical distribution of the 16 gravel pit lakes studied in south-western France (labelled A to P) within the floodplain of the Garonne River (indicated by the blue line). Colours represent the different fishery types.

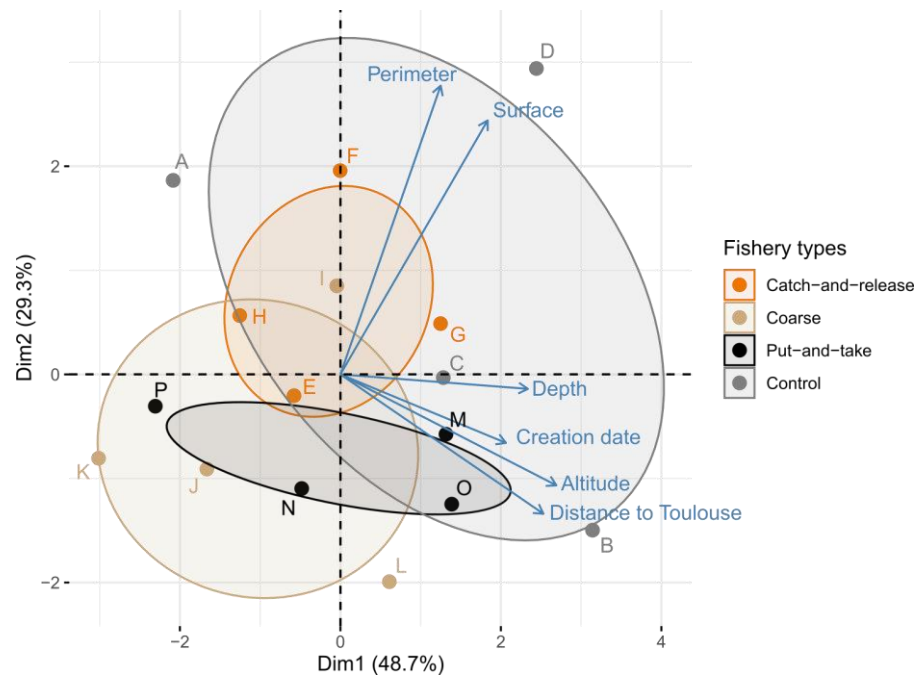


Figure II.3.2. Principal Component Analysis of environmental conditions of the 16 studied gravel pit lakes. Each colour represents a fishery type and ellipses represent the 95% confidence interval. The two first Principal Component axes (eigenvalue = 2.92 and 1.76, respectively) represented > 75 % of the total variance variation (variance = 48.7 % and 29.3 %, respectively) and described the depth and their morphological properties, respectively.

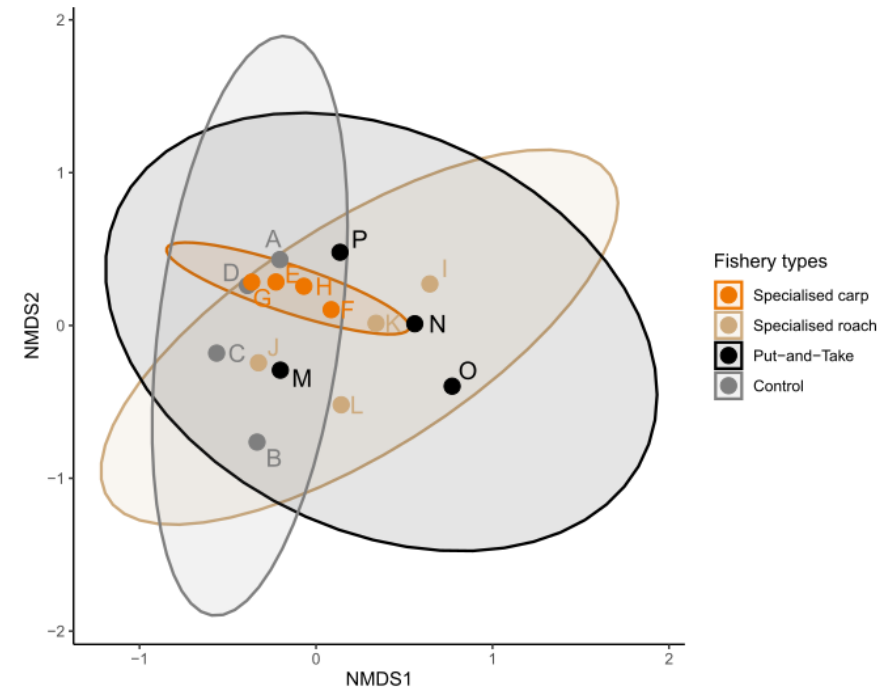


Figure II.3.3 Non-metric multidimensional scaling (nMDS) of fish communities. Ellipses are representing the 95 % confidence interval around each fishery type. A two-dimensional NMDS was represented (stress value = 0.13). In the nMDS analyses, we used the untransformed abundances of each taxa and Bray-Curtis index as the length index.

Fish and invertebrate sampling

Fish and invertebrate sampling took place between 2013 and 2021, always between mid-September and early October. *C. carpio* and *R. rutilus* specimens were collected using gillnetting and electroangling (Zhao et al. 2016). This species has been selected because they were ubiquitous and particularly targeted by anglers. All individuals were measured for fork length to the nearest millimetre, and a sample was taken from the pelvic fin tip of each individual for stable isotope analyses. The subsequent analyses focused on a total of 99 *C. carpio* (ranging in size from 200 to 1300 mm) and 144 *R. rutilus* (50 to 320 mm) (**Annexe II.3.1**). In addition, the main natural prey items for the two fish species, including Ephemeroptera, Chironomidae, molluscs (Gasteropoda and Bivalvia) and zooplankton for *R. rutilus*, and Chironomidae, mollusc and crayfish (*Procambarus clarkii*) for *C. carpio* (Keith et al., 2011) were collected. In each gravel pit lake, the natural preys were sampled at three locations in the littoral using a 500 µm hand net, while Chironomidae were collected from the central part of each lake using an Ekman grab. Each sample collected gathered many individuals. Prior to stable isotope analyses ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$), all samples were rinsed with distilled water before being oven-dried at 60°C for 48 h. Stable isotope analyses were performed at the Cornell Isotope laboratory (COIL, USA).

Angling baits

We also measured the stable isotope values of the main angling bait types, which included seeds (maize and tiger nuts), groundbaits (plant and animal flours), boilies (animal or vegetal flours boiled with eggs), and pellets (compact animal flours blended with fish oil) (De Carvalho et al., 2021b; Imbert et al., 2022). Stable isotope analyses were performed in triplicate for each of the four bait types using 5 models (n = 20 different angling bait models).

Data analyses

First, we compared the stable isotope values of natural prey from lakes without angling with those of the four main angling bait types. We tested differences in stable isotope values ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ tested independently) between natural prey and angling baits using Linear Mixed-Effects Models with the 'lme4' package (Bates et al., 2015). The fixed factor in the analysis was

the origin (natural prey vs. angling baits) and the random factors were lake ID and angling bait model. Next, we compared the $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values between the four angling bait types using angling bait model as a random effect.

Second, we quantified the relative contribution of different trophic resources to the diet of individual *C. carpio* and *R. rutilus* in each fishery type using Bayesian mixing models in the ‘simmr’ package (Parnell & Inger, 2016). We considered two types of natural prey of *C. carpio*, namely small benthic invertebrates (Chironomidae and molluscs) and crayfish. In the case of *R. rutilus*, the natural prey consisted of small benthic invertebrates (Chironomidae, Ephemeroptera and Molluscs) as well as zooplankton. In lakes supporting a fishery, angling baits were added as potential prey items in the mixing models. Field observations indicated that pellets were predominantly used in put-and-take fisheries, groundbaits were used by specialised roach anglers, and a similar proportion of boilies and seeds was used by specialised carp anglers. The stable isotope values of angling baits for each fishery type were calculated as the average value of all the models used by anglers. A trophic enrichment factor of 3.4 ‰ for $\delta^{15}\text{N}$ and 0.4 ‰ for $\delta^{13}\text{C}$ was applied (Post, 2002). We conducted further analyses to examine the effects of fishery type and fish body size on angling bait contribution to the diet of each species, using the ‘lmer’ function from ‘lme4’ package. The full model included a two-term interaction and were built using lake as random effect. Non-significant interaction terms were subsequently removed from the models.

Third, we compared stable isotope niche of *C. carpio* and *R. rutilus* individuals between fisheries. To allow comparisons between lakes, $\delta^{13}\text{C}$ values were corrected into $\delta^{13}\text{C}_{\text{corrected}}$ using the following formula (Olsson et al., 2009):

$$\delta^{13}\text{C}_{\text{corrected}} = \frac{\delta^{13}\text{C} - \delta^{13}\text{CI}_{\text{mean}}}{\delta^{13}\text{CI}_{\text{max}} - \delta^{13}\text{CI}_{\text{min}}}$$

where $\delta^{13}\text{C}$ is the carbon stable isotope value of fish, $\delta^{13}\text{CI}_{\text{mean}}$ the mean carbon stable isotope value of invertebrates, ranging from the minimum value ($\delta^{13}\text{CI}_{\text{min}}$) to the maximum value ($\delta^{13}\text{CI}_{\text{max}}$) observed in each of the studied lakes. $\delta^{15}\text{N}$ was converted into trophic position (TP) using the following formula (Anderson & Cabana, 2007) :

$$\text{TP} = \frac{\delta^{15}\text{N} - \delta^{15}\text{N}_{\text{baseline}}}{3.4} + 2$$

where $\delta^{15}\text{N}$ is the nitrogen stable isotope value of the fish and $\delta^{15}\text{N}_{\text{baseline}}$ is the average of $\delta^{15}\text{N}$ values of the baseline organisms (namely molluscs and Ephemeroptera, with a trophic position of 2). Stable isotope niche size was estimated using the ‘SIBER’ package (Jackson et al., 2011) by calculating the estimated Standard Bayesian Ellipse Area (SEAb, 20 000 iterations) and associated credibility intervals at 50, 75 and 95 %, for each lake and species. All statistical analyses were performed using R v.4.0.3 (RStudio Team, 2020).

Results

Angling baits stable isotopes values

Stable isotope values of angling baits (mean $\delta^{13}\text{C} = -20.60 \text{ ‰} \pm 5.18 \text{ SD}$ and mean $\delta^{15}\text{N} = 3.56 \text{ ‰} \pm 2.08 \text{ SD}$) was significantly $\delta^{13}\text{C}$ -enriched (lmer, $\chi^2 = 8.86$, $p = 0.003$) and $\delta^{15}\text{N}$ -depleted (lmer, $\chi^2 = 54.30$, $p < 0.001$) compared to natural prey (mean $\delta^{13}\text{C} = -28.35 \text{ ‰} \pm 3.88 \text{ SD}$ and mean $\delta^{15}\text{N} = 12.22 \text{ ‰} \pm 3.19 \text{ SD}$) (**Figure II.3.4**). There were no significant differences in $\delta^{15}\text{N}$ values between angling bait types (lmer, $\chi^2 = 2.93$, $p = 0.40$), whereas they significantly differed in their $\delta^{13}\text{C}$ values (lmer, $\chi^2 = 114.89$, $p < 0.001$). Seeds exhibited significant $\delta^{13}\text{C}$ -enrichment compared to the three other bait types (post-hoc test, $p < 0.001$) while no significant difference in $\delta^{13}\text{C}$ values was observed between the three other bait types (**Figure II.3.4**).

Contribution to fish diet

In lakes without angling, the diet of *C. carpio* primarily consisted of crayfish ($58.4 \text{ ‰} \pm 11.7 \text{ SD}$) followed by small benthic invertebrates ($41.6 \text{ ‰} \pm 11.7 \text{ SD}$). In lakes supporting a fishery, the contribution of angling baits to the diet of *C. carpio* diet averaged $30.5 \text{ ‰} (\pm 17.0 \text{ SD})$ and ranged from 5.1 ‰ (lake O) to 76.5 ‰ (lake F, **Figure II.3.5a**, **Annexes II.3.2** and **II.3.3**). For *R. rutilus*, small benthic invertebrates were the main trophic resources consumed in lakes without angling ($72.3 \text{ ‰} \pm 14.7 \text{ SD}$), followed by zooplankton ($27.7 \text{ ‰} \pm 14.7 \text{ SD}$). In lakes supporting a fishery, angling baits contribution to *R. rutilus* diet averaged $41.3 \text{ ‰} (\pm 15.7 \text{ SD})$ and ranged from 9.4 ‰ (Lake N) to 80.5 ‰ (Lake L, **Figure II.3.5b**).

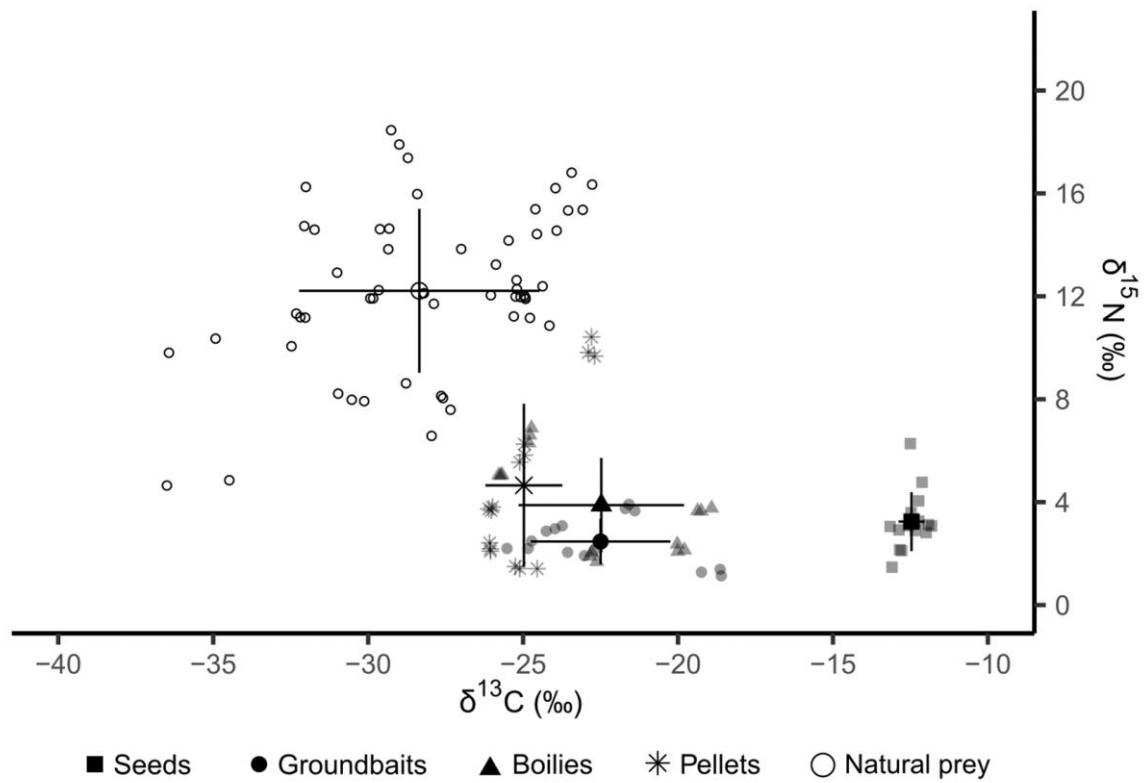


Figure II.3.4. Stable isotope values ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) of the main angling bait types (seeds, groundbaits, boilies, and pellets) and the main natural preys of *C. carpio* and *R. rutilus* in lakes without angling ($n = 4$). The large points represent the mean values with their standard deviations.

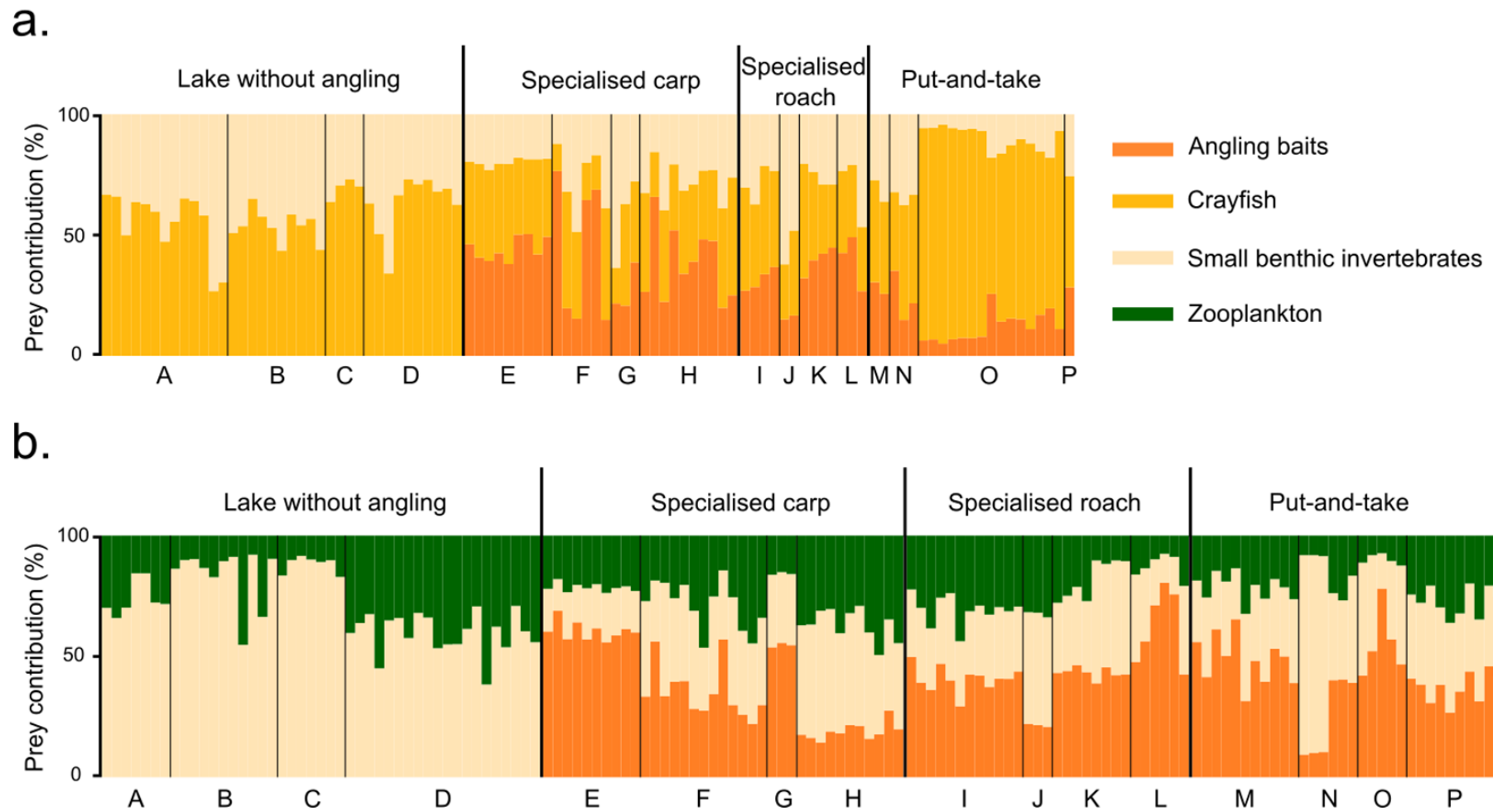


Figure II.3.5. Estimated contribution of putative prey to the diet of (a) *C. carpio* and (b) *R. rutilus* individuals in the 16 studied gravel pit lakes: lakes without angling (A to D), specialised carp fisheries (E to H), specialised roach fisheries (I to L) and put-and-take fisheries (M to P). Each histogram represents the diet composition of an individual fish.

Impact of fishery type and body size

The contribution of angling baits to the diet of *C. carpio* was significantly different between fishery types (lmer, $\chi^2 = 6.949$, $p = 0.031$, **Figure II.3.6a**), with significantly higher contributions observed in specialised carp fisheries (40.0 % $\pm$ 16.7 SD) compared to put-and-take fisheries (15.9 % $\pm$ 9.0 SD). In the case of *R. rutilus* populations, there was no significant difference between fishery types (lmer, $\chi^2 = 0.022$, $p = 0.99$, **Figure II.3.6b**). The effect of *C. carpio* body size on the contribution of angling baits to their diet was not significant (lmer, $\chi^2 = 1.152$, $p = 0.28$, **Figure II.3.6c**), whereas a significant and positive relationship was observed to *R. rutilus* body size (lmer, $\chi^2 = 4.753$, $p = 0.029$, **Figure II.3.6d**).

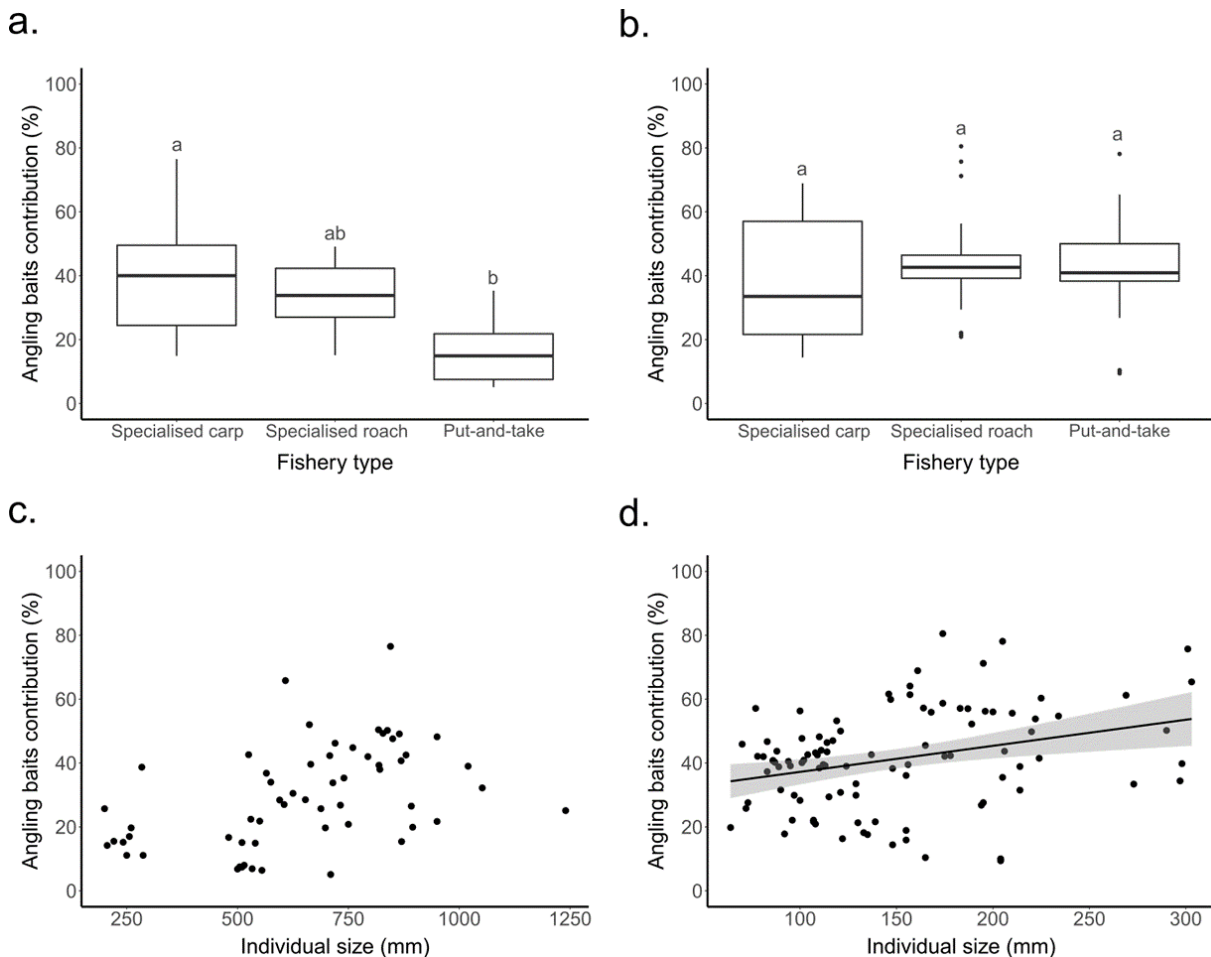


Figure II.3.6. Estimated contribution of angling baits to the diet of *C. carpio* (left, $n = 62$) and *R. rutilus* (right, $n = 99$) for each fishery type (a, b) and relationship with fish body size (c, d). Different letters indicate significant difference between fishery types (a-b). A regression line is displayed when the relationship is significant.

Impact on SEA

The Standard Ellipse Area (SEA_b) of *C. carpio* in specialised carp fisheries (CI 95% = 0.92 – 1.97 ‰) was six times higher than in lakes without angling (CI 95% = 0.16 – 0.31 ‰) and more than three times higher than in specialised roach (CI 95% = 0.23 – 0.75 ‰) and put-and-take (CI 95% = 0.27 – 0.68 ‰) fisheries (**Figure II.3.7a-c**). For *R. rutilus* populations, SEA_b was similar between specialised carp (CI 95% = 0.56 – 1.10 ‰) and put-and-take fisheries (CI 95% = 0.42 – 0.85 ‰), but more than two times higher than in lakes without angling (CI 95% = 0.20 – 0.37 ‰) and specialised roach fisheries (CI 95% = 0.20 – 0.43 ‰) (**Figure II.3.7b-d**).

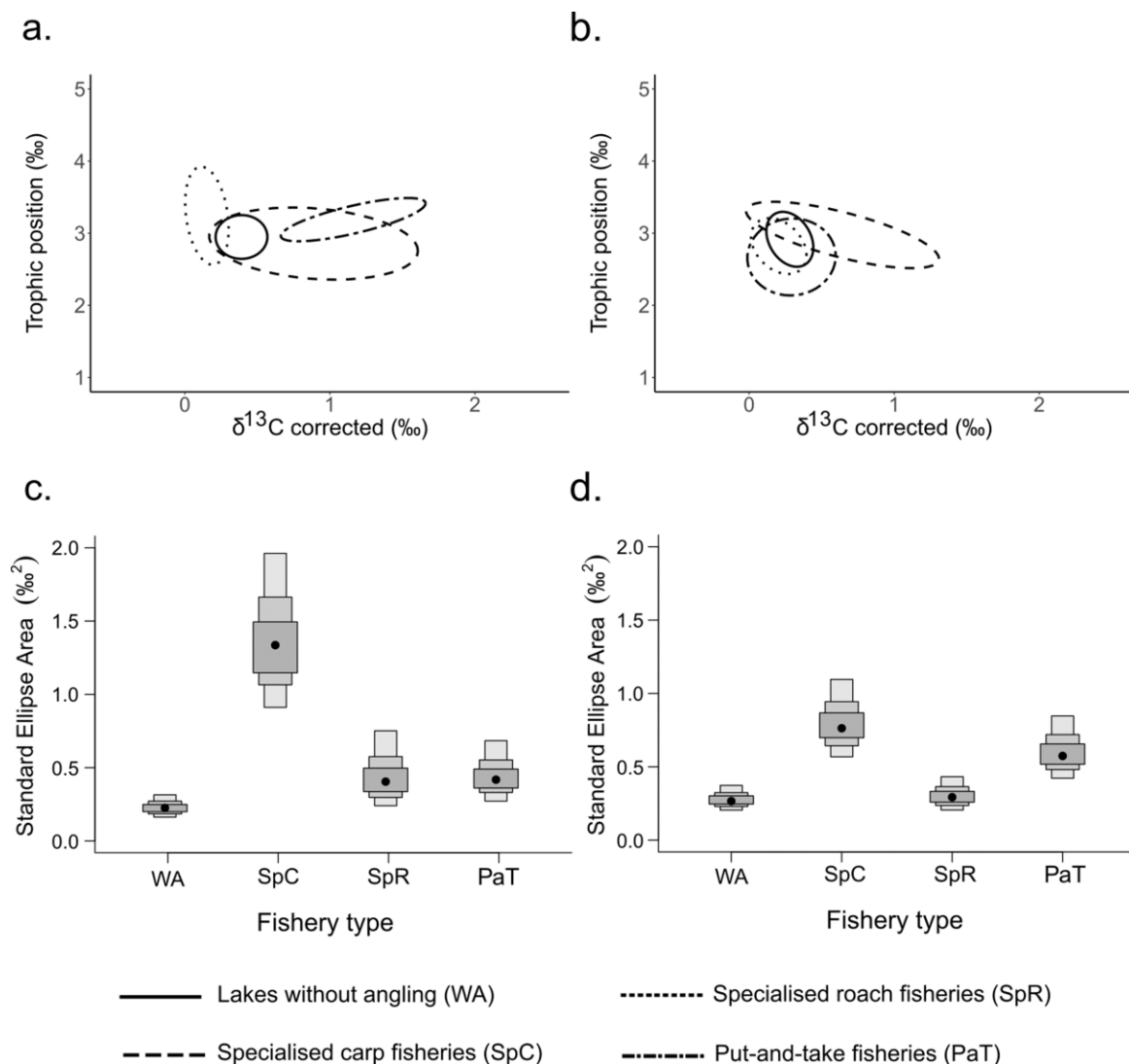


Figure II.3.7. Standard Ellipse Area (SEA) calculated for *C. carpio* (a) and *R. rutilus* (b) in each fishery type (lakes without angling, specialised carp fisheries, put-and-take fisheries and specialised roach fisheries). The associated confidence intervals of SEA_b for *C. carpio* (c) and *R. rutilus* (d) are shown, with threshold values of 50 %, 75 % and 95 %. SEA_b mode values are displayed with a black dot.

Discussion

Terrestrial subsidies represent an important trophic resource for many freshwater organisms including fishes (Nakano & Murakami, 2001; Carpenter et al., 2005). In gravel pit lakes hosting recreational fisheries, we observed that angling baits, whose stable isotope values significantly differed from natural prey, can have a substantial contribution to the diet of two common cyprinid species (30.5 % ($\pm$ 17.0 SD) for *C. carpio* and 41.3 % ($\pm$ 15.7 SD) for *R. rutilus*, respectively). These contributions were also highly variable between individuals as they ranged from 5.1 to 76.5 % for *C. carpio* and 9.4 to 80.5 % for *R. rutilus*. The consumption of angling baits by *C. carpio* differed between fishery types, with higher proportion observed in specialised carp fisheries. For *R. rutilus*, the consumption of angling baits was driven by individual body size, with larger individuals consuming a higher proportion of angling baits and did not differ between recreational fisheries. Our first hypothesis that fishery type and individual body size can modulate the consumption of angling baits was therefore partially validated. The stable isotope niche assessed using stable isotope analyses of *C. carpio* was six times larger in specialised carp fisheries compared to lakes without angling. For *R. rutilus*, the stable isotope niches were two times larger for specialised carp fisheries and put-and-take fisheries compared to lakes without angling and specialised roach fisheries, partially validating our second hypothesis of a wider trophic niche in lakes with recreational fisheries.

Given that angling baits components were mainly constituted of terrestrial oil and flours, a $\delta^{13}\text{C}$ contrast with natural aquatic prey was expected as $\delta^{13}\text{C}$ values allow to discriminate resources with a terrestrial or an aquatic origin (France, 1995). The differences in $\delta^{13}\text{C}$ values between angling bait types can be partially explained by differences in the type of photosynthesis (Nonogaki et al., 2006). Seeds, such as corn and tiger nuts, rely on the C4 carbon fixation pathway, resulting in $\delta^{13}\text{C}$ values ranging between -12 and -14 ‰ (Nonogaki et al., 2006). Groundbaits, boilies and pellets are composed of a mixture of C4 (e.g. corn) and C3 (e.g. wheat) plants, leading to intermediate $\delta^{13}\text{C}$ values falling between C4 plants and C3 plants (-25 to -28 ‰) (Nonogaki et al., 2006). The absence of information about the exact composition of commercially-available and industrialized angling baits strongly limits our ability to fully understand the drivers of the variability in their stable isotope values, particularly regarding the $\delta^{15}\text{N}$ values.

The range of angling bait contribution to fish diet was similar to the values measured for *B. barbus* in English rivers, where some individuals do not consume baits while it represent the main food item for other individuals (Bašić et al., 2015; De Santis et al., 2019; Britton et al., 2022). In the case of *C. carpio* populations, we found that the fishery type strongly modulated the contribution of angling baits, with higher proportions observed in lakes specifically targeting this species. These differences could be explained by the preferential use of certain angling bait types by *C. carpio* such as seeds and boilies that are the preferred bait types by *C. carpio* compared to others cyprinids (Mehner et al., 2019). The amount of angling bait subsidies used by anglers and introduced in lakes, which strongly vary depending on fishery type, could also influenced the contrasting consumption patterns observed in the present study. Indeed, the quantity of baits used and the period when these baits are introduced could be important drivers of their consumption by fish, but this remains to be quantified. Bait consumption by *R. rutilus* did not significantly differ between fishery types, suggesting that this species may have a more opportunistic consumption of angling baits. For roach, our results are consistent with findings demonstrating a positive correlation between body size and bait contribution (De Santis et al., 2019). Further investigations are needed to understand the drivers of this relationship, notably to determine whether the energetic benefits provided by angling baits (Naylor et al., 2000; Bašić et al., 2015; Mehner et al., 2019) promote fish growth and/or if larger body size allows a higher consumption of baits by limiting gap size limitation and allowing the consumption of larger baits such as boilies and pellets.

Regarding *C. carpio* trophic niche size, our findings support the idea that a new trophic opportunity can result in a broader trophic niche, leading to an increased SEA (Araújo, Bolnick, and Layman 2011). These results are consistent with previous studies conducted in English ponds, which reported a fourfold increase of SEA for *C. carpio* in lakes receiving bait subsidies (Britton et al., 2022). However, for *R. rutilus* populations, we did not observe this pattern and, instead, we found a smaller stable isotope niche in fisheries where they are targeted. To explain this, previous works explained that an increase of SEA was not linearly correlated with the angling pressure, as SEA of cyprinid populations coming from high fished lakes was smaller than SEA observed for intermediate angling intensities (Gutmann Roberts et al., 2017). Intermediate angling intensities and bait input induces that only a subset of individuals will specialize in angling bait consumption due to limited availability of this subsidy while, in lakes with high angling pressure where baits are abundant, high consumption could lead to more specialised diet and smaller trophic niche. Therefore, quantitative assessment of angling

pressure and angling bait inputs are needed to understand how they can modulate the consumption of angling bait subsidies.

In conclusion, this study highlighted that the potential ecological importance of angling bait subsidies that represent a significant trophic resource for two Cyprinids species in different fisheries. Understanding how changes in the trophic niche of individuals are associated to physiological and/or behavioural changes is now needed to fully appreciate their direct impacts on fish ecology and also to assess how they can subsequently affect the functioning of lake ecosystems directly through nutrient inputs and indirectly through changes in ecological interactions.

Impact des amorces sur l'eutrophisation des pêcheries et efficacité des mesures de gestion des pratiques d'amorçage

This chapter is adapted from the article

Imbert A., Beisel JN., Vinçon-Léite B., Cucherousset J. & Boulêtreau S., Groundbaiting management in recreational fisheries: assessing the eutrophication risks and predicting the efficiency of a regulated use of angling baits, *in preparation*



Les gravières situées au sud de Toulouse sont soumises à une forte pression de pêche, engendrant des flux d'amorce dont les propriétés restent méconnues.

Résumé

Dans les pêcheries récréatives, les mesures de gestion visent principalement à lutter contre le déclin des stocks piscicoles. Cependant, certaines pratiques de pêche peuvent avoir un impact important directement sur le fonctionnement de l'écosystème, alors même que la gestion directe de celui-ci est encore très rare. A travers les pratiques d'amorçage, la pêche de loisir peut avoir un effet sur la qualité de l'eau et l'accélération du phénomène d'eutrophisation. A ce jour, les faibles connaissances sur la variabilité dans les propriétés du flux d'amorce selon le type de pêcherie empêchent l'établissement de toute mesure de gestion. Le but de cette étude était de déterminer les propriétés du flux d'amorce au sein de trois types de pêcherie (carpe, truite et coup), afin d'évaluer les risques d'eutrophisation associés puis de proposer des mesures de gestion des pratiques d'amorçage. Tout d'abord, nous avons mené un suivi de terrain pendant deux ans dans sept pêcheries afin de déterminer la variabilité temporelle de la pression de pêche. Puis nous avons réalisé un questionnaire auprès de 110 pêcheurs afin de déterminer les quantités et les types d'amorce utilisés d'une part et d'évaluer l'acceptabilité de quatre mesures de gestion d'autre part. Enfin, nous avons utilisé un modèle numérique de fonctionnement de lac (GLM/AED) dans le but d'évaluer les conséquences des entrées d'amorce sur la qualité de l'eau, et plus particulièrement la chlorophylle-a et le phosphore total. Par la suite, ce modèle a servi à tester l'efficacité des quatre mesures de gestion des pratiques d'amorçage. Nos résultats indiquaient que les flux d'amorce différaient substantiellement entre les types de pêcherie, en terme de saisonnalité, de quantité introduite et de types d'amorce utilisés. Les flux d'amorce ayant lieu dans les pêcheries à carpe entraînaient les impacts les plus prononcés, à cause notamment des fortes pressions de pêche estivales couplées à une utilisation massive d'amorces riches en N et P. En comparaison, les effets des flux d'amorce sur les pêcheries à truite et au coup étaient négligeables, dans la gamme des pressions de pêche observées *in situ*. En testant l'efficacité des mesures de gestion dans les pêcheries à carpe, il est apparu que la limitation des quantités individuelles ainsi que l'établissement d'une période d'interdiction d'amorçage durant l'automne étaient les plus efficaces. Cette étude constitue un exemple rare dans lequel les résultats scientifiques obtenus fournissent un cadre de gestion clair permettant de mettre en place des mesures de gestion des pratiques d'amorçage efficaces et acceptables, dans le but de préserver les pêcheries et les écosystèmes aquatiques.

Abstract

In recreational fisheries, management measures primarily aimed to limit fish stock decline. However, some angling activities can impact important ecosystem functions but ecosystem-based approach are still rare to limit these effects. Through groundbaiting, inputs of organic matter from anglers to attract fish and increase catches, recreational angling can have important effect on water and increase eutrophication. Yet, our limited understanding of the variability of angling bait inputs between different fisheries preclude an integrative management of this practice. The aim of the present study was to determine the characteristics of angling bait inputs in three fishery types (specialised carp, put-and-take and specialised roach) and the eutrophication risks that they can induce associated to identify efficient management strategies. First, we performed a two-year field survey in seven fisheries to determine the temporal variability in of angling pressure. Second, we used a questionnaire survey on 110 anglers to determine the type and amount of baits used in each fishery type and the acceptability of different groundbaiting management measures. Third, we used a numerical simulation approach with a one-dimensional General Lake Model (GLM) coupled with the Aquatic EcoDynamic library (AED2) to assess the consequences of groundbaiting on water quality (chlorophyll-a and total phosphorus concentrations) and determine the efficiency of different groundbaiting management strategies (GMM). Overall, our results indicated that the three fishery types strongly differ in the seasonality of inputs and the bait used, both in terms of quantity and nutrient levels in the baits. Specialised carp fisheries had the highest impacts caused by high angling pressure during summer coupled with a large amount of nutrient-rich angling baits used compared to the put-and-take and specialised roach fisheries that induced limited effects on water quality in the range of angling pressure observed in the monitored lakes. In specialised carp fisheries, simulations revealed that the limitation of the individual amount of baits and a period of groundbaiting prohibition during October were the most efficient groundbaiting management measures. Our study provides a rare example where scientific knowledge obtained using different methodological approaches provides clear guidelines for managers to establish an efficient and acceptable ecosystem-based strategy for a sustainable management recreational fisheries and freshwater ecosystems.

Introduction

Recreational angling in inland waters is a popular hobby in many industrialised countries (Arlinghaus & Mehner, 2003; Cooke & Cowx, 2004; Lewin et al., 2006) that provides a “*myriad of social, cultural and economic benefits*” (Arlinghaus et al., 2002). However, recreational angling can also induce some ecological impacts such as the decline of some fish stocks due to overexploitation (Cooke & Cowx, 2004; Arlinghaus & Cooke, 2009) and is suspected to contribute to the degradation of water quality and eutrophication of lakes due to groundbaiting (Cryer & Edwards, 1987; Koel et al., 2019). Groundbaiting consists in introducing organic matter (i.e. angling baits) made of cereals, plant or animal flours in various forms (compressed or loose, boiled or uncooked) to attract fish and enhance captures (Mehner et al., 2019). Angling baits represent a potential source of highly available nutrients for receiving ecosystems due to the large quantities used by some anglers (14.1 kg per angler and per year on average) and the high N and P contents of angling baits (Wolos et al., 1992; Arlinghaus, 2004; Imbert et al., 2022). These angling baits therefore represent a source of human subsidies (Oro et al., 2013) that can potentially affect consumers and the functioning of freshwater ecosystems.

While studies on the consumption of angling baits have revealed that its contribution to the diet of Cyprinids can be particularly high in some fisheries (Bašić et al., 2015) but also highly variable among individuals within the same population (Gutmann Roberts et al., 2017), our knowledge on the ecological impacts of angling baits on recipient ecosystems remains limited. In Balaton Lake (Hungary), the annual nutrient inputs from groundbaiting were estimated to 16.3 t total N and 5.2 t total P and its overall contribution to the nutrient pool indicating that N and P loads from angling baits represented 0.7 and 3.2 % of the estimated total annual N and P loads, respectively (Boros et al., 2022). When used in very high quantities, angling baits can locally affect ecological conditions (Cryer & Edwards, 1987), as demonstrated when introducing organic pellets used to control an invasive fish (Lake trout, *Salvelinus namaycush*) in an oligotrophic lake in the Yellowstone park, USA (Koel et al., 2019). This resulted in a local deoxygenation and an increase in sulphide concentrations, creating unfavourable conditions and increasing embryo mortality on spawning sites. Using a modelling approach in a large reservoir (2000 ha) in Portugal, Amaral et al. (2013) found that angling baits can contribute to lake eutrophication. Specifically, the authors observed that angling baits used

during angling competitions (5-10 kg per angler) did not affect lake functioning but simulations revealed that, at higher angling pressure, angling baits can increase nutrient concentration and primary production in the lake (Amaral et al. 2013).

In general, the impacts of angling activities on ecosystem health have been overlooked, despite European legislation such as in the Water Framework Directive (WFD) that is supposed to regulate activities that could potentially affect the trophic status of surface waters. In 2002, the European Inland Fisheries Advisory Commission symposium (EIFAC) emphasized the need to shift from traditional fishery practices to an “*ecosystem-based*” approach, by developing new management tools that differ from traditional fishery management focusing solely on fish stock (Cowx & Gerdeaux, 2004). Because angling baits can represent an “*intentional pollution*” (Arlinghaus & Cooke, 2009) and because managing groundbaiting in fisheries is particularly complex (Lewin et al., 2006; Cowx, 2015), we argue that investigations testing novel management approach to limit the potential impacts of groundbaiting on recipient ecosystems are urgently needed. This is particularly true because, to date, investigations on the ecological impacts of angling baits have oversimplified two important aspects. First, the temporal dynamic of angling baits inputs were not assessed and this is a crucial aspect because inputs of subsidies occurring at different seasons will lead to different effects on recipient ecosystems (Nakano & Murakami, 2001). Second, the nutrient contents of angling baits are highly variable (Imbert et al. 2022) and the type of angling baits differ between fishery types. Therefore, these two aspects will likely modulate the impacts of groundbaiting on lake eutrophication, but this remains to be tested.

The objective of the present study was to determine the impacts of angling baits on lake eutrophication in different fishery types. First, we quantified the temporal variability of angling baits inputs in three different fishery types. Specifically, we monitored for 2 years angling activities in seven small artificial lakes to determine the temporal dynamic of angling pressure in each fishery. We also used questionnaire to anglers to determine the amount and the types of angling baits in each fishery. Second, we used a modelling approach to determine whether groundbaiting inputs observed in the different fisheries could induced eutrophication risks by simulating the observed inputs in a model lake. Third, we simulated different scenarios of groundbaiting management measures to assess their potential efficiency in mitigating the negative effects of groundbaiting on water quality. These outputs were compared to the acceptability of each groundbaiting management scenario in each fishery that was quantified using questionnaire to anglers.

Materials & Methods

Study sites

The study was performed in a network of gravel pit lakes located along the River Garonne, southwestern France (**Figure II.4.1**, Alp et al., 2016; Zhao et al., 2016). Seven gravel pit lakes (average size = 13.0 ± 6.7 ha) managed as recreational fisheries were selected for the present study. They were located in an area that comprised residential areas mixed with some agricultural lands and spanned a 25 km axis. The lake banks were mainly composed of black poplar (*Populus nigra*), with variable proportions of wooded banks depending on the lake (Alp et al., 2016). Five lakes were managed by public angling clubs and accessible to any angler with a national fishing license. Two lakes had the fishing rights owned by municipalities or private owners and a specific fishing license is needed to angle in these lakes (Zhao et al., 2016). Three lakes were specialised carp fisheries (SpC1, SpC2 and SpC3) that consisted in catch-and-release angling sessions lasting usually several days and nights where the main target species is common carp (*Cyprinus carpio*). Three lakes were put-and-take fisheries (Cowx, 2015) that consisted in short angling sessions (one day maximum) and the stocking and subsequent harvesting by anglers of rainbow trout (*Onchorynchus mykiss*) (PaT1, PaT2 and PaT3), a species widely stocked in the country for this purpose (Cucherousset et al., 2021). Finally, one lake was a specialised roach fishery (SpR1), consisting in short angling sessions (one day maximum but usually half a day) and targeting small-bodied cyprinids such as roach (*Rutilus rutilus*), rudd (*Scardinius erythrophthalmus*), bream (*Abramis brama*) and tench (*Tinca tinca*).

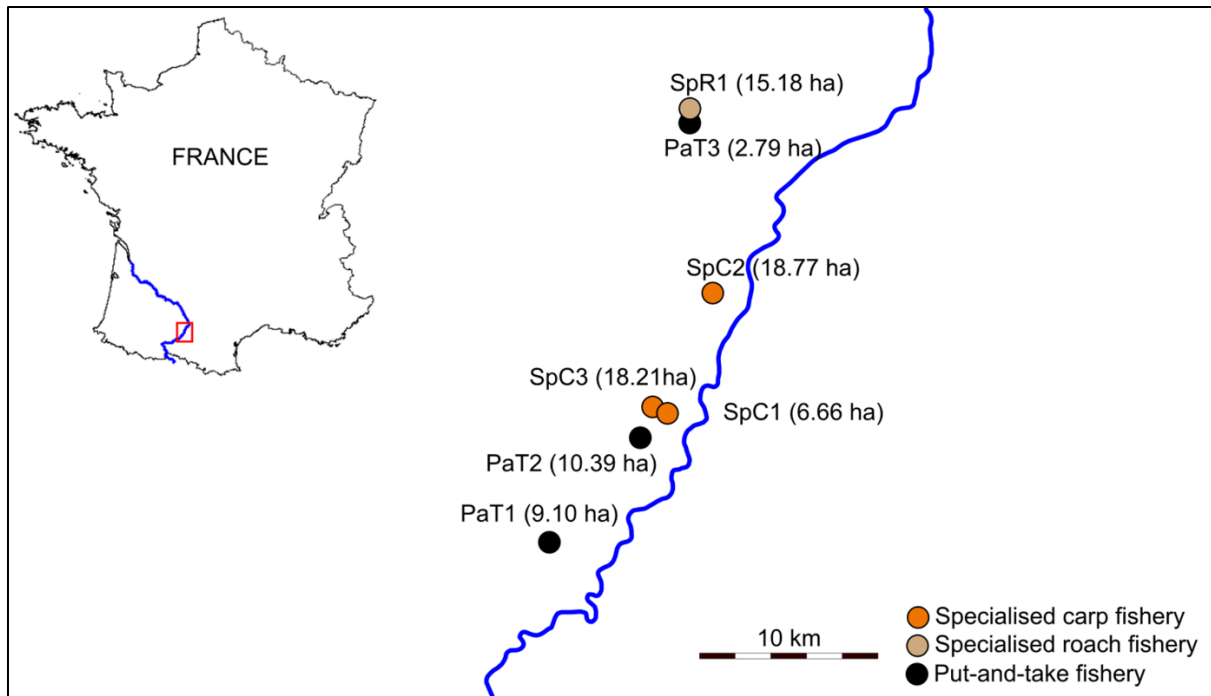


Figure II.4.1. Spatial distribution of the seven gravel pit lakes monitored during this study and located in the floodplain of the Garonne River (blue line), southwestern France. Each colour represents a different fishery type and lake size is provided into brackets.

Angling pressure and angling bait use

To assess temporal changes in angling pressure, we conducted a 2-year monitoring from January 2021 to December 2022 in the seven lakes consisting in regular visits to each fishery to count the number of anglers. The number of visits conducted over the two-year period ranged from 106 to 112 per lake, depending on the lake as some were occasionally not accessible. Visits were conducted at different hours of the day (from 8 am to 5 pm) and on different days of the week, including during weekend days and public holidays to ensure the entire variability of angling activity was captured during the monitoring. We then used the monitoring results to estimate angling pressure in each fishery, expressed as the number of anglers per hectare for each day in 2021 and 2022 (**Figure II.4.1**). We first calculated the average number of anglers observed during the six weeks around each monitoring day, the most precise time step regarding monitoring data. Week days and weekend days were treated separately as angling pressure was higher on week end days than during week days. We then applied a temporal regression using the “geom_smooth” function from the ggplot2 R package (Wickham 2011; R Core Team and contributors worldwide 2018) using the daily angling pressure data to obtain a temporal trend in each fishery. A global regression was also performed in fishery types with multiple lakes

(i.e. specialised carp fisheries and put-and-take fisheries). We then tested differences in the temporal dynamic of angling pressure between fishery types using a linear mixed-effects models in the 'lme4' package (Bates et al., 2015b). The model included the two-term interaction between time and fishery type and lake was used as random effect.

We also used in-person questionnaire to anglers to determine the types and quantities of angling baits used in each fishery type. The questionnaire notably included questions about the types of bait used (i.e. seeds, groundbaits, boilies, pellets and others) and the average and maximal quantity used for each bait type during angling session. A total of 110 anglers were questioned during in-person surveys between August 2021 and May 2022, including 40 specialised carp anglers, 40 put-and-take anglers, and 30 in roach anglers. It is important to highlight that these anglers were questioned while angling in the studied fisheries. The amount of angling bait used was compared between fishery types using a non-parametric Kruskal-Wallis test followed by pairwise post-hoc comparisons. Finally, we estimated the annual inputs of N and P from angling bait in each fishery in 2021 and 2022 using the daily angling pressure estimated based on temporal changes in angling pressure measured during lake monitoring, the amount and type of bait used estimated from the questionnaire and N and P contents in each angling bait type from Imbert et al. (2022). Specifically, these authors measured N and P contents in 28 models of angling baits (7 models of each bait type) and measured that N and P content of pellets (5.5 ± 1.5 % and 1.24 ± 0.46 %) were higher than seeds (2.5 ± 1.9 % and 0.25 ± 0.14 %, respectively). N and P content of boilies (2.9 ± 1.6 % and 0.57 ± 0.17 %, respectively) and groundbaits (1.8 ± 0.3 % and 0.36 ± 0.15 %, respectively) were in an intermediate range.

Water quality modelling

Model structure

We used numerical simulations to investigate the potential impact of angling bait inputs on water quality in a model lake. We used an existing model developed for a lake located in Champs-sur-Marne ($48^{\circ}51'50''$ N, $2^{\circ}35'53''$ E), Northern France (Piccioni et al., 2019). This model lake is a gravel pit lake with a surface area of 10.1 ha and a maximum depth of 4 m and has morphological characteristics that are very similar to the monitored fisheries. First, we used the General Lake Model (GLM 3.3), a one-dimensional vertical lake water balance and stratification model (Bruce et al. 2018, Hipsey et al. 2019), to simulate the hydrodynamic and thermal regimes of the model lake. Due to the availability of meteorological data (Tran Khac et al., 2018), simulations were performed from April 1, 2019, to March 31, 2020. Inflow and

outflow data were also available for this period, and corresponded to physical exchanges with the adjacent river. Then, GLM was coupled with the Aquatic Ecodynamics (AED2) library, an open-access and community-driven library of biogeochemical processes (Hipsey, Bruce, and Hamilton 2013), to simulate water quality variables. The AED2 library encompasses various interactions and mechanisms, ranging from microbial process to zooplankton communities. As the AED2 variables were not specifically for the model lake, default processes and parameters were used to characterize the dynamics of biogeochemical processes (**Annexe II.4.1**). We assessed the temporal dynamic of chlorophyll-a and we modified initial values to obtain a maximum concentration of chlorophyll-a in summer of approximately $80 \mu\text{g.L}^{-1}$ and a decrease in winter, as observed in unfished lakes located in the Garonne floodplain (unpublished data). We focused on the following processes: hydrolysis of particulate organic matter, microbial decomposition of dissolved organic matter by heterotrophic bacteria and then mineralisation of inorganic nutrients, used by phytoplankton groups which affect dissolved oxygen concentration due to respiration and photosynthesis (**Figure II.4.2**). Phytoplankton groups modelled were those commonly observed in the study site, namely green algae and diatoms (Piccioni et al., 2019, 2021). We used the predicted annual dynamics of total phosphorus and chlorophyll-a concentrations to assess water quality. Indeed, chlorophyll-a concentration is a reliable indicator of phytoplankton biomass and primary production (Huot et al., 2007) and is commonly used for modelling eutrophication (Vinçon-Leite & Casenave, 2019). The annual median of total phosphorus (TP) is routinely used in France by governmental agencies to assess lake water quality (Danis & Roubéix, 2014). Chlorophyll-a and TP concentrations were calculated at four water depths (0, 1, 2 and 3 m) and averaged to obtain one data point for each time step, every 6 hours (at 6 am, 12 am, 6 pm, and 12 pm).

Implementation of angling bait inputs

Angling bait inputs were implemented in the GLM/AED2 model as particulate organic carbon (referred to as *OGM_poc* in the model, **Figure II.4.2**), nitrogen (*OGM_pon*), and phosphorus (*OGM_pop*), and were artificially added in the model lake as a new river inflow component. The *OGM_poc*, *OGM_pon*, and *OGM_pop* inputs were calculated based on the number of anglers quantified from April 2021 to March 2022 and the quantities of total phosphorus, total nitrogen, and total carbon released by anglers in each fishery type, following the equation:

$$OGM_poc \text{ (kgC/day)} = \text{angler number (/day)} \times \text{bait quantity (kg)} \times \text{TotC (\%)}$$

$TotC$, $TotN$, and $TotP$ were obtained from previous analyses of nutrient content of angling baits (Imbert et al., 2022b). The default parameter values for each biogeochemical process were used except for the decomposition rate of organic matter ("*aed_organic_matter*" in AED2). The decomposition rate (R_{dom_minerl}) was set to 0.025 based on experimental measurements from Imbert et al. (2022).

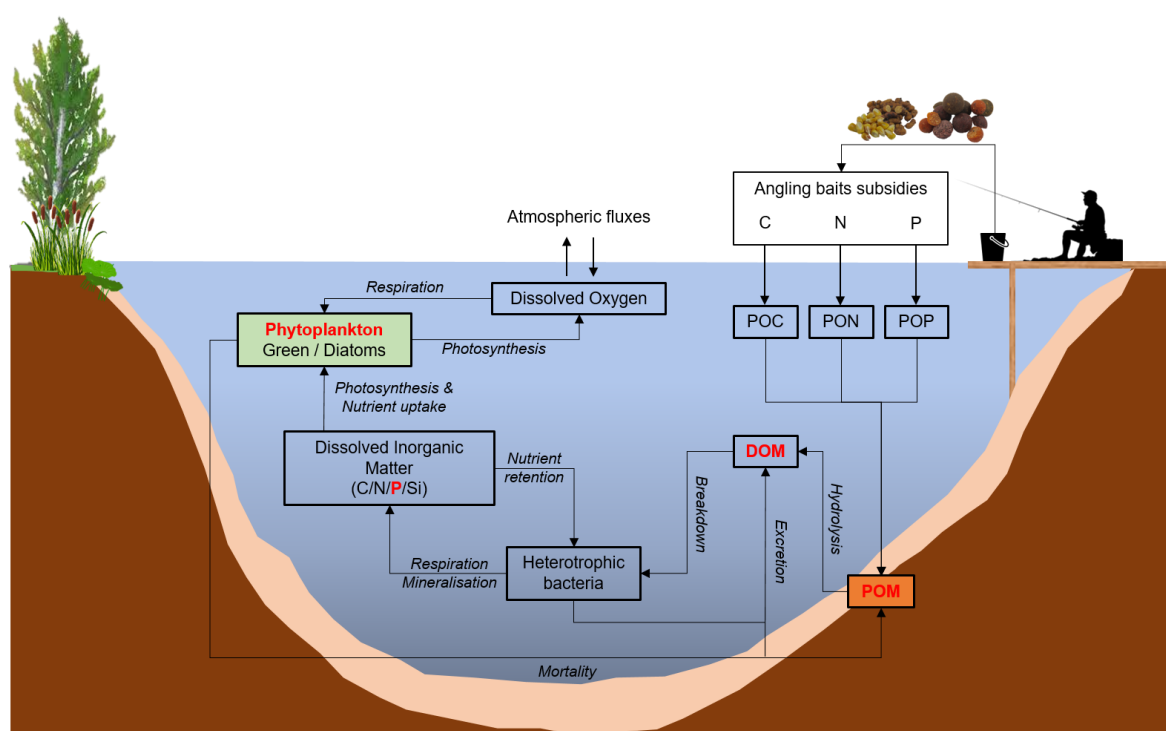


Figure II.4.2. Schematic representation of each module of the AED2 model (adapted from M. Hipsey, Bruce, and Hamilton 2013). Parameters involved in the modelling of total phosphorus and chlorophyll-a are displayed in red and green, respectively.

First, GLM/AED2 was run in the model lake using field observations and angling pressures estimated for the 7 lakes from April 1st 2019 to March 31st 2020 using the angling pressure estimated from April 1st 2021 to March 31st 2022. We also modelled the averaged temporal dynamics obtained for specialised carp and put-and-take fisheries, and for a lake without angling and groundbaiting. Temporal changes in chlorophyll-a and total phosphorus concentrations were then compared between each lake using predicted maximal values and mean annual values.

Efficiency of Groundbaiting Management Measures (GMM)

We simulated the consequences of different groundbaiting management measures (GMM) on water quality in the fishery type with the most pronounced impacts observed, namely specialised carp fisheries (see Results section). During a one-year period (April 1st to March 31st), the simulated GMM included:

- Limiting angling pressure (GMM1): this management measure consisted in simulating different thresholds (50 values ranging from 0 to 2.01 angler-day.ha⁻¹, see details below) of maximum daily angling pressure allowed in the simulated fishery.

- Limiting the amount of angling baits (GMM2): this management measure consisted in simulating a maximal amount of angling baits used by each angler and per day. We tested 50 values ranging from 0 to 15.1 kg per angler and per day, which was calculated as the 95th percentile of the maximal amount of bait used by specialised carp anglers.

- Prohibiting the use of angling baits (GMM3): this management measure consisted in simulating the prohibition of angling baits during a certain period of the year and for a certain amount of time. We first simulated the effects of angling bait prohibition during 15 consecutive days for 50 periods distributed throughout the simulated year. Preliminary simulations revealed that the end of May and the end of October were the two periods with an efficient decrease in TP and chlorophyll-a. These two periods (GMM3 – spring and GMM3 – autumn) were then used to simulate the effect of different durations of the prohibition, ranging from 0 to 90 days.

- Prohibiting nutrient-rich angling baits (GMM4): this management measure consisted in simulating the effects changing the proportion of nutrient-rich baits (i.e. boilies for specialised carp anglers) compared to nutrient-poor baits (i.e. seeds for specialised carp anglers). We simulated 50 scenarios of increasing proportion of boilies ranging from 0 to 100 %.

For each GMM, simulations were performed across a wide range of angling pressures, spanning from lakes with no angling to lakes with very high angling pressure. We aimed to simulate a realistic maximal angling pressure. Therefore, it was determined by collecting online information online about lake size and the number of anglers during specialised carp angling competitions in private and public fisheries in France ($n = 30$, **Annexe II.4.2**). We found a strong negative correlation between maximal angling pressure and lake size ($R^2 = 0.61$, $p < 0.001$, **Figure II.4.3**). Using this relationship, we estimated that the maximal angling pressure in our model lake (10.1 ha) would be 2.01 angler-day.ha⁻¹.

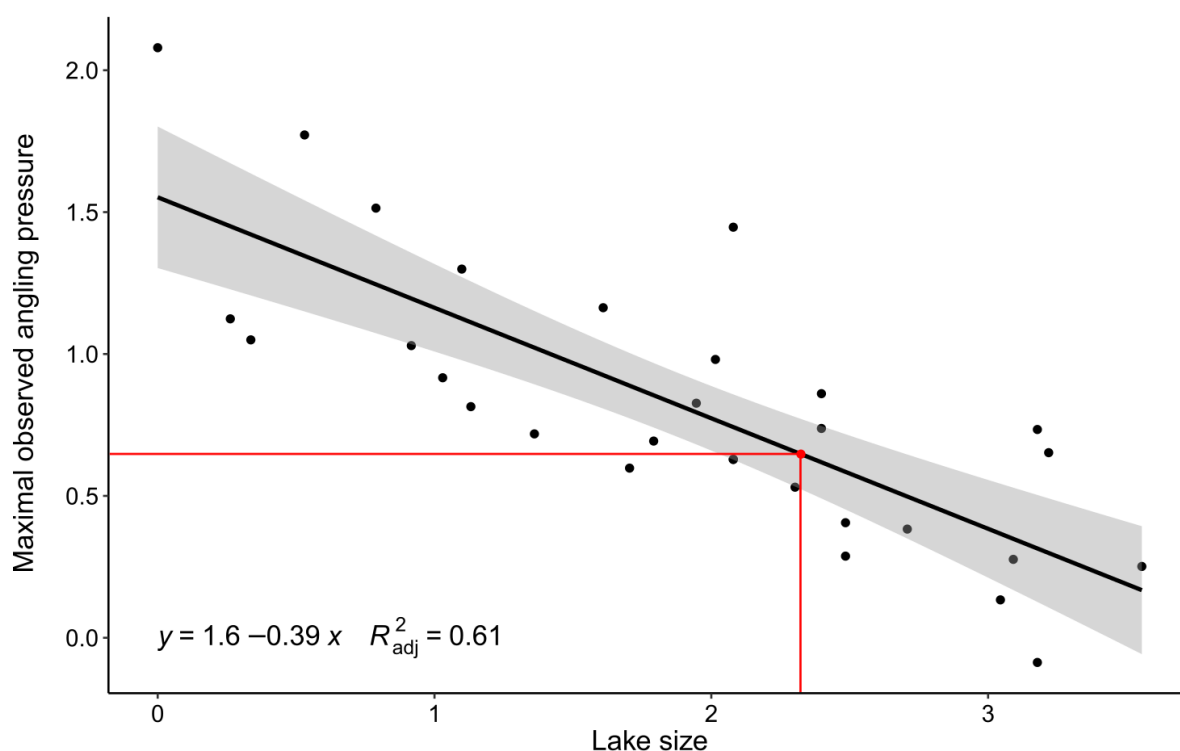


Figure II.4.3. Relationship between maximum angling pressure (angler-day.ha⁻¹, log-transformed) and lake size (ha, log-transformed) observed in 30 specialised carp fisheries in France. The red lines correspond to the model lake: size (10.1 ha) and maximum angling pressure (2.01 angler-day.ha⁻¹).

Simulations of GMM efficiency were performed using the averaged temporal trend in angling pressures observed in the three specialised carp fisheries. The results of the GMM were visualised by plotting the annual median concentration of total phosphorus and chlorophyll-a on heatmaps (GMM intensity on the x-axis and angling pressure on the y-axis). Angling pressure was displayed as the annual mean of daily angling pressure, ranging from 0 to 0.95 angler-day.ha⁻¹ that corresponded to an angling pressure chronicle that reaches a maximum daily angling pressure of 2.01 angler-day.ha⁻¹ (**Figure II.4.3**).

To compare the efficiency of GMM that have different units, we first calculated, for each GMM, the value providing an annual concentration of TP at 11 µgP.L⁻¹ at the highest angling pressure modelled (annual mean of 0.95 angler-day.ha⁻¹). This threshold value was chosen because it was the lowest integer maximum observed in the 4 GMM. We then calculated the GMM value causing a 15 % decrease of TP (i.e. 9.35 µgP.L⁻¹) as a 15% decrease was the largest decrease observed in all GMM. We then calculated a ratio between the two GMM values obtained: the lower the ratio and the higher the GMM efficiency (i.e. slight increase of GMM restriction strongly reduced TP concentration). The same approach was used for chlorophyll-a variable, with starting concentration of 59 µg.L⁻¹ and a 15 % decrease corresponding to 50 µg.L⁻¹.

Acceptability of groundbaiting management measures by anglers

During the questionnaire survey, anglers (n = 110) were questioned about their acceptability of each of the aforementioned GMM. Specifically, anglers were first asked if they would be willing to change their groundbaiting practices if they observe a decrease in the ecological quality of the lake where they were questioned. If they answered yes, we explained them the four GMM and anglers were then asked to rate its acceptability from "not at all acceptable" (-2), "not acceptable" (-1), "neutral" (0), "acceptable" (1) and "very acceptable" (2). Acceptability level of each GMM was determined in each fishery type: specialised carp anglers, put-and-take anglers and specialised roach anglers. For each fishery type, acceptability of each GMM was compared to 0 using a Student test using the "t.test" function in the stats R package (RStudio Team, 2020). Negative significant differences were considered as not acceptable and positive significant differences were considered as acceptable.

Results

Angling pressure

Angling pressure was highly variable between lakes and between years. In specialised carp fisheries, angling pressure was relatively homogeneous between 2021 and 2022, but highly variable between lakes: 167 and 187 angler-day.ha⁻¹.year⁻¹ in SpC1, 38 and 43 angler-day.ha⁻¹.year⁻¹ in SpC2 and 19 and 37 angler-day.ha⁻¹.year⁻¹ in SpC3 in 2021 and 2022, respectively. Angling pressure in put-and-take fisheries was more variable between years, with 2.8 times higher angling pressure in 2022 than in 2021. Specifically, angling pressure increased from 36 to 100 angler-day.ha⁻¹.year⁻¹ in PaT1, from 100 to 228 angler-day.ha⁻¹.year⁻¹ in PaT2, and from 165 to 239 angler-day.ha⁻¹.year⁻¹ in PaT3. In the specialised roach fishery (SpR1), angling pressure was 48 and 23 angler-day.ha⁻¹.year⁻¹ in 2021 and 2022, respectively.

The temporal dynamics of angling pressure were significantly different between fishery type as we found a significant interaction term between time and fishery type (lmer, $\chi^2 = 11.1$, $p < 0.001$). For specialised carp fisheries, angling pressure was the higher in spring and summer (**Figure II.4.4a**). While this seasonal trend was particularly strong in SpC1, the average trend was characterised by a constant increase from January to the end of July followed by a constant decrease until the end of December. In put-and-take fisheries, angling pressure was the highest in winter and autumn (**Figure II.4.4b**) and this seasonal trend was particularly consistent between the three lakes. Overall, the average pressure was nearly null between July and September 2021 and strongly increase to reach a maximal angling pressure of 0.8 angler-day.ha⁻¹ in February 2022. This maximal value was also observed in January 2021 and at the end of December 2022. In the specialised roach fishery, there was a tendency for increased fishing pressure in summer 2021, from 0 to 0.2 angler-day.ha⁻¹, although it did not occur in 2021 (**Figure II.4.4c**). In 2022, a constant decrease of angling pressure was observed until the end of December.

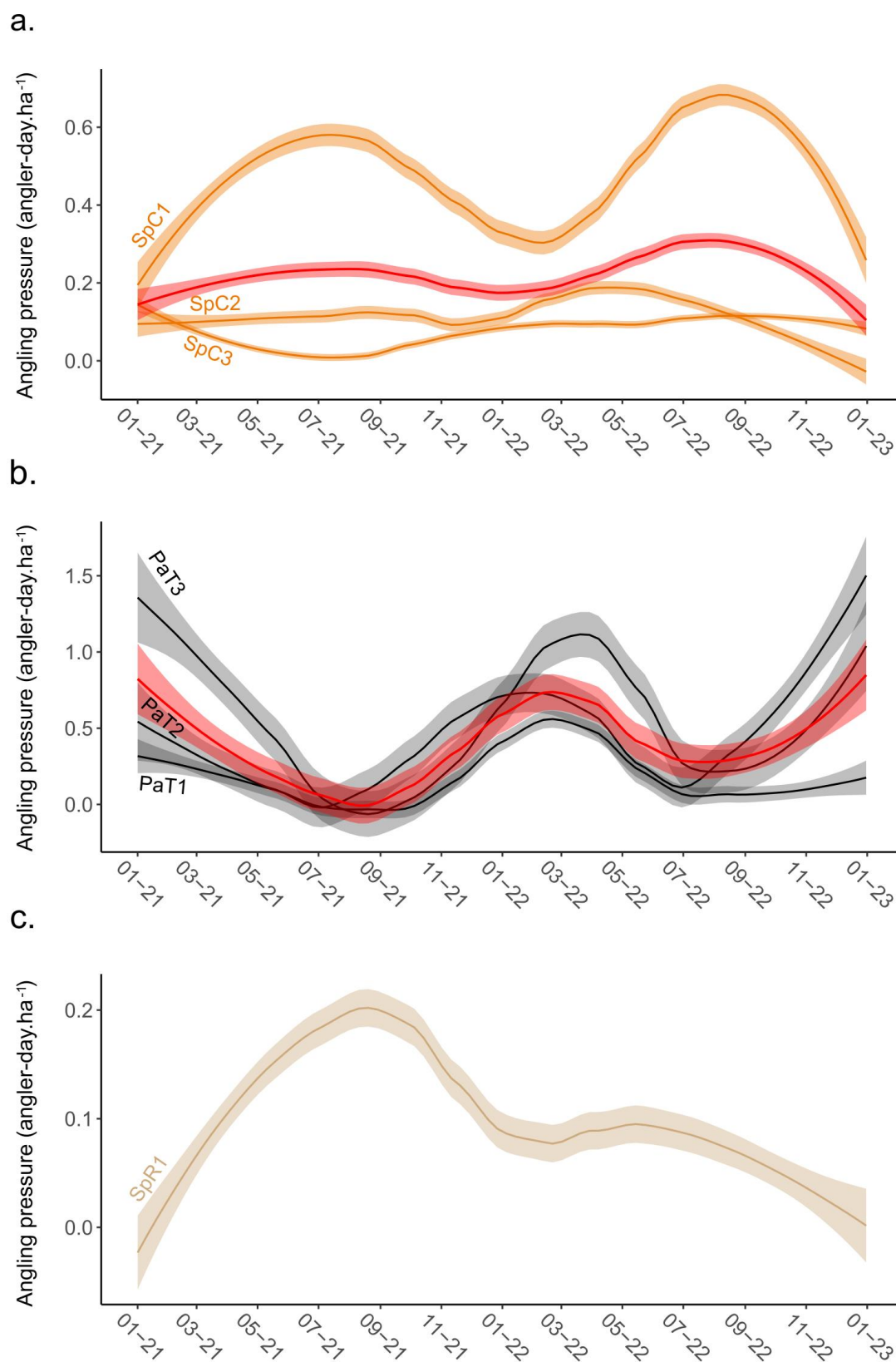


Figure II.4.4. Estimated angling pressure (angler-day.ha⁻¹) in (a) specialised carp fisheries (SpC, n = 3), (b) put-and-take fisheries (PaT, n = 3), and (c) specialised roach fisheries (SpR, n = 1) in 2021 and 2022. The colorized area represents the 95% confidence interval of the regression and the average trend is displayed in red.

Use of angling baits

All specialised carp anglers questioned answered that they use boilies, with an average daily amount of $2.5 (\pm 1.5) \text{ kg.angler}^{-1}.\text{day}^{-1}$ (**Figure II.4.5a**). Seeds were used by 78 % of specialised carp anglers with an average amount of $2.1 (\pm 1.9) \text{ kg}$, whereas pellets (5 %) and groundbaits (2.5 %) were used more rarely. The amount of boilies and seeds used by specialised carp anglers were not significantly different for each other but differed significantly from the amount of groundbaits and pellets used (Kruskal-Wallis test, $\chi^2 = 111.44$, $p < 0.001$ and post-hoc test, $p = 0.18$ and $p < 0.001$, respectively). Pellets were used by virtually all put-and-take anglers (98 %) with, on average, an amount of $0.39 (\pm 0.15) \text{ kg.angler}^{-1}$ (**Figure II.4.5b**) which was significantly higher than the other angling bait types (Kruskal-Wallis test, $\chi^2 = 143.93$, $p < 0.001$, post-hoc test, $p < 0.001$). Indeed, only 2.5 % of put-and-take anglers used groundbaits at very low amount ($0.01 \pm 0.08 \text{ kg.angler}^{-1}$), whereas seeds and boilies were not used. Specialised roach anglers almost exclusively used groundbaits (100 %) with only 6.7 % using seeds ($0.02 \pm 0.06 \text{ kg.angler}^{-1}$) and pellets ($0.03 \pm 0.10 \text{ kg.angler}^{-1}$). Boilies were not used by specialised roach anglers. On average, specialised roach anglers used $0.72 (\pm 0.36) \text{ kg.angler}^{-1}$ of groundbaits (**Figure II.4.5c**) and this was significantly higher from the other angling baits (Kruskal-Wallis test, $\chi^2 = 100.41$, $p < 0.001$, post-hoc test, $p < 0.001$).

Annual nutrient inputs from groundbaiting in 2021 and 2022 in each lake were highly variable (**Table II.4.1**). In specialised carp fisheries, nutrient inputs from groundbaiting were the highest of all fisheries, representing, on average, $172.7 (\pm 157.3)$, $10.2 (\pm 9.3)$ and $1.6 (\pm 1.5) \text{ kg.ha}^{-1}$ of C, N and P, respectively. In put-and-take fisheries, the amount of nutrient inputs from groundbaiting was $26.1 (\pm 14.5)$, $3.1 (\pm 1.7)$ and $0.7 (\pm 0.4) \text{ kg.ha}^{-1}$ for C, N and P, respectively. In SpR1, the unique specialised roach fishery, the estimated amount of nutrient inputs from groundbaiting was the lowest and was $10.4 (\pm 5.1)$, $0.5 (\pm 0.2)$ and $0.1 (\pm 0.0) \text{ kg.ha}^{-1}$ for C, N and P, respectively.

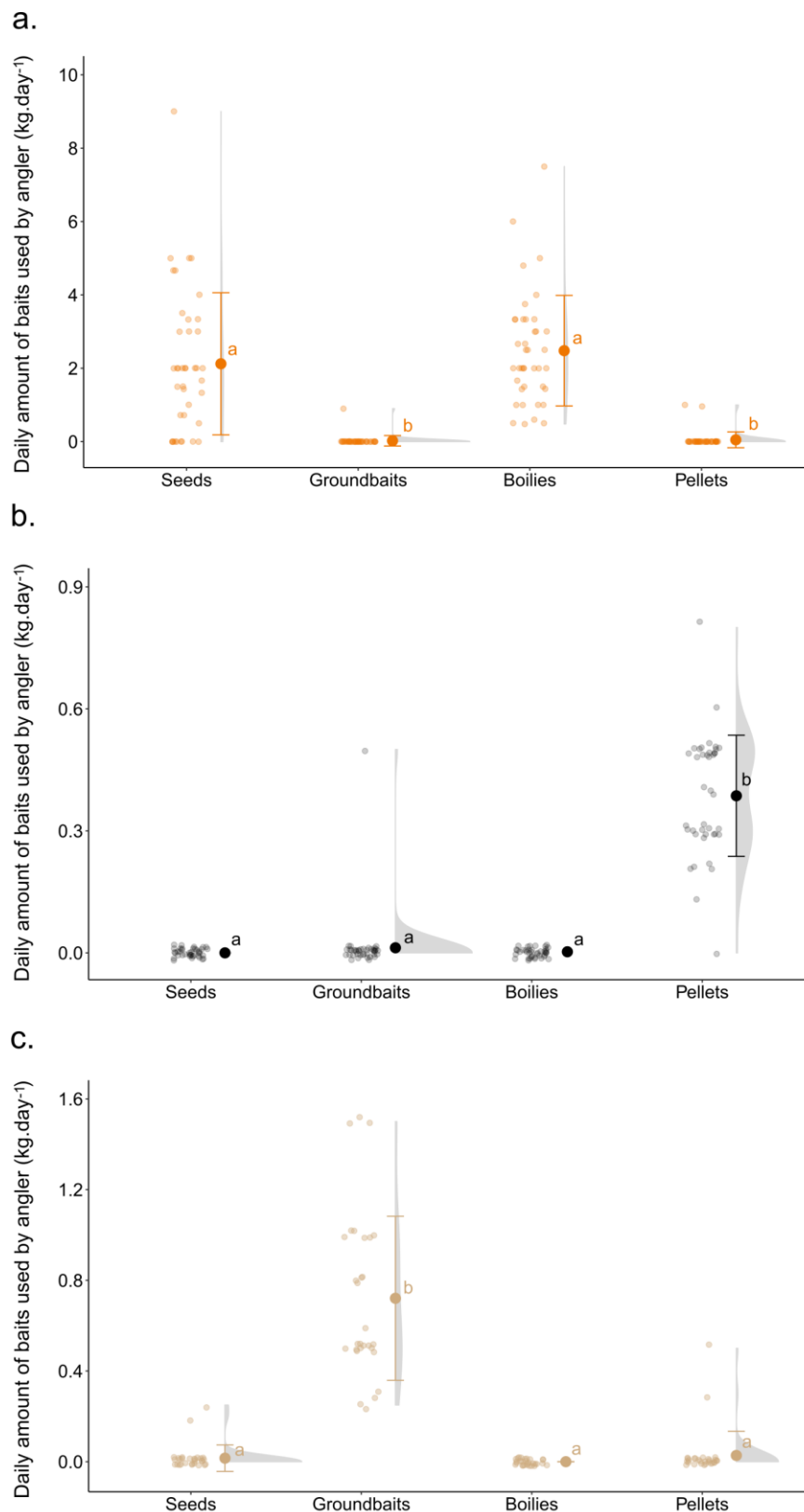


Figure II.4.5. Daily amount ($\text{kg} \cdot \text{day}^{-1}$) of each angling bait type (seeds, groundbaits, boilies, and pellets) used by (a) specialised carp (SpC, $n = 40$), (b) put-and-take (PaT, $n = 40$), and (c) specialised roach (SpR, $n = 30$) anglers obtained from the questionnaire survey. Letters indicate significant differences between angling bait types. The large coloured circles are the mean and standard deviation and small circles are individual data points.

Table II.4.1. Estimated inputs of carbon, nitrogen, and phosphorus from angling baits ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$) in the specialised carp (SpC, $n = 3$), put-and-take (PaT, $n = 3$), and specialised roach (SpR, $n = 1$) fisheries in 2021 and 2022.

	Fishery							
	Year	SpC1	SpC2	SpC3	PaT1	PaT2	PaT3	SpR1
Carbon	2021	353.5	80.4	40.5	6.6	18.0	29.8	14.0
	2022	394.4	89.9	77.4	18.0	41.2	43.2	6.8
Nitrogen	2021	20.8	4.7	2.4	0.8	2.1	3.5	0.6
	2022	23.2	5.3	4.6	2.1	4.8	5.0	0.3
Phosphorus	2021	3.3	0.7	0.4	0.2	0.5	0.8	0.1
	2022	3.6	0.8	0.7	0.5	1.1	1.1	0.1

Predicted effects of angling bait inputs on water quality

When simulating groundbaiting inputs in our model lake, we observed an increase of 11.1 % and 24.6 % in the average annual chlorophyll-a and TP concentrations in the seven fisheries compared to the concentrations without inputs, respectively. The increase was the highest in specialised carp fisheries (22.7 % for chlorophyll-a and 46.7 % for TP, respectively, **Figure II.4.6a-b**) while the effect was limited in put-and-take (2.2 % and 9.0 %, respectively, **Figure II.4.6c-d**) and specialised roach (3.0 % and 5.1 %, respectively, **Figure II.4.6e-f**) fisheries. In specialised carp fisheries, SpC1 and SpC2, the two lakes with the highest inputs, experienced an estimated annual average increase of 52.8 and 12.9 % for chlorophyll-a concentration and of 108.8 and 24.6 % for TP concentration in 2021 and 2022, respectively. In SpC1, the maximum chlorophyll-a concentration ($126.0 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) was observed in August 19th and was 1.6 times higher than the maximum concentration observed in the model lake without angling baits inputs ($77.0 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ observed in August 16th). A similar finding was observed for maximum TP ($18.3 \mu\text{gP} \cdot \text{L}^{-1}$ in SpC1 vs $8.7 \mu\text{gP} \cdot \text{L}^{-1}$ without angling).

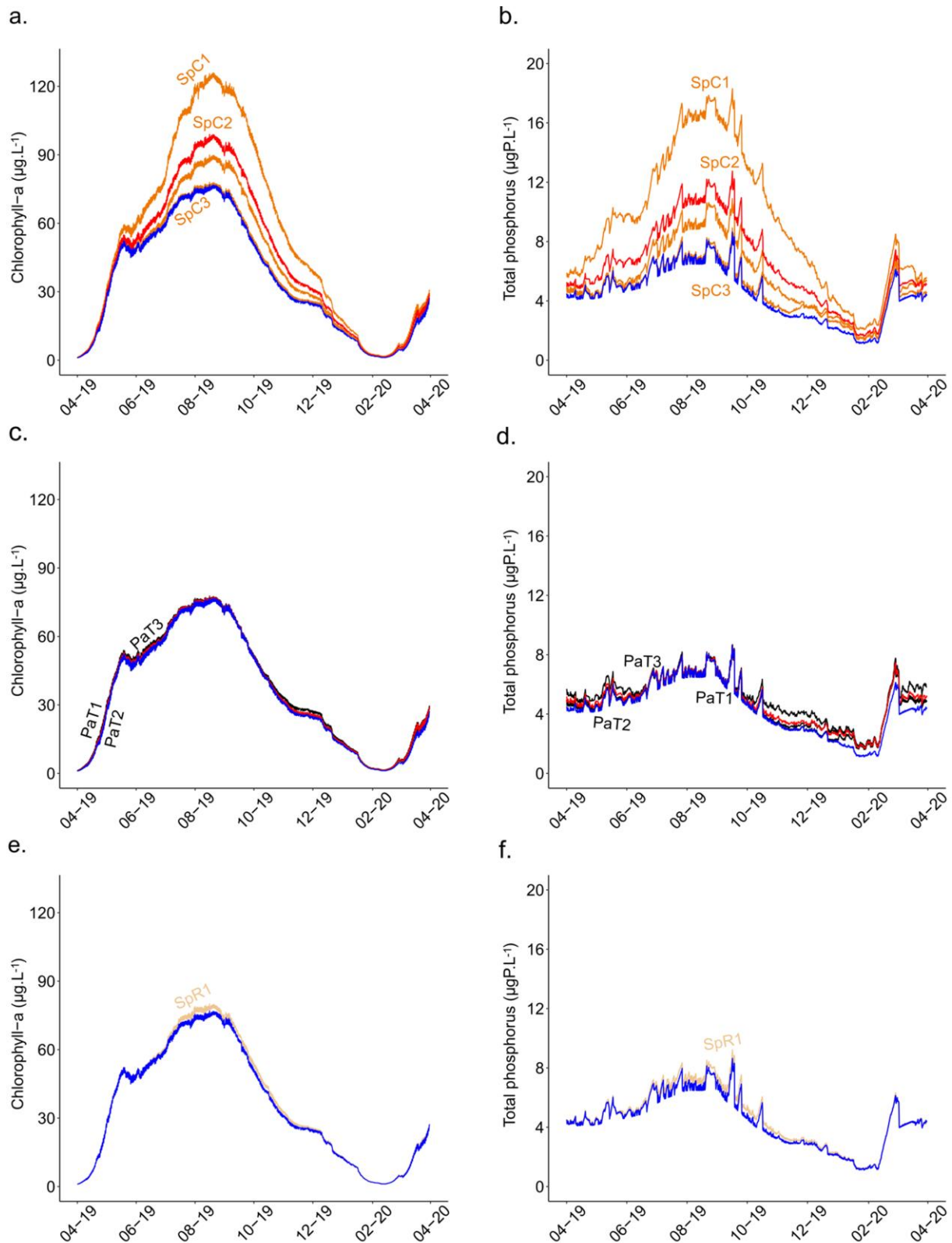


Figure II.4.6. Temporal changes in the predicted chlorophyll-a (left) and total phosphorus (right) concentrations in (a, b) each specialised carp fishery (SpC, $n = 3$), (c, d) each put-and-take fishery (PaT, $n = 3$), and (e, f) the specialised roach fishery (SpR, $n = 1$). The average dynamic is displayed in red and the situation with no angling and no groundbaiting is displayed in blue.

Efficiency of groundbaiting management measures

Simulations revealed that all the groundbaiting management measures (GMM) tested induced a decrease in chlorophyll-a (**Figure II.4.7a-f**) and total phosphorus (**Figure II.4.8a-f**) concentrations. Importantly, these effects were observed irrespectively of angling pressure. However, the intensity of the decrease in total phosphorus and chlorophyll-a concentrations differed between GMM. Specifically, to reach an annual median of chlorophyll-a concentration of $50.15 \mu\text{g.L}^{-1}$ (i.e. 15 % decrease of reference chlorophyll-a concentration), a GMM intensity of 30 % was needed for GMM2, corresponding to a decrease from $4.3 \text{ kg.angler}^{-1}.\text{day}^{-1}$ allowed to $3 \text{ kg.angler}^{-1}.\text{day}^{-1}$ (**Figure II.4.7b**). This was the most efficient GMM, following by GMM3 – Autumn (34 %, i.e. from 86/90 days to 56/90 days without any restriction), corresponding to 5 and 34 days of prohibition around October 21th, respectively. GMM1 (57 %, maximal daily attendance shifting from of $1.62 \text{ angler-day.ha}^{-1}$ to 0.69, **Figure II.4.7a**) and GMM4 (94 %, 46 % of boilies to 3 %, **Figure II.4.7e**) were the less efficient GMM with GMM3 – Spring (**Figure II.4.7c**) that did not allow a 15 % decrease of an initial chlorophyll-a concentration. Regarding the response in TP concentration, GMM2 was also the most efficient (GMM intensity of 24 %, **Figure II.4.8b**), whereas both GMM3 – Spring and GMM3 – Autumn had similar efficiency (GMM intensity of 38 and 34 % for spring and autumn, respectively, **Figure II.4.8c-d**) and their efficiencies were comparable to GMM1 (intensity of 35 %, **Figure II.4.8a**). GMM4 was the less efficient (intensity of 82 %, **Figure II.4.8e**).

Acceptability of groundbaiting management measures

Among the 40 specialised carp anglers surveyed, 38 (95 %) agreed to change their groundbaiting practice if water quality of lakes decreased. 90 % of specialised roach anglers (27 out of 30 anglers) and 65 % of put-and-take anglers (26 out of 40 anglers) also agreed. The patterns of acceptability were overall similar between angler types but differences emerged. For specialised carp anglers, GMM2 and GMM4 were acceptable (Student test, $t = 6.60$ and $t = 3.46$, $p < 0.001$ and $p = 0.001$, respectively, **Figure II.4.9a**) while the acceptability of GMM1 and GMM3 was neutral (Student test, $t = -1.73$ and $t = -1.23$, $p = 0.09$ and $p = 0.23$, respectively). Put-and-take anglers considered GMM1 as not acceptable (Student test, $t = -7.75$, $p < 0.001$) and GMM2 and GMM4 were acceptable (Student test, $t = 7.60$ and $t = 4.84$, $p < 0.001$ and $p < 0.001$, respectively). GMM3 acceptability was neutral (Student test, $t = -1.36$, $p = 0.18$) (**Figure II.4.9b**). For specialised roach anglers, GMM1 and GMM3 were not

acceptable (Student test, $t = -4.37$ and $t = -2.60$, $p < 0.001$ and $p = 0.02$, respectively) whereas GMM2 and GMM4 were acceptable (Student test, $t = 7.43$ and $t = 2.98$, $p < 0.001$ and $p < 0.001$, respectively) (**Figure II.4.9c**).

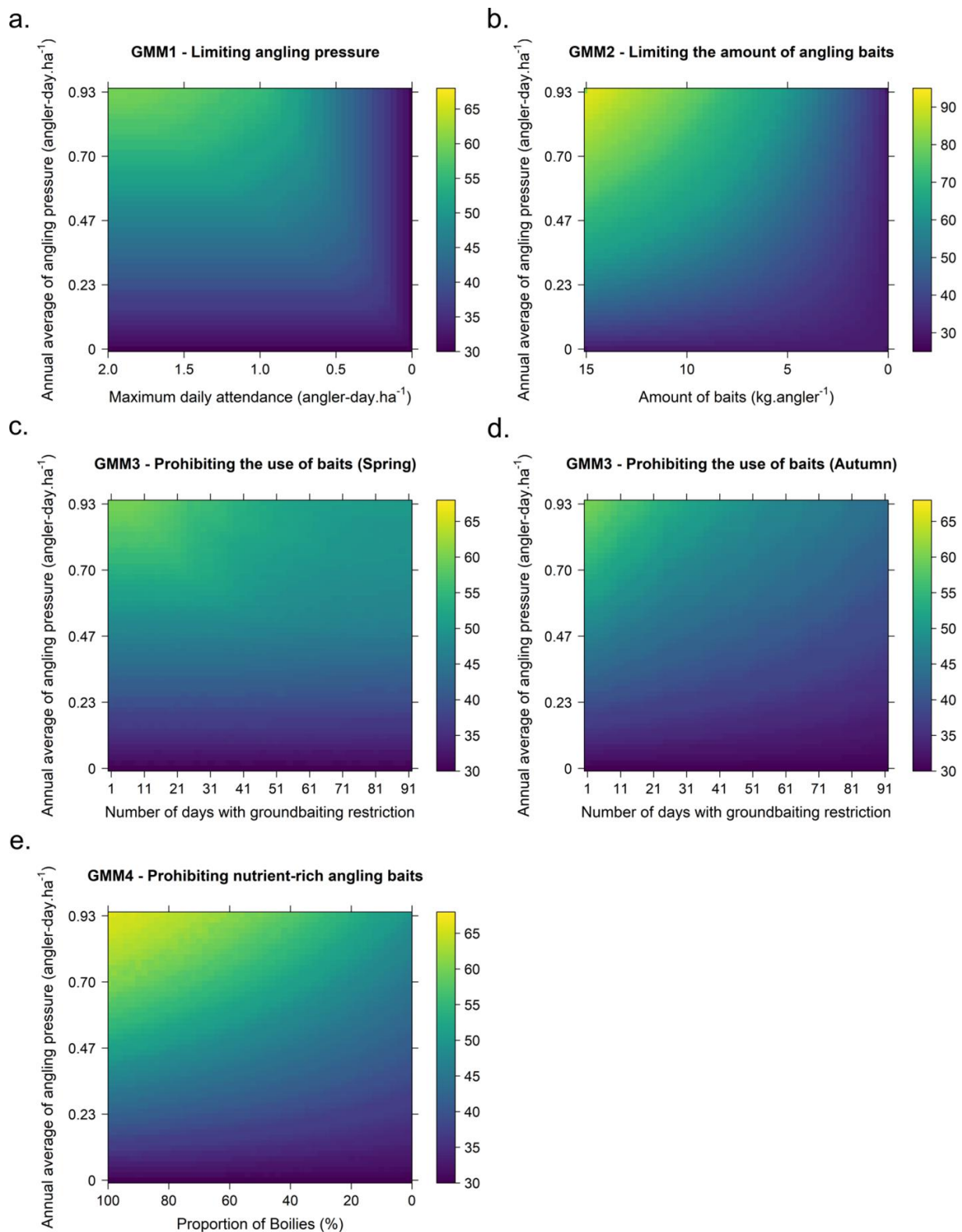


Figure II.4.7. Predicted annual median of chlorophyll-a concentration ($\mu\text{g.L}^{-1}$) for different levels of angling pressure and intensity of (a) GMM1, (b) GMM2, (c,d) GMM3 and (e) GMM4. To improve visualization, the colour scale for GMM2 was different.

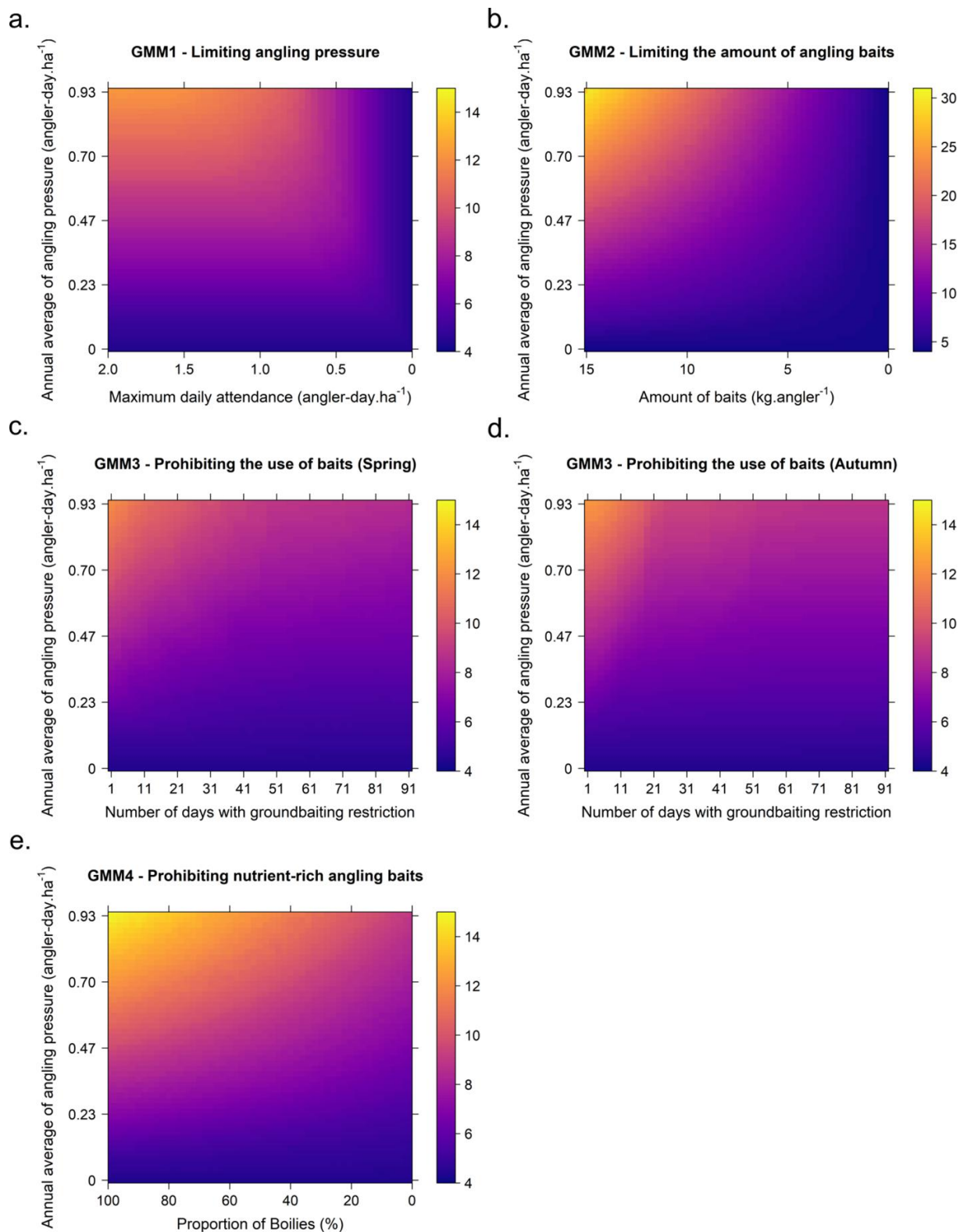


Figure II.4.8. Predicted annual median of total phosphorus concentration ($\mu\text{gP.L}^{-1}$) for different levels of angling pressure and intensity of (a) GMM1, (b) GMM2, (c,d) GMM3 and (e) GMM4. To improve visualization, the colour scale for GMM2 was different.

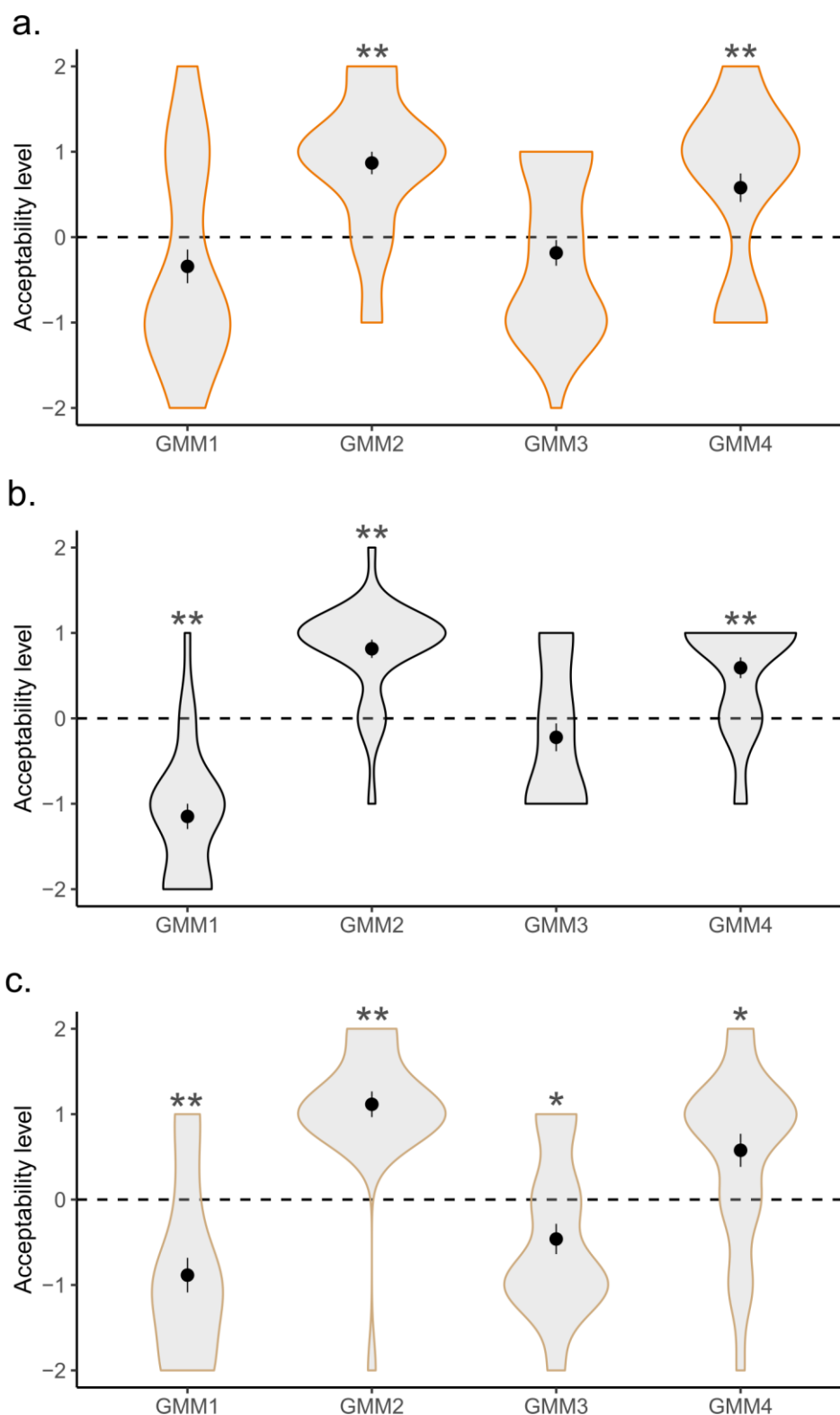


Figure II.4.9. Acceptability of each groundbaiting management measure by (a) specialised carp anglers (n = 38), (b) put-and-take anglers (n=26) and (c) specialised roach anglers (n=27). GMM1: limiting angling pressure, GMM2: limitation of the individual amount of baits, GMM3: angling bait prohibition during a specific period, and GMM4: substitution of nutrient-rich angling baits. Significant differences with 0 are displayed (*: $0.05 < p < 0.001$, **: $p \leq 0.001$).

Discussion

The inputs of baits by recreational anglers in freshwater ecosystems represent some artificial subsidies (Bašić et al., 2015; Britton et al., 2022), but their effects on recipient ecosystems remain largely unknown. In the present study, we used a set of complementary approaches using field monitoring, questionnaires to anglers and modelling to determine the amount of angling baits used by anglers in three different fishery types, namely specialised carp, put-and-take and specialised roach. The highest daily angling pressures were observed in put-and-take fisheries that were associated with the use, in limited quantities, of nutrient-rich pellets. The highest nutrient inputs were observed in specialised carp fisheries with anglers using a large quantity of angling baits, including boilies and seeds, in these fisheries. Angling pressure was the highest in specialised carp fisheries in summer while it was the highest in winter in put-and-take fisheries. Altogether, these findings demonstrate that fishery type can strongly influence the amount, the type and the seasonality of angling bait inputs. Our modelling approach then revealed that simulating angling bait subsidies observed in specialised carp fisheries led to important increase in chlorophyll-a and total phosphorus concentrations while inputs from other fishery types had no effects on water quality. The four groundbaiting management measures were efficient at decreasing chlorophyll-a and total phosphorus concentrations and the highest efficiency was obtained when limiting the amount of baits used by each angler (GMM2) and when implementing a period when the use of groundbaiting was prohibited (GMM3), especially during autumn. Our questionnaire approach also revealed that limiting the amount of baits used by each angler (GMM2) and substituting P-enriched boilies by P-depleted seeds (GMM4) were the most acceptable groundbaiting management measures.

In lakes, the natural subsidies are mainly tree leaves (Bartels et al., 2012) and, in temperate climate, the inputs of leaves occur at the end of the year, usually from October to December (Hanlon, 1981). The seasonality of these natural subsidies is opposite to the inputs of angling bait subsidies occurring in specialised carp fisheries, with the highest inputs occurring in spring and summer. This is an important difference between natural and bait subsidies that can have important consequences on consumers and recipient ecosystems, as demonstrated in forested streams for terrestrial and aquatic subsidies (Nakano & Murakami, 2001; Baxter et al., 2005). While N- and P- contents originating from tree leaves are limited, inputs of terrestrial macroinvertebrates are richer (Frost et al., 2003) and similar to angling bait

subsidies from specialised carp anglers in term of nutrients (Imbert et al., 2022b). However, inputs of terrestrial macroinvertebrates in lake are particularly rare compared to streams. In addition, we found that angling bait inputs were regularly-pulsed in the sense that angling pressure was much higher in week-end days. This is unlikely to occur with natural subsidies, and can strongly modify ecosystem functioning (Weber & Brown, 2013). Therefore, future studies are needed to determine the relative importance of angler subsidies compared to natural subsidies in lake ecosystem functioning.

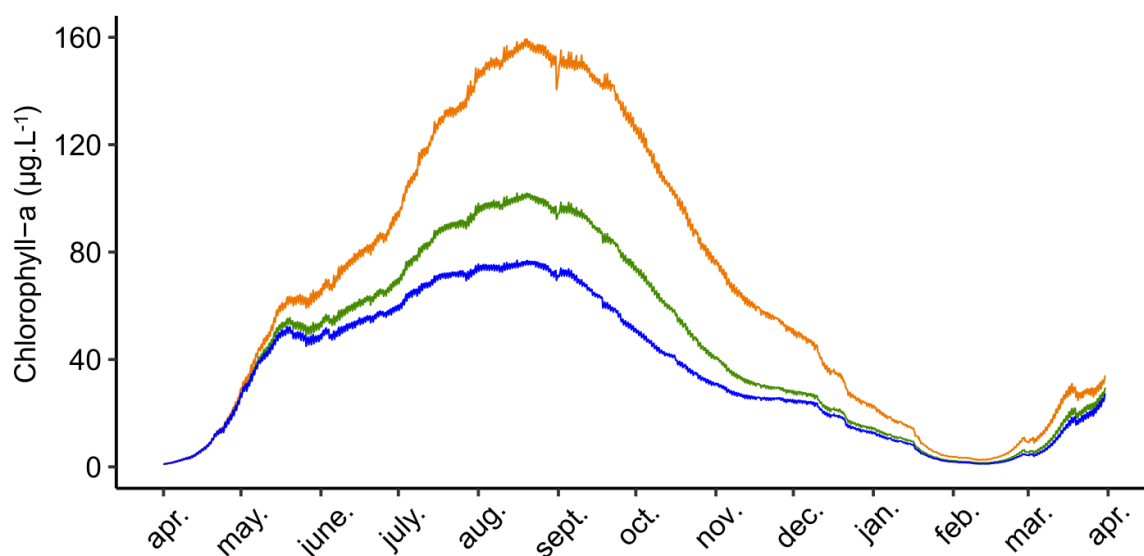
To date, most studies investigating the nutrient balance from angling baits were performed in large lakes. In Balaton lake, Hungary (592 km² lake), the estimates by Boros et al. (2022) led to an annual input of phosphorus from angling bait of 0.09 kg.ha⁻¹.year⁻¹. Compared to the values measured in the present study, these inputs are extremely low, i.e. 40 times lower than the maximal value observed in SpC1 lake. Our modelling results revealed such inputs can substantially impact water quality and increase lake eutrophication. Therefore, our findings do not follow previous investigations that found that high impacts caused by angling baits could only occur for unrealistic groundbaiting inputs corresponding to 1000 kg per angler per session (Amaral et al., 2013). We found that specialised carp fisheries was the fishery type that led to the strongest impacts on water quality with inputs from specialised carp anglers being four times higher than those from put-and-take anglers. Although put-and-take anglers exclusively used pellets, the most P-enriched bait type (Imbert et al., 2022), their impact on water quality was limited. This is likely because these inputs mainly occur during winter when rainbow trout are stocked and captured, limiting the risk of eutrophication which is positively related to water temperature (Genkai-Kato & Carpenter, 2005). The temporal synchrony between high inputs of nutrient-rich baits from specialised carp anglers and high water temperature occurring in summer are likely the main cause explaining the effects of specialised carp anglers on water quality.

Science-based approaches are needed to face the futures challenges of fishery management (Post et al., 2002; Arlinghaus et al., 2016). To date, one of the main measures used to manage freshwater fisheries across the globe is stocking (Cowx, 1994) and groundbaiting management measures are extremely rare and/or very local despite the fact that groundbaiting inputs can affect water quality. Currently, anglers can use any type of baits at any quantity without any restriction but our questionnaire revealed that most of them are willing to change their practices to limit the potential ecological impacts associated with this practice. Our simulations of the efficiency of different GMM and the quantification of their acceptability by

anglers provide unique insights for stakeholders to adapt their management strategy depending on the characteristics of their fishery. Although the implementation of new management measures could be difficult (Pereira & Hansen, 2003), our work confirm that ecosystem-based management can be efficient (e.g. Radinger et al., 2023). While we tested the efficiency of each GMM independently, it is possible to improve their adaptation to the local socio-ecological context and their efficiency by combining them. As an example, we simulated the effect of a combination of three GMM (i.e. groundbaiting prohibition of 40 days from October 1th to November 10th, a maximum amount of 2 kg of baits per angler and an exclusive use of seeds - boilies prohibited) at the highest angling pressure. Simulations revealed that this management measure would be extremely efficient as it can lead to a reduction of the peak of chlorophyll-a and of TP concentrations by 36 % and 50 %, respectively (**Figure II.4.10a-b**). Although the implementation of such strategies remains to be tested, these findings indicate that it could be possible to mitigate recreational fishing impacts on lake water quality while maintaining high angling pressures.

In conclusion, our study provides a rare example where scientific knowledge obtained using different methodological approaches such as field survey, questionnaires to practitioners and numerical experimentation using modelling provide clear guidelines for managers to establish efficient and acceptable ecosystem-based strategy. When implementing some groundbaiting management measures, eutrophication risk could be limited and subsequent positive effects on food webs and ecosystem functioning are expected. Therefore, ecosystem-based strategy to manage recreational fisheries can help to obtain a sustainable management in recreational fisheries and freshwater ecosystems.

a.



b.

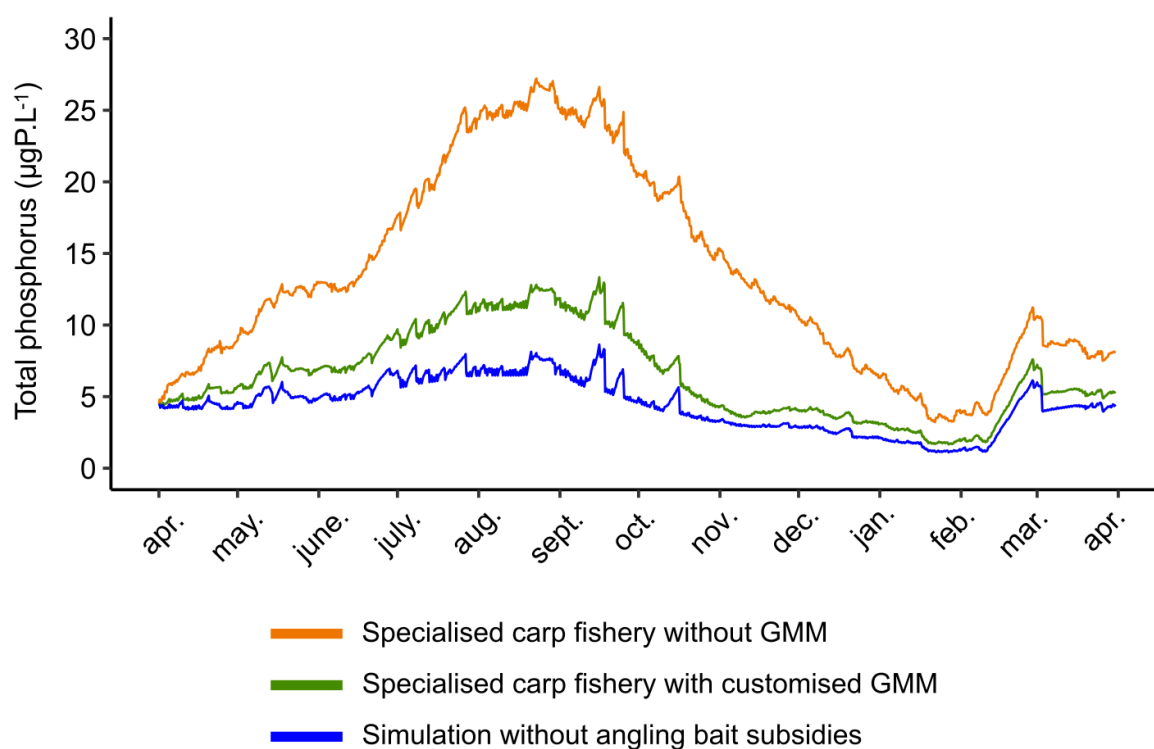


Figure II.4.10. Chlorophyll-a (a) and total phosphorus (b) temporal dynamics for three levels of groundbaiting: no angling with no angling bait subsidies (blue), specialised carp fishery without restriction (orange) and specialised carp fishery with a customised restriction combining three GMM (individual amount limited at $2 \text{ kg.angler-day}^{-1}$, 40 days of groundbaiting restriction in autumn and an exclusive use of seeds with boilies prohibited). Maximal daily angling pressure of $2.01 \text{ angler-day.ha}^{-1}$ was simulated.

Discussion générale

A. Rappel des résultats

Les amorces représentent un flux de matière allochtone d'origine anthropique dont les propriétés et le devenir après introduction dans le milieu sont encore largement méconnus. Notre travail a permis de caractériser ce flux et ses impacts et mettre en évidence ses spécificités par rapport à l'allochtonie naturelle classiquement décrite, comme les feuilles d'arbres ou les entrées d'invertébrés terrestres.

En premier lieu, le chapitre 1 a mis en évidence des différences qualitatives importantes entre les amorces et l'allochtonie naturelle. Le phosphore contenu dans les amorces était en effet jusqu'à dix-sept fois supérieur à celui contenu dans les feuilles d'arbres. Une différence de qualité a aussi été constatée selon les types d'amorce, les pellets étant trois fois plus riches en phosphore (valeur moyenne de 1.24 %) et cinq fois plus riches en azote (valeur moyenne de 5.5 %) que les graines (respectivement 0.25 et 2.5 %), type d'amorce le moins industrialisé se rapprochant le plus de la matière allochtone naturelle. Les différences de richesse entre types d'amorce ne constituaient pas un facteur important dans les cinétiques de décomposition des amorces. En revanche, cette décomposition était positivement corrélée au degré de transformation de l'amorce lors de sa fabrication : la vitesse de décomposition étant plus rapide pour les farines (avec un taux de décomposition moyen de 0.043 jour⁻¹), bouillettes (0.029 jour⁻¹) et pellets (0.030 jour⁻¹) que pour les graines (0.003 jour⁻¹). Enfin, tous les types d'amorce favorisaient le développement bactérien, avec une densité bactérienne obtenue *a minima* trois fois supérieure au sein des microcosmes contenant des amorces que dans ceux contenant des feuilles de peuplier. De façon générale, l'amorce, si elle n'est pas consommée, peut constituer un apport significatif de phosphore immédiatement disponible dans la zone benthique pouvant ainsi favoriser l'eutrophisation des plans d'eau. En revanche, les différences qualitatives constatées entre les types d'amorce démontrent l'importance de ne pas se focaliser sur un seul type et de prendre en compte la diversité qualitative de ce flux dans l'évaluation de l'impact potentiel sur les écosystèmes.

A travers le chapitre 2, nous avons voulu tester l'implication de ce flux allochtone dans le transfert de polluants vers les milieux aquatiques, en s'intéressant particulièrement aux microplastiques. Nos analyses se sont exclusivement portées sur les types d'amorce les plus industrialisés, à savoir les farines, bouillettes et pellets. Des particules de microplastiques, avec

une taille comprise entre 700 μm et 5 mm, ont été retrouvées dans cinq des six modèles commerciaux de farines analysés et dans quatre des six modèles de bouillettes. Aucune particule n'a en revanche été retrouvée dans les quatre modèles de pellets analysés. Des différences significatives du taux d'occurrence et de la concentration massique en microplastiques ont été constatées entre les types, les farines étant plus contaminées que les bouillettes. La marque commercialisant ces deux types d'amorce est également apparue comme une variable significative dans le taux d'occurrence, le nombre et la concentration massique de particules. Bien que la nature principale des fragments trouvés corresponde au polyéthylène composant les emballages de ces amorces, 65 % des particules identifiées étaient composées d'autres types de microplastiques comme du polyacrylate ou du polypropylène. Leur origine n'a pas pu être formellement identifiée, mais ces particules sont très probablement issues des machines de la chaîne de fabrication (fragmentation des peintures par exemple). Le nombre d'ingrédients au sein des amorces n'influe pas sur la concentration en microplastiques, alors que le ratio C:N était positivement corrélé au degré de contamination, mettant en évidence une pollution plus importante au sein des amorces de nature végétale. Ainsi, certains types d'amorce représentent une source potentielle de microplastiques. Cette source reste bien évidemment quantitativement moins importante que les activités anthropiques les plus polluantes, telles que l'industrie textile ou l'usure des pneus sur la route, mais, localement, au sein de plans d'eau fortement pêchés, l'introduction de microplastiques par amorçage peut représenter un apport substantiel.

Nous avons ensuite cherché à définir le devenir et les impacts de l'amorçage sur le milieu. A ce titre, le chapitre 3 visait à évaluer la contribution des amorces au sein du régime alimentaire des poissons ciblés par les techniques de pêche utilisant cette matière, à savoir les cyprinidés. En prérequis, les amorces se sont révélées être significativement plus riches en $\delta^{13}\text{C}$ et plus pauvres en $\delta^{15}\text{N}$ que les proies naturelles des carpes et gardons. Les valeurs isotopiques des amorces ont pu être intégrées dans un modèle de mélange pour calculer leur proportion dans le régime alimentaire des carpes et gardons au sein de trois types de pêcherie qui diffèrent par les types d'amorce utilisés, les quantités introduites ainsi que la saisonnalité des apports : pêcheries à la carpe, pêcheries à la truite de lâcher et pêcheries au coup. Pour les carpes, la proportion d'amorces au sein de leur régime alimentaire variait entre 5 et 77 % pour l'ensemble des individus analysés et dépendait du type de pêcherie. Elle était la plus élevée dans les pêcheries à carpe et la plus faible dans les pêcheries à truite. En revanche, aucune différence significative de contribution des amorces au sein du régime alimentaire n'a été observée en fonction de la taille des individus. La proportion d'amorces dans le régime alimentaire des

gardons variait entre 9 et 81 %. A l'inverse des carpes, le type de pêcheurie n'expliquait pas cette consommation, alors qu'une corrélation positive entre la taille des individus et la proportion au sein du régime alimentaire des gardons a été observée. Enfin, les calculs de taille de niche isotopique ont montré un élargissement de la niche des carpes d'un facteur 6 dans les pêcheries à carpe en comparaison avec les lacs non pêchés. Ces résultats montrent une tendance des carpes à consommer principalement les amorces qui leur sont particulièrement destinées, à l'inverse des gardons dont la consommation se veut plus généraliste et indépendante du type d'amorce introduit. La forte variabilité de consommation entre les individus interroge également sur les impacts potentiels de cette matière sur la physiologie de ceux qui en ont fait leur source de nourriture principale.

Le quatrième et dernier chapitre visait à évaluer l'impact de l'amorce sur la qualité de l'eau et proposer des mesures de gestion des pratiques d'amorçage. Il a été admis dans le chapitre 3 que des différences qualitatives, quantitatives et temporelles existaient entre les flux d'amorce selon le type de pêcheurie. Néanmoins, une caractérisation précise de chacune de ces trois propriétés restait à faire. Ainsi, à travers un suivi de terrain, nous avons déterminé les quantités et types d'amorce utilisés par les pêcheurs et suivi la pression de pêche pendant deux ans au sein de sept lacs répartis dans les trois types de pêcheurie décrits dans le chapitre 3. Les pêcheries à carpe se caractérisaient par une pression de pêche forte en été, atteignant 0,7 pêcheur-jour/ha pour les plus fortement pêchées, et des quantités importantes d'amorce, à savoir une moyenne journalière par pêcheur calculée à 2,5 kg de bouillettes et 2,1 kg de graines. Les pêcheries à la truite de lâcher étaient quant à elles soumises à une très forte pression de pêche durant l'hiver, pouvant atteindre jusqu'à 1,5 pêcheur-jour/ha et quasi nulle en période estivale, avec un usage exclusif de pellets à hauteur de 0,5 kg/jour/pêcheur. En revanche, la saisonnalité du flux d'amorce dans les pêcheries au coup n'a pas pu être clairement établie en raison de la très faible pression de pêche observée. Les quantités d'amorce moyennes journalières par pêcheur au coup ont cependant pu être estimées à 0,8 kg. Au sein des lacs suivis dans cette étude, les entrées annuelles de phosphore issues des amorces ont atteint une valeur de 3,6 kg/ha au sein d'une pêcheurie à carpe, soit 40 fois plus que les valeurs citées dans la littérature. Le modèle numérique de fonctionnement de lac GLM/AED a révélé un impact significatif de ces entrées d'amorce sur l'eutrophisation uniquement dans les pêcheries à carpe, et ce, en raison des périodes d'entrée principalement estivales et automnales et des quantités utilisées. En testant plusieurs mesures de gestion, la limitation des quantités individuelles ainsi que l'établissement de périodes d'interdiction durant l'automne sont apparues comme les deux

mesures de gestion les plus efficaces pour limiter l'augmentation de la concentration en phosphore total et en chlorophylle-a. La limitation des quantités individuelles ainsi que la substitution des amorces les plus enrichies en phosphore par d'autres types moins riches comme les graines ont été évaluées comme les plus acceptables par les pêcheurs. La mesure combinant la meilleure acceptabilité et efficacité correspondait ainsi à celle proposant de réduire les quantités individuelles d'amorce. Ces résultats nous ont permis de mettre en avant la responsabilité des pratiques d'amorçage dans l'enrichissement organique des plans d'eau. En revanche, il est également apparu qu'une gestion adaptée pouvait significativement impacter les concentrations en chlorophylle-a et phosphore, ce qui confirme l'intérêt de mettre en place des mesures de gestion adaptées, en particulier au sein des pêcheries à carpe.

B. L'amorce, un flux allochtone aux propriétés multiples et uniques

Lorsque l'on compare les caractéristiques qualitatives, quantitatives et temporelles des flux d'amorce avec les flux allochtones naturels, on se rend compte qu'il n'existe en réalité que peu de similitudes. L'allochtonie naturelle orientée vers les milieux aquatiques se divise en deux grandes catégories de flux, à savoir les invertébrés et les feuilles d'arbre. Le devenir des flux d'invertébrés terrestres présents dans la ripisylve est principalement la consommation par les poissons (Baxter et al., 2005; Burbank et al., 2022). Concernant sa saisonnalité, cette ressource est abondante à partir d'avril jusqu'en octobre, alors qu'elle est considérée comme nulle en automne et hiver (Nakano & Murakami, 2001; Eberle & Stanford, 2010; Burbank et al., 2022). La temporalité ainsi présentée s'apparente à celle de l'utilisation d'amorce au sein des pêcheries à carpe (**Figure 4a**). Il existe cependant des différences quantitatives nettes entre ces deux flux. Les pêcheries étant principalement des lacs et étangs, le flux d'invertébrés y est généralement considéré comme négligeable dans la mesure où l'intensité de celui-ci est positivement corrélée à la proportion de recouvrement de la surface en eau par la canopée, quasiment nulle au sein des milieux lenticques (Collins et al., 2016). A cela s'ajoute les aménagements humains au sein des pêcheries et la destruction de la ripisylve pour rendre les berges accessibles et y développer le loisir pêche (Lewin et al., 2006), ce qui conduit à de faibles proportions boisées et tend à diminuer davantage un flux d'invertébrés déjà très faible (**Figure 4b**). Enfin, la dimension

qualitative présente des similitudes avec les types d’amorce les plus riches en phosphore, tels que les pellets et bouillettes dont les proportions de phosphore s’apparentent à celles observées au sein des invertébrés terrestres (**Figure 4b**) (Frost et al., 2003).

Les différences qualitatives s’observent plutôt entre les flux d’amorce et le second type d’allochtonie naturelle, à savoir les feuilles d’arbres, dont les comparaisons en nutriments effectuées au chapitre 1 mettent en évidence une richesse relative des amorces en N et P, à l’exception des graines. En superposant la saisonnalité de ce flux (Gasith & Hosier, 1976; Hanlon, 1981) avec celui des flux d’amorce (**Figure 4a**), on constate une synchronie avec les flux d’amorce ayant lieu dans les pêcheries à truite. Toutefois, ce type de pêche utilisant exclusivement des pellets, type d’amorce le plus riche en N et P, limite l’intérêt de cette analogie. Sur l’aspect quantitatif, la forte dépendance des flux de feuilles et d’amorce au contexte du milieu, dépendant respectivement de la proportion de berges boisées et de la pression de pêche, rend complexe toute comparaison. En prenant un exemple réaliste, soit un lac de périmètre 600 m et de surface 2,6 ha, avec une proportion de berge boisée de 50 %, et en utilisant la valeur de la littérature de 500 g de carbone annuel de feuilles sèches par mètre linéaire de berge boisée (Staehr et al., 2010) et en considérant l’intégralité de cette biomasse entrante dans le milieu, cela équivaldrait à une entrée annuelle de feuilles correspondant à 150 kg de carbone. En utilisant une quantité de pellets moyenne de 0,39 kg par pêcheur (chapitre 4) et un pourcentage de C de 46 % pour les pellets (chapitre 1), une quantité de 150 kg de carbone issu de l’amorçage serait atteinte pour une pression totale sur l’année de 321 pêcheur-jour/ha/an. Cette valeur de pression de pêche se situe dans la fourchette haute des valeurs observées dans les pêcheries étudiées dans le chapitre 4. Ainsi, dans des pêcheries où la ripisylve est normalement présente et la pression de pêche est forte, l’apport d’amorces est quantitativement comparable à l’apport de litières (**Figure 4b**).

Pour les deux types d’allochtonie naturelle, on ne retrouve pas, ou de façon exceptionnelle due à des événements météorologiques extrêmes (sécheresse, fortes précipitations, vent), d’entrées sous forme de pulses. A l’inverse, les amorces sont en général largement introduites durant les week-ends plutôt qu’en semaine, correspondant donc à un apport pulsé, c’est-à-dire intense sur une période courte (Yang et al., 2008). La façon d’être introduite est primordiale dans la compréhension des impacts sur l’écosystème et marque une nette différence avec l’allochtonie naturelle, les apports pulsés étant associés à une augmentation de la productivité primaire et une biodisponibilité accrue des nutriments (Weber & Brown, 2013). Cependant, une analogie pourrait être effectuée avec les apports de pollens,

forme d'allochtonie relativement peu décrite, mais qui entre dans le milieu sous forme de pulses (Masclaux et al., 2013). La temporalité pourrait être comparée aux chroniques d'entrées d'amorce dans les pêcheries à carpe (**Figure 4a**), c'est-à-dire abondant au printemps et à l'été, mais aussi d'un point de vue qualitatif, les concentrations en azote et phosphore renseignées étant comprises respectivement entre 2 et 4 % et 0.2 et 0.5 %, soit dans la même gamme de valeurs N et P que les graines et farines (**Figure 4b**) (Rösel et al., 2012; Filipiak, 2016). Sur le plan quantitatif, les estimations d'entrées de pollen dépendent largement des proportions de berges boisées, de la même façon que les feuilles et invertébrés. Les quantités annuelles de phosphore issu du pollen entrantes au sein de lacs naturels américains, c'est-à-dire largement boisés, ont été calculés entre 0.07 et 0.37 kg/ha (Graham et al., 2016), soit dans la même gamme de valeur que les lacs avec la pression de pêche la plus faible mesurée dans le chapitre 4. Ainsi, au regard des entrées pulsées de matière, des périodes d'entrées, de la richesse en nutriments et des quantités introduites, le pollen pourrait représenter la forme d'allochtonie la plus proche du flux d'amorce. Si l'on raisonne en terme d'intégration au sein du réseau trophique, les pollens sont largement différents des amorces car ne sont utilisés que par les niveaux basaux, à savoir champignons et bactéries (Filipiak, 2016). De la même façon que les invertébrés terrestres, les amorces subventionnent avant tout les niveaux trophiques supérieurs ce qui limite l'analogie avec les pollens. Leur origine végétale, bien que plus riche en nutriments que les feuilles, constitue également une différence majeure avec certains types d'amorce dont les principaux ingrédients sont d'origine animale, entraînant donc des différences qualitatives fondamentales qui dépassent les similitudes de composition CNP.

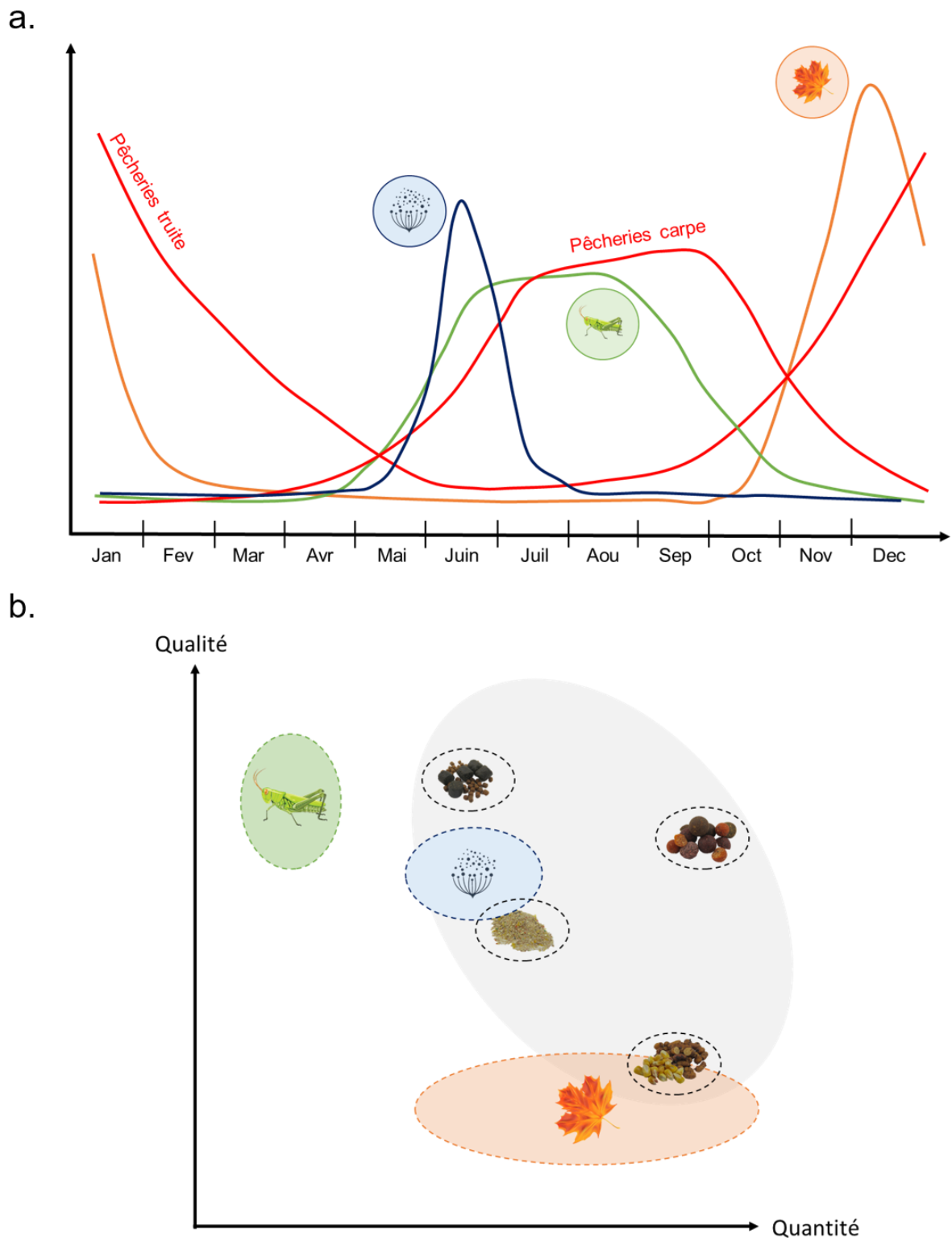


Figure 4. Présentation conceptuelle de la (a) saisonnalité des flux allochtones naturels (invertébrés en vert, feuilles d'arbres en orange et pollen en bleu) et des pêcheries truite et carpe et (b) des caractéristiques qualitatives et quantitatives de chacun de ces flux. Les différents types d'amorce ont été positionnés en considérant une pression de pêche identique pour chaque type de pêcheries (carpe, truite et coup).

Au regard des caractéristiques du flux d’amorce, l’analogie la plus pertinente avec l’allochtonie naturelle peut se faire avec les flux naturels réciproques, c’est-à-dire ceux dont la source est aquatique et la destination terrestre. L’orientation et la destination des deux flux est certes opposée, mais leurs propriétés qualitative, quantitative et temporelle sont comparables. Ces flux peuvent prendre la forme d’une prédation telle que celle exercée sur les saumons par les prédateurs terrestres lors de leur migration (Schindler & Smits, 2017) ou bien encore d’une étape dans un cycle de vie telle que l’émergence des larves aquatiques (Nakano & Murakami, 2001). Si du point de vue quantitatif, les flux réciproques sont globalement moins importants que l’allochtonie orientée vers les milieux aquatiques (Bartels et al., 2012), ils peuvent ponctuellement mais régulièrement fournir au milieu récepteur un apport substantiel de biomasse aquatique. L’émergence de larves aquatiques constitue un exemple d’apports pulsés, à l’instar des amorces, où une forte biomasse allochtone est immédiatement disponible pour les consommateurs (Gratton & Zanden, 2009). Ces flux allochtones réciproques se caractérisent également par une saisonnalité marquée. L’émergence des larves aquatiques commence au début du printemps (Richardson & Sato, 2015), comme les flux d’amorce observés dans les pêcheries à carpe. La remontée des saumons est quant à elle plus étalée dans le temps, pouvant démarrer en septembre et s’achever au printemps, correspondant davantage à la saisonnalité des flux d’amorce observée dans les pêcheries à truite (Keith et al., 2011). D’un point de vue qualitatif, les larves aquatiques sont plus riches en nutriments que les invertébrés terrestres (ratios C:N et C:P plus élevés chez les invertébrés terrestres), avec des valeurs stœchiométriques proches de celles des types d’amorce les plus riches (Elser et al., 2000). De plus, lorsque l’utilisation d’amorce, et plus particulièrement de pellets, est évoquée dans la littérature, le terme *marine-derived nutrient* est souvent employé (Gutmann Roberts et al., 2017; Britton et al., 2022), faisant référence à la présence de poissons dans la conception des pellets. Ces aliments de base sont qualitativement très proches des saumons qui constituent une partie de l’allochtonie réciproque. De plus, les larves d’invertébrés aquatiques sont beaucoup plus riches en lipides que leurs homologues terrestres, fournissant aux consommateurs une matière beaucoup plus riche et nutritive (Twining et al., 2019). Cette richesse en oméga-3 se retrouve dans certains types d’amorce, et notamment les pellets, dont les avantages énergétiques sont largement décrits en raison de leur importance dans la production aquacole (Pilecky et al., 2022). Les autres types d’amorce fabriqués à base de céréales sont moins riches en oméga-3 que les pellets, mais de précédents travaux soulignent leur richesse qualitative qui permet aux poissons de synthétiser les oméga-3 nécessaires à leur développement à partir des lipides présents dans cette matière (Pilecky et al., 2022).

Ainsi, des similitudes qualitatives plus marquées apparaissent entre les flux réciproques et les amorces, en comparaison avec l'allochtonie naturelle orientée vers les milieux aquatiques. Comme aucun flux ne décrit la même trajectoire et les mêmes caractéristiques que l'allochtonie issue des pratiques d'amorçage, il est difficile de faire une analogie sur les impacts que ce flux peut avoir, à la fois sur les consommateurs mais également sur le milieu. Cela est d'autant plus vrai que l'on évoque à travers les pratiques d'amorçage un flux d'origine anthropique qui, comme tous les rejets anthropiques, tels que les rejets de stations d'épuration, sont en partie constitués de polluants qui peuvent significativement atténuer les bénéfices de production primaire liés à l'entrée de nutriments et de matière organique dans le milieu (Aristi et al., 2015). Ainsi, les impacts du flux d'amorce doivent être envisagés sans chercher à les comparer avec les autres flux allochtones.

C. Une source de pollution émergente aux conséquences inconnues

La quantification des impacts des amorces sur les consommateurs nécessite en prérequis d'identifier les niveaux trophiques consommant cette matière. Nos résultats du chapitre 3 ainsi que de précédentes études ont permis d'identifier une utilisation substantielle des amorces par les poissons, qui les utilisent pour certains comme source de nourriture principale (Bašić et al., 2015; Gutmann Roberts et al., 2017). En revanche, une forte consommation ne signifie pas que l'intégralité de l'amorce est directement consommée par les poissons. Elle peut être issue d'un transfert indirect via la prédation sur les niveaux trophiques inférieurs. Certains de nos résultats vont dans le sens de cette hypothèse, notamment dans le chapitre 3 où une forte proportion d'amorce dans le régime alimentaire des gardons a été constaté en septembre au sein des pêcheries à truite, alors même que les pressions de pêche dans ce type de pêcherie sont quasi nulles durant le printemps et l'été. Dans la mesure où aucun flux d'amorce n'est entré durant cette période, l'hypothèse d'un transfert au sein du réseau trophique pourrait expliquer la persistance de l'amorce dans le milieu, et donc sa contribution importante retrouvée dans le régime alimentaire des gardons au sein de ces pêcheries. Si aucun impact de cette matière n'a été constaté sur les niches trophiques des invertébrés au sein d'étangs anglais (Britton et al., 2022), le retour d'expérience de nombreux pêcheurs faisant état d'une présence massive d'écrevisses sur les postes de pêche laisse penser que l'amorce pourrait largement être

consommée par certains invertébrés. De plus, l'augmentation des cinétiques de décomposition observées pour certains types d'amorce et le fort développement bactérien constaté pour l'ensemble d'entre eux au chapitre 1 suggèrent une utilisation massive de l'amorce par les bactéries en microcosme. *In situ*, la dégradation rapide de l'amorce par les bactéries pourrait limiter les quantités réelles disponibles pour les poissons. De futures études sur l'intégration de l'amorce au sein de l'ensemble du réseau trophique sont nécessaires afin de comprendre plus précisément son devenir et, par conséquent, ses impacts.

Dans la mesure où l'intégration de l'amorce a, pour l'instant, été seulement étudiée pour les poissons, les impacts sur les consommateurs ne peuvent être légitimement évoqués qu'à ce niveau précis du réseau trophique. Le chapitre 2 a mis en évidence la présence de microplastiques au sein des farines et bouillettes, seul polluant dont la présence a été avérée. Ce résultat permet d'identifier les amorces comme un vecteur de microplastiques jusqu'alors inconnu, ce qui constitue une réelle avancée dans un contexte où l'identification de nouvelles sources a été défini comme un enjeu majeur dans la lutte contre cette pollution (Dris et al., 2018). En utilisant les concentrations moyennes en particules des microplastiques dans les farines et bouillettes et connaissant les quantités d'amorce utilisées, la pollution plastique induite par un pêcheur à la carpe ou au coup représenterait une quantité quotidienne introduite d'environ 30 particules. Dans le cadre d'une méta-analyse rassemblant 29 travaux effectués sur des poissons et invertébrés aquatiques, l'impact des microplastiques sur les fonctions de ces individus a été calculé via l'utilisation de la variable statistique descriptive qu'est la taille d'effet (Foley et al., 2018). Les résultats indiquent que les microplastiques n'altèrent que très peu les capacités de consommation, de reproduction, de croissance et de survie des poissons (Foley et al., 2018). Toutefois, cet effet neutre des microplastiques a été partiellement contredit par les travaux de Salerno et al. (2021), où des impacts négatifs ont été mesurés sur la nutrition, le comportement et la croissance mais pas sur les capacités de fécondité, de développement et de survie. L'ensemble des impacts négatifs des microplastiques a été mis en avant uniquement pour les juvéniles ; les stades embryonnaire, larvaire et adulte ayant une réponse neutre à la présence de ce polluant (Salerno et al., 2021). Dans un contexte de pêcheries, la consommation des amorces est théoriquement à destination des poissons adultes, ce qui, au regard des résultats des précédents travaux sur l'impact de l'ingestion de plastiques, semblerait n'avoir que peu d'impacts sur la physiologie de ces individus.

En revanche, le comportement hydrophobe de ces particules peut indirectement favoriser la contamination par d'autres polluants tels que les métaux lourds, via le processus

d'adsorption, facilitant par la suite leur ingestion par les consommateurs (Cole et al., 2011). La présence d'autres polluants dans les poissons imputable à la consommation des amorces reste à ce stade de connaissance purement hypothétique. Pour l'heure, seulement une étude a identifié ce flux comme potentiellement vecteur de cadmium (Cd), suite à un travail d'identification de métaux lourds dans la zone littorale d'un lac polonais (Dunalska et al., 2016). Ce lac supportant une pêche à la carpe, l'amorçage a été identifié comme une cause possible de la présence de cadmium parmi d'autres, comme la présence de fosses septiques présentant des fuites ou un fossé de drainage récupérant les eaux issues d'un ruissellement sur des routes asphaltées. Quoiqu'il en soit, il est légitime de penser que les amorces sont une source de métaux lourds en raison de la nature des éléments qui entrent dans leur composition, notamment les pellets fabriqués à partir de produits animaux et de poissons issus de pisciculture dont la contamination en mercure (Hg) au sein de leurs organismes a été décrite, bien que moins importante que chez les individus issus de milieux naturels qui bioaccumulent davantage (Lepak et al., 2012; Hejna et al., 2018).

Dans le cadre du chapitre 4, les flux d'amorce ont été modélisés uniquement comme un apport de matière organique, sans prendre en compte la présence de polluants décrite comme une composante « facteur de stress » (Aristi et al., 2015). Cette caractérisation pourrait être considérée comme réductrice si d'aventure de futurs travaux identifiaient la présence importante de polluants dans cette matière. Le principal enjeu pour les années à venir concernant la qualité des amorces réside dans la transparence des industriels vis-à-vis de leur composition. Cette matière étant considérée comme une alimentation pour animaux domestiques, elle est soumise à la même législation que les croquettes pour chien et chat. Cette législation contraint à une certaine transparence de la part des industriels, qui doivent par exemple inscrire un numéro de téléphone sur les emballages afin de permettre aux acheteurs d'avoir la possibilité d'obtenir plus de détails sur la composition de cette nourriture (CE n°767/2009). Malgré l'existence d'un cadre légal régulant ces processus industriels, de nombreux manquements ont été observés. En 2019, 54 des 141 établissements contrôlés et produisant de la nourriture animale ont été poursuivis pour manque de transparence dans le détail des compositions inscrites sur leurs emballages (Ministère de l'économie et des finances). Enfin, certaines mentions telles que l'origine des ingrédients ne sont pas obligatoires, alors qu'elles pourraient renseigner l'utilisateur sur la façon dont ces aliments sont produits, notamment les cultures céréalières dont l'utilisation de pesticides et la législation associée varient en fonction des pays. A travers ce projet, une transparence accrue spécifique à la

composition des amorces nous paraît primordiale dans la mesure où celle-ci, au-delà des impacts qu'elle peut avoir sur les animaux la consommant, affecte directement le fonctionnement d'un écosystème entier, de surcroît les écosystèmes aquatiques déjà largement dégradés, ce qui n'est pas le cas de la consommation de croquettes pour animaux domestiques.

La présence de polluants dans les amorces ne constitue pas le seul risque pour les consommateurs. Pour remplir pleinement son rôle, celle-ci doit être hyper attractive et « appétissante », cela passant par une composition en éléments riches pouvant avoir un impact sur le poisson. Par exemple, les amorces sont riches en oméga-3, nécessaires à la santé des poissons, favorisant la croissance somatique, la résistance au stress et le bon développement ontogénique (Schultz et al., 2015). Ces acides gras sont naturellement fournis par les proies naturelles des poissons au sein des écosystèmes aquatiques tels que le zooplancton et les invertébrés benthiques, qui sont absents dans les systèmes de pisciculture ce qui justifie l'emploi d'une matière riche allochtone telle que les pellets (Pilecky et al., 2022). En revanche, l'ajout d'amorce dans un écosystème riche en nourriture naturelle tel qu'un lac, pourrait engendrer une surconsommation d'oméga-3 par les poissons, perdant ainsi les bénéfices liés à la consommation modérée d'une telle matière, en affectant notamment la structure des membranes cellulaires entraînant une baisse de la réponse immunitaire (Závorka et al., 2023). Au cours des dernières décennies, de nombreuses captures de carpes de plus de 30 kg ont été observées, et ce, même dans des petits plans d'eau où la seule nourriture naturelle ne pourrait suffire à subvenir aux besoins énergétiques de tels individus. L'ajout d'amorce dans le milieu joue un rôle crucial dans l'engraissement rapide et l'augmentation du taux de croissance de ces individus (Arlinghaus & Niesar, 2005; De Santis et al., 2019). Ce régime alimentaire très riche, introduit en quantités importantes et facilement disponible, couplé à une génétique permettant une croissance rapide, telle qu'observée pour des carpes de souches hongroises largement introduites dans les pêcheries et présentant un intérêt halieutique évident, permettent d'atteindre des poids records mais nous interroge également sur l'éthique de telles pratiques. En effet, ces régimes peuvent mener à des situations comparables à l'obésité observée chez l'Homme. Les mêmes causes produisant les mêmes effets, cela pourrait mener à terme à l'apparition de maladies chroniques et de tumeurs chez les poissons. Dans le cadre d'une expérience en aquaculture visant à tester l'effet de l'obésité sur les truites arc-en-ciel, il est apparu que les individus suralimentés présentaient une hypertrophie du foie ainsi qu'une expression anormalement élevée de gènes relatifs au stress et aux troubles immunologiques (Roh et al., 2020). Si l'on s'affranchit du cadre expérimental, on constate que des situations de

suralimentation peuvent être présentes dans un cadre de vie plus naturel pour les espèces domestiquées. Des situations comparables sont notamment bien documentées chez les chiens et chats de compagnie, où respectivement 54 et 59 % d'entre eux sont considérés comme obèses aux Etats-Unis, notamment à cause de leur nutrition, provoquant des diabètes et des durées de vie considérablement raccourcies (Kipperman & German, 2018). L'analogie avec les animaux de compagnie ne paraît pas incohérente dans la mesure où la ressource principale de nourriture pour certains poissons est issue d'un apport anthropique. Ces situations de suralimentation chez les poissons pourraient s'expliquer par la dépendance de ces derniers aux amorces, notamment en raison de la présence d'additifs dans cette matière et d'exhausteurs de goût, bien que le lien entre l'addiction à la nourriture et la présence d'additifs alimentaires soit encore largement discutée dans la communauté scientifique (Onaolapo & Onaolapo, 2018).

Ainsi, l'amorce représente une ressource dont la consommation soulève de nombreuses questions sanitaires et éthiques. A la lumière des éléments apportés dans cet axe de discussion, une caractérisation plus fine de toxicologie et de la qualité nutritionnelle de l'amorce est nécessaire. Tout au long du projet, les questions de l'impact sur les consommateurs ont été moins décrites que les impacts sur le milieu. Le chapitre 4 nous a renseigné sur le type de pêche le plus impactant et sur la réponse des variables d'eutrophisation aux flux d'amorce. De futurs travaux, présentés ci-après, sont nécessaires afin de comprendre et quantifier plus précisément l'impact des pratiques d'amorçage sur le milieu. L'ensemble des conséquences sur le milieu et les consommateurs corrobore la nécessité de mettre en place des mesures de gestion des pratiques d'amorçage qui permettraient de limiter l'importance d'un tel flux sur l'ensemble des processus physiologiques des consommateurs et physico-chimiques de l'écosystème.

Supplément. Effet des amorces sur le milieu : suivi *in situ* et perspectives de recherche

Au-delà des travaux de modélisation présentés au chapitre 4, la caractérisation de l'impact des flux d'amorce sur le milieu peut également se faire *in situ*. Pour cela, il a été décidé d'installer des capteurs d'oxygène dissous (DO), définie comme la variable intégrative de l'ensemble des processus de fonctionnement du lac, au sein des sept lacs supportant une pêche décrite dans le chapitre 4. A ces derniers s'ajoutent douze autres lacs de gravière sans pêche, tous situés dans la vallée de la Garonne et répartis selon un gradient d'eutrophisation. En place depuis décembre 2020, ces capteurs permettent de suivre en continu le DO et de capter les variations saisonnières et journalières (**Figure 5**).

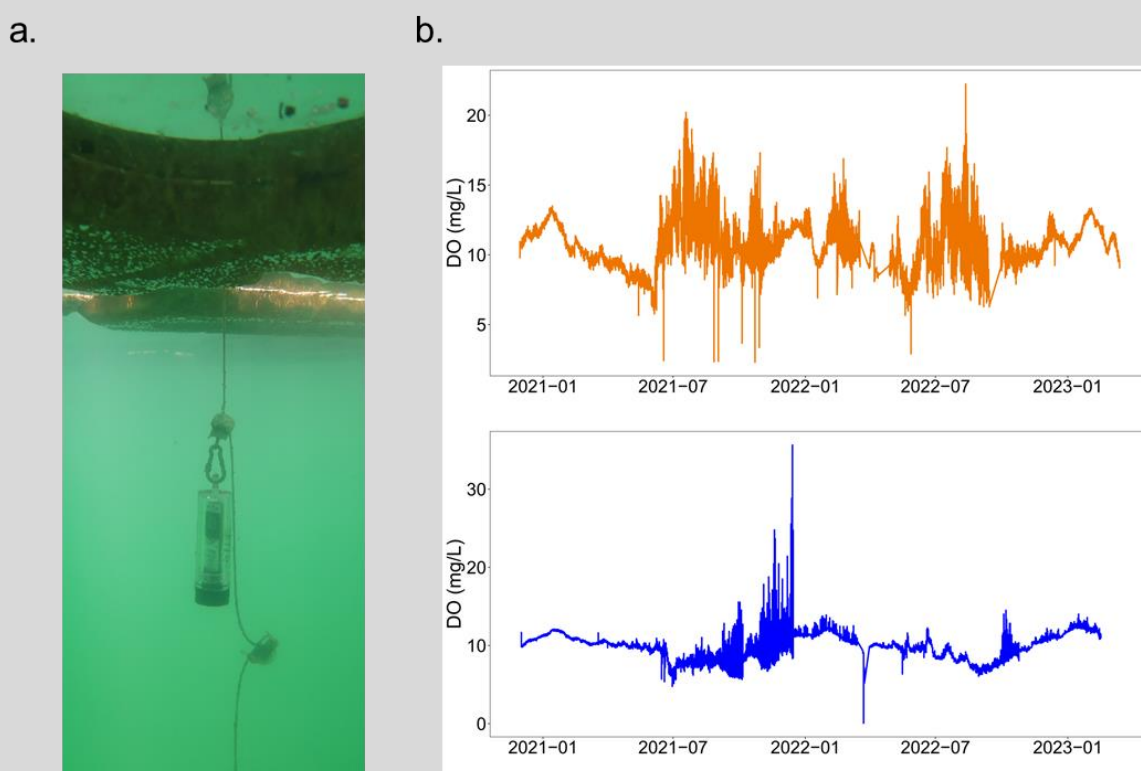


Figure 5. (a) Photographie du capteur DO dans une gravière et (b) présentation des données brutes obtenues pour une pêcherie à carpe (orange) et dans un lac sans pêche (bleu).

De futurs travaux pourraient être menés à la lumière des chroniques de pêche modélisées dans le chapitre 4. Particulièrement, ces suivis pourraient permettre de détecter soit une augmentation de l'amplitude des chroniques journalières de DO due au booste de l'activité photosynthétique par les nutriments issus des amorces (**Figure 6a**) ou bien des signes de l'hétérotrophie nette des lacs, visible par une respiration excédant l'activité photosynthétique entraînant le franchissement du seuil d'anoxie, sans que l'activité photosynthétique soit boostée à cause des polluants présents dans cette matière (**Figure 6b**).

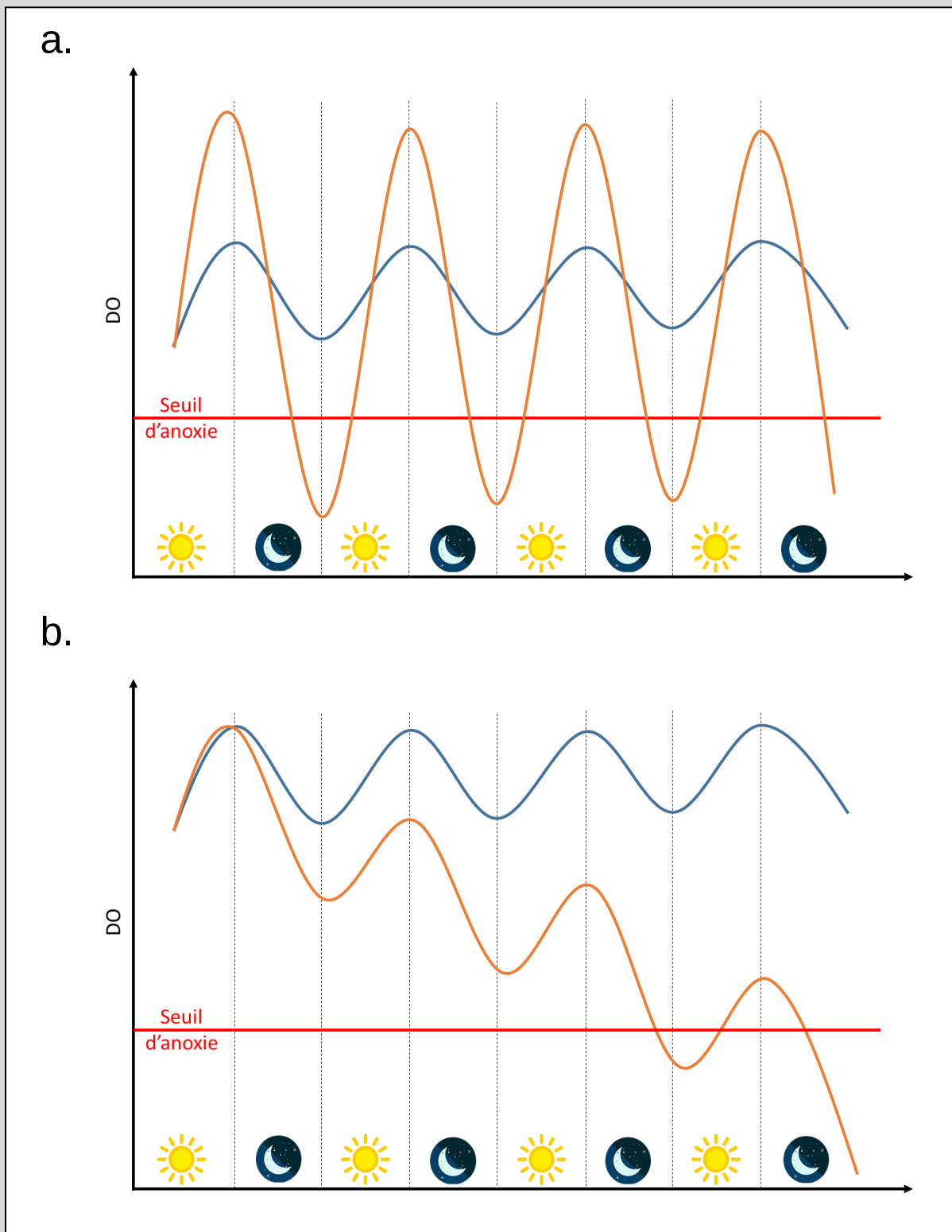


Figure 6. Schémas conceptuels de l'évolution de l'oxygène dissous au sein de lacs pêchés (orange) et non pêchés (bleu) selon deux hypothèses : (a) un booste de l'activité photosynthétique due aux nutriments entrants ou (b) une activité respiratoire accrue due à l'entrée et au catabolisme de la matière allochtone.

D. Nécessité de la prise en compte des pratiques d'amorçage dans la gestion des pêcheries et implications pour les acteurs de la pêche

Que ce soit à cause des risques de contamination ou d'eutrophisation qu'elles posent, les amorces représentent un flux allochtone qui mérite d'être contrôlé et géré dans les pêcheries au même titre que les rejets agricoles ou de stations d'épuration. Plus particulièrement, les propriétés du flux d'amorce au sein des pêcheries à carpe en font le type de pêcherie susceptible d'affecter le plus le milieu, dans des gammes de pressions de pêche réalistes. Concernant les deux autres types de pêcherie, les pressions de pêche maximales nécessaires pour atteindre les mêmes concentrations en phosphore total que la pêcherie à la carpe la plus impactée du chapitre 4 devraient être respectivement de 30 pêcheur-jour/ha pour les pêcheries à truite et 7 pêcheur-jour/ha pour les pêcheries au coup. Si ce parallèle ne nous permet pas d'exclure les pêcheries à truite et au coup du cadre de la gestion des pratiques d'amorçage, les pressions obtenues étant dans une gamme de valeurs réalistes et comparables à celles observées dans le chapitre 4, il nous permet par contre de prioriser l'établissement de potentielles mesures de gestion dans les pêcheries à carpe.

L'absence de concertation entre les pêcheries, qui sont des structures isolées et gérées séparément, limite fortement leur pouvoir décisionnaire et empêche la mise en place d'un cadre de gestion clair et global (Pereira & Hansen, 2003). En réalité, ces petites structures sont surtout dans l'établissement de mesures de gestion dites « passives », c'est-à-dire en réaction aux plaintes des pêcheurs locaux (Pereira & Hansen, 2003). D'autres facteurs peuvent également expliquer l'absence de mesures de gestion. Outre le manque de connaissance sur cette problématique, que nos travaux ont tenté de combler, les bénéfices de l'amorce décrit dans un cadre de gestion halieutique aujourd'hui obsolète peuvent constituer un frein à l'établissement d'une gestion adaptée. En effet, l'impact de l'amorce a longtemps été considéré comme neutre voire positif pour le milieu (Wolos et al., 1992; Rahman, 2015). Par exemple, l'amorce a été décrite comme permettant de diminuer les concentrations en nutriments dans le milieu, via l'augmentation indirecte des captures et donc des prélèvements de matière organique et nutriments composant la biomasse piscicole (Wolos et al., 1992). Pourtant, dans le cadre des pêcheries à carpe, exclusivement concernées par les pratiques de « *catch-and-release* » (Arlinghaus, 2007), aucun prélèvement de biomasse n'est effectué. De précédentes études ont cherché à quantifier le point d'équilibre entre les entrées de nutriments des amorces et la sortie

de biomasse de poissons par le prélèvement, et ont montré que celui-ci pouvait être atteint si un pêcheur à la carpe gardait 64 % de ses prises annuelles, ce qui est impossible au regard des pratiques de gestion actuelles (Arlinghaus & Mehner, 2003). Ce raisonnement nous interroge plus généralement sur le réel bienfait des pratiques *no-kill* établies aujourd'hui, motivées par des raisons éthiques mais également par des raisons économiques, un poisson relâché étant un poisson susceptible d'être capturé à nouveau et n'ayant pas besoin d'être remplacé par alevinage. Ainsi, nos travaux alertent sur un potentiel effet secondaire de la gestion actuelle des pêcheries et de la pratique de la pêche sans tuer, surtout dans les pêcheries à carpe, où à la biomasse importante de poissons s'ajoutent de riches flux d'amorce qui ne sont pas contrôlés. La pratique de la pêche à la carpe sans tuer paraît incompatible avec l'usage d'amorce tel que pratiqué aujourd'hui. Le *no-kill* étant largement ancré dans la culture halieutique occidentale (à quelques exceptions près, notamment en Suisse où cette pratique est interdite), sa remise en question semble totalement impossible au regard des enjeux éthiques et économiques (Arlinghaus et al., 2007). Finalement, toutes ces raisons vont dans le sens de la nécessité de mettre en place des mesures de gestion d'amorçage, dernier levier possible et acceptable à actionner pour limiter au maximum l'enrichissement organique du milieu.

L'établissement de mesures de gestion de l'amorçage passe nécessairement par une modification du comportement des pêcheurs et plus précisément de leurs pratiques d'amorçage. Ces pratiques ont été définies comme une pollution intentionnelle (Arlinghaus & Cooke, 2009) or, par définition, l'intentionnalité réfère à un état de conscience, ce qui reviendrait à dire que les pêcheurs, à travers l'amorçage, sont conscients de la pollution qu'ils génèrent. L'emploi d'un tel terme est sans doute excessif dans la mesure où la conscience des pêcheurs sur les problématiques d'amorçage n'a jamais été évaluée. Pour aller plus loin sur cette notion, dans le cadre du questionnaire présenté dans le chapitre 4, nous avons interrogé 110 pêcheurs sur les impacts potentiels de l'amorce. Ainsi, 47 % d'entre eux estiment que les amorces n'ont aucun impact sur les poissons (**Figure 7a**). Pour les autres, l'impact principal décrit concerne surtout les modifications du comportement des poissons liés à cette consommation, l'aspect sanitaire étant ignoré (**Figure 7c**). 58 % des pêcheurs questionnés sur l'impact de l'amorce sur l'écosystème pensent que l'amorce n'a aucun impact (**Figure 7b**). Pour les 42 % restant, l'impact le plus décrit concerne la dégradation de la qualité de l'eau (**Figure 7d**). A la lumière de ces résultats, deux catégories distinctes de pêcheurs se détachent : d'une part ceux agissant sans présager des conséquences et ceux agissant malgré les conséquences qu'ils savent être dégradantes pour le milieu.

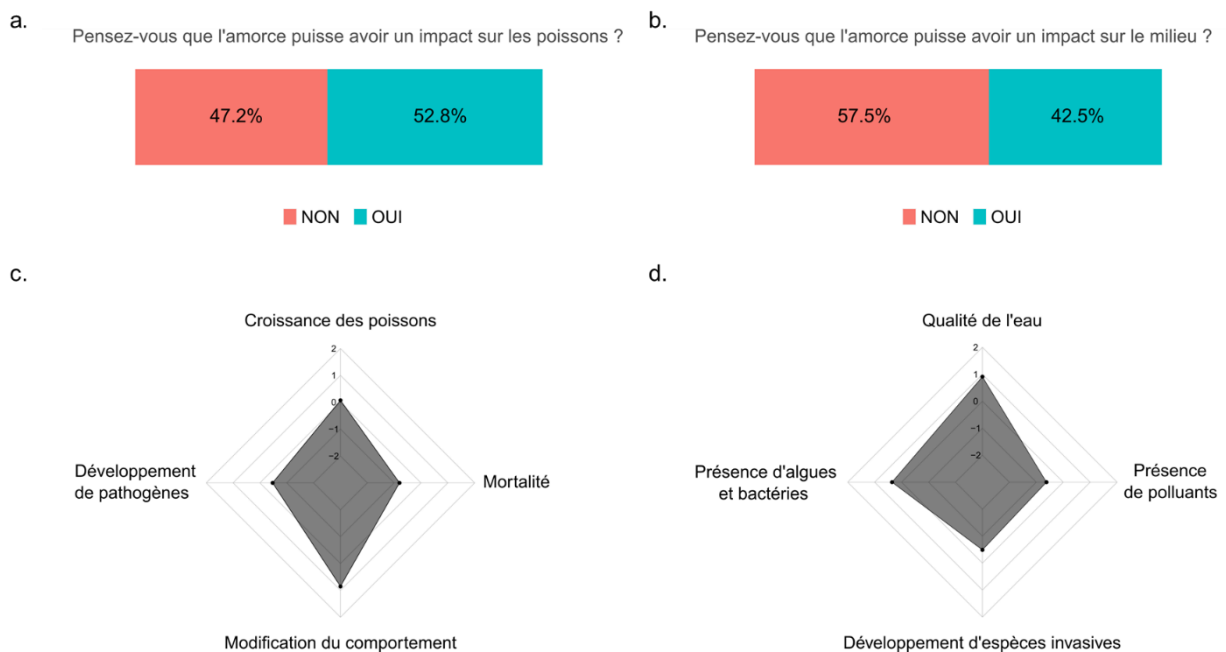


Figure 7. Résultats du questionnaire sur l'impact de l'amorce sur (a et c) les poissons et (b et d) le milieu. L'intensité des effets sur (c) les poissons et (d) le milieu varient entre -2 et 2, correspondant respectivement à « effet de l'amorce pas du tout important » à « effet de l'amorce très important ». Les valeurs présentées sont les moyennes des réponses (n = 109 réponses).

Pour le premier groupe, l'utilisation des amorces se fait de façon spontanée, c'est-à-dire sans penser aux conséquences. Cette façon d'agir peut être perçue comme une circonstance atténuante dans l'évaluation de leur responsabilité. D'un autre côté, le fait de ne pas être conscients des impacts potentiels ne les exemptent pas de leur responsabilité et, au contraire, tout pêcheur se doit de connaître les conséquences de ses actes pour le milieu avec lequel il interagit, en particulier les milieux aquatiques qui sont déjà largement dégradés (Vörösmarty et al., 2010). Une analogie peut être effectuée avec la problématique du dérèglement climatique. Avant 1979 et la première conférence mondiale sur le climat, cette menace pour la survie de l'Humanité n'était que très peu présente dans le débat public, ainsi les comportements favorisant ce phénomène ne pouvaient être blâmés (Gupta, 2010). A partir du moment où ce thème fut largement diffusé dans les sociétés contemporaines, les mêmes comportements ont été jugés et la responsabilité des personnes agissant de cette façon a été engagée, sur le plan éthique et parfois même sur le plan pénal. A ce jour, la communication effectuée sur les problématiques du changement climatique s'est révélée efficace dans la sensibilisation globale

de la société (Reynolds et al., 2010). Un suivi sur un panel de personnes interrogées en 1992 et en 2008 a permis de noter les avancées majeures dans la compréhension du phénomène de réchauffement climatique, avec par exemple l'établissement du lien entre la consommation d'énergie fossile et le réchauffement global en 2008 alors qu'il n'était pas bien compris en 1992 (Reynolds et al., 2010). Sur les questions d'amorçage, nous en sommes actuellement au stade de la nécessité de diffuser des informations afin de rendre la totalité des personnes conscientes de l'impact de leurs pratiques pour ne plus douter de leur responsabilité, en laissant par la suite leur libre arbitre comme seul modérateur de leur pratique. Compte tenu de l'existence de la deuxième catégorie de pêcheurs présentée, une campagne de communication et sensibilisation pourrait cependant s'avérer insuffisante pour entraîner un changement de comportement dans les pratiques d'amorçage.

Le principe philosophique supportant l'idée de commettre un acte qu'on sait être néfaste porte le nom d'acrasie (Robinson, 1955). Ce principe supporte le paradoxe de la deuxième catégorie de pêcheurs qui consiste à utiliser de l'amorce tout en ayant conscience des conséquences qu'elle peut avoir sur le milieu. Encore une fois, une analogie peut être effectuée avec le réchauffement climatique, dont certains connaissent les impacts mais, par manque de volonté, refusent de changer leurs habitudes. L'analogie s'arrête là car, s'il a été montré par les sciences du comportement et les neurosciences que nous n'étions pas adaptés à faire face à une menace telle que le dérèglement climatique, en raison de sa dimension complexe, à grande échelle et involontairement provoquée (Markowitz & Shariff, 2012), les pratiques d'amorçage sont quant à elles gérables à une échelle relativement modeste. La notion de responsabilité et d'intentionnalité est ici évidente, et la gestion par la sensibilisation ne semble cette fois pas pertinente dans la mesure où cette catégorie de pêcheurs est déjà consciente des impacts de leurs pratiques sur le milieu. Dans ce cas, l'établissement d'un cadre de gestion définissant des règles claires et strictes encadrant l'amorçage est la seule réponse adaptée.

On constate aujourd'hui une timide apparition de mesures de gestion de l'amorçage. En consultant les règlements intérieurs de 50 pêcheries privées à la carpe en France, 18 d'entre eux font mention d'un usage contrôlé des amorces, que ce soit via l'interdiction d'amorcer durant les périodes de fortes chaleurs ou la limitation des quantités autorisées par pêcheur. Cette prise de conscience émergente est exclusivement présente chez les gestionnaires privés, car du bon état de leur lac dépend la survie de leur activité commerciale. Sur le domaine public, les mesures de gestion actuelles s'appuient sur le Code de l'Environnement, et encadrent les dates de fermeture et d'ouverture de la pêche pour chaque espèce ou les tailles minimales de

prélèvement. L'inscription de ces mesures dans un texte de loi est fondamentale car elle empêche toute contestation et permet de sanctionner ceux qui ne respectent pas la loi. A ce jour, la seule mention des amorces dans le Code de l'Environnement fait référence à l'interdiction d'utiliser des œufs de poissons ou des asticots et larves de diptères dans les cours d'eau et plans d'eau classés en 1^{ère} catégorie (article R436-34). La mise en place de mesures de gestion de ces pratiques suppose un cadre légal pour les soutenir. Ainsi, au regard des différents résultats obtenus et de l'état actuel du statut des pratiques d'amorçage, je propose les recommandations suivantes, classées par ordre croissant d'intensité de restriction, pour permettre une utilisation de l'amorce encadrée et régulée :

- **Communiquer et expliquer les conséquences d'un apport trop important d'amorce dans le milieu**, que ce soit sur les sites internet des pêcheries privées ou dans les plaquettes d'informations éditées par les fédérations départementales remises aux pêcheurs achetant leur carte de pêche.

- Pour les gestionnaires privés, privilégier **la limitation des quantités d'amorce par pêcheur**, plutôt que tout autre mesure de gestion. Les valeurs maximales autorisées pourraient être ajustées en fonction du statut trophique de l'écosystème receveur.

- **Apparition de la mention de pratiques d'amorçage dans le Code de l'Environnement**. Cela pourrait prendre la forme d'une mention obligeant les gestionnaires publics à indiquer pour chaque plan d'eau en gestion fédérale la quantité, le type d'amorce autorisé et les périodes où l'amorçage est interdit. Les seuils doivent être personnalisés et pourraient être définis par les fédérations départementales, les plus à même de connaître l'état des plans d'eau qu'elles ont en gestion. Au regard de la faisabilité, des panneaux d'informations pour la pêche sont systématiquement présents au bord des plans d'eau, ce qui rend possible l'ajout d'une telle mention.

- **Nécessité de passer un « permis de pêcher » avant l'achat de sa première carte de pêche**, de la même façon que la chasse, afin d'être sensibilisé aux impacts de la pêche de loisir sur les écosystèmes aquatiques.

E. Conclusion

La pratique de la pêche de loisir constitue une pression anthropique pour les écosystèmes aquatiques dont les impacts sont encore largement méconnus. Tout au long de cette thèse, nous avons pu caractériser une partie de ces derniers à travers l'étude de la composition et des propriétés quantitatives et temporelles des flux allochtones induits par les pratiques d'amorçage. En étudiant leur composition et la saisonnalité de leurs apports, il est apparu que les flux d'amorces étaient relativement distincts de l'allochtonie naturelle, et représentaient une nouvelle forme d'allochtonie pour des écosystèmes anthropisés. En opposition avec les différentes formes d'allochtonie naturelle présentant chacune un cycle saisonnier et une composition uniques, les propriétés du flux d'amorces sont conditionnées par le type de pêche, engendrant ainsi une réponse variable de l'écosystème à son introduction. La variabilité de cette réponse a été étudiée par le prisme du devenir des amorces, et plus particulièrement de leur consommation par les cyprinidés, mais aussi par l'étude de l'impact de ce flux sur l'eutrophisation. Au regard de l'intensité des contrastes obtenus, il apparaît indispensable de prendre en compte la diversité du flux d'amorce dans l'évaluation de ses impacts sur les écosystèmes aquatiques. De nombreuses interrogations demeurent encore, notamment son intégration et son devenir au sein du réseau trophique, ou bien encore la qualité nutritionnelle des amorces et la présence potentielle de polluants qui conditionnent son impact sur les consommateurs et, à plus large échelle, sur les écosystèmes aquatiques.

Dans un contexte de liberté totale des pratiques d'amorçage, nous avons montré que, dans des cas de fortes pressions de pêche couplées à une introduction estivale et automnale massive, les lacs supportant des pêcheries étaient enclins à une dégradation accélérée de leur statut trophique qui, à terme, pourrait mener à l'interdiction de la pratique halieutique dans ces milieux pour des raisons sanitaires (blooms de cyanobactéries par exemple). Ces résultats justifient la nécessité de mettre en place des mesures de gestion de l'amorçage, qui pourraient s'ajouter ou se substituer aux mesures de gestion des stocks piscicoles largement présentes dans les pêcheries récréatives mais dont les bénéfices sont discutables. L'établissement de ces mesures est d'autant plus pertinent qu'il affecte l'ensemble du fonctionnement de l'écosystème, biotope et biocénose, là où les mesures de gestion actuelles se limitent à maintenir une densité convenable de poissons ciblés par la pêche de loisir.

La pêche récréative constitue une pression anthropique majeure qui se doit d'être mieux comprise et, à plus forte raison, d'être mieux gérée, dans le but d'une part de préserver et améliorer l'état écologique des masses d'eau et d'autre part de garantir sa propre pérennité. L'amélioration de la gestion implique une modification des comportements vis-à-vis des pratiques d'amorçage, à travers des campagnes de sensibilisation et d'information auprès des pêcheurs mais également à travers l'établissement de mesures de gestion plus strictes telles que la limitation des quantités individuelles d'amorce. Ce projet a fourni les bases scientifiques à l'ensemble des gestionnaires de la pêche, publics et privés, sur lesquelles ils pourront s'appuyer dans l'élaboration de mesures de gestion futures.

Références bibliographiques

Agence de l'Eau Seine-Normandie, Somival & AND International 2004. Etude socio-économique et spatialisée de la pêche de loisir.

Akhbarizadeh R., Dobaradaran S., Nabipour I., Tajbakhsh S., Darabi A.H. & Spitz J. 2020. Abundance, composition, and potential intake of microplastics in canned fish. *Mar. Pollut. Bull.* **160**: 111633.

Alp M., Cucherousset J., Buoro M. & Lecerf A. 2016. Phenological response of a key ecosystem function to biological invasion. *Ecol. Lett.* **19**: 519–527.

Amaral S.D., Brito D., Ferreira M.T., Neves R. & Franco A. 2013. Modeling water quality in reservoirs used for angling competition: Can groundbait contribute to eutrophication?. *Lake Reserv. Manag.* **29**: 257–269.

Anderson C. & Cabana G. 2007. Estimating the trophic position of aquatic consumers in river food webs using stable nitrogen isotopes. *J. North Am. Benthol. Soc.* **26**: 273–285.

Andrady A.L. & Neal M.A. 2009. Applications and societal benefits of plastics. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* **364**: 1977–1984.

Antonio R.R., Agostinho A.A., Pelicice F.M., Bailly D., Okada E.K. & Dias J.H.P. 2007. Blockage of migration routes by dam construction: can migratory fish find alternative routes ? *Neotropical Ichthyol.* **5**: 177–184.

Araújo M.S., Bolnick D.I. & Layman C.A. 2011. The ecological causes of individual specialisation: The causes of individual specialisation. *Ecol. Lett.* **14**: 948–958.

Aristi I., Schiller D., Arroita M., Barceló D., Ponsatí L., García-Galán M.J., Sabater S., Eloisei A. & Acuña V. 2015. Mixed effects of effluents from a wastewater treatment plant on river ecosystem metabolism: subsidy or stress ? *Freshw. Biol.* **60**: 1398–1410.

Arlinghaus & Mehner T. 2003. Socio-economic characterisation of specialised common carp (*Cyprinus carpio* L.) anglers in Germany, and implications for inland fisheries management and eutrophication control. *Fish. Res.* **61**: 19–33.

Arlinghaus R. 2004. Recreational fisheries in Germany – a social and economic analysis. *Berichte IGB Heft 18 Berl. Leibniz-Inst. Für Gewässerökologie Binnenfisch. IGB Im Forschungsverbund Berl. EV.* 166.

Arlinghaus R. 2007. Voluntary catch-and-release can generate conflict within the recreational angling community: a qualitative case study of specialised carp, *Cyprinus carpio*, angling in Germany. *Fish. Manag. Ecol.* **14**: 161–171.

Arlinghaus R., Aas Ø., Alós J., Arismendi I., Bower S., Carle S., Czarkowski T., Freire K.M.F., Hu J., Hunt L.M., Lyach R., Kapusta A., Salmi P., Schwab A., Tsuboi J., Trella M., McPhee D., Potts W., Wołos A. & Yang Z.-J. 2020a. Global Participation in and Public Attitudes Toward Recreational Fishing: International Perspectives and Developments. *Rev. Fish. Sci. Aquac.* 1–38.

Arlinghaus R. & Cooke S.J. 2009. Recreational Fisheries: Socioeconomic Importance, Conservation Issues and Management Challenges. pp. 39–58. In: Dickson B., Hutton J., & Adams W.M. (eds), *Recreational Hunting, Conservation and Rural Livelihoods*, Wiley-Blackwell, Oxford, UK.

Arlinghaus R., Cooke S.J., Lyman J., Policansky D., Schwab A., Suski C., Sutton S.G. & Thorstad E.B. 2007. Understanding the Complexity of Catch-and-Release in Recreational Fishing: An Integrative Synthesis of Global Knowledge from Historical, Ethical, Social, and Biological Perspectives. *Rev. Fish. Sci.* **15**: 75–167.

Arlinghaus R., Cooke S.J., Sutton S.G., Danylchuk A.J., Potts W., Freire K. de M.F., Alós J., da Silva E.T., Cowx I.G. & van Anrooy R. 2016. Recommendations for the future of recreational fisheries to prepare the social-ecological system to cope with change. *Fish. Manag. Ecol.* **23**: 177–186.

Arlinghaus R., Mehner T. & Cowx I.G. 2002. Reconciling traditional inland fisheries management and sustainability in industrialized countries, with emphasis on Europe. *Fish Fish.* **3**: 261–316.

Arlinghaus R. & Niesar M. 2005. Nutrient digestibility of angling baits for carp, *Cyprinus carpio*, with implications for groundbait formulation and eutrophication control. *Fish. Manag. Ecol.* **12**: 91–97.

Arlinghaus R., Riepe C., Theis S., Pagel T. & Fujitani M. 2022. Dysfunctional information feedbacks cause the emergence of management panaceas in social-ecological systems: The case of fish stocking in inland recreational fisheries. *J. Outdoor Recreat. Tour.* **38**: 100475.

- Banaee M., Soltanian S., Sureda A., Gholamhosseini A., Haghi B.N., Akhlaghi M. & Derikvandy A. 2019. Evaluation of single and combined effects of cadmium and micro-plastic particles on biochemical and immunological parameters of common carp (*Cyprinus carpio*). *Chemosphere*. **236**: 124335.
- Bartels P., Cucherousset J., Steger K., Eklöv P., Tranvik L.J. & Hillebrand H. 2012. Reciprocal subsidies between freshwater and terrestrial ecosystems structure consumer resource dynamics. *Ecology*. **93**: 1173–1182.
- Bartholomew A. & Bohnsack J.A. 2005. A Review of Catch-and-Release Angling Mortality with Implications for No-take Reserves. *Rev. Fish Biol. Fish.* **15**: 129–154.
- Bašić T., Britton J.R., Jackson M.C., Reading P. & Grey J. 2015. Angling baits and invasive crayfish as important trophic subsidies for a large cyprinid fish. *Aquat. Sci.* **77**: 153–160.
- Bates D., Mächler M., Bolker B. & Walker S. 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *J. Stat. Softw.* **67**:
- Baxter C.V., Fausch K.D. & Carl Saunders W. 2005. Tangled webs: reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones: Prey subsidies link stream and riparian food webs. *Freshw. Biol.* **50**: 201–220.
- Berkeley S.A., Chapman C. & Sogard S.M. 2004. Maternal age as a determinant of larval growth and survival in a marine fish, *Sebastes melanops*. *Ecology*. **85**: 1258–1264.
- Bicknell A.W.J., Oro D., Camphuysen K.C.J. & Votier S.C. 2013. Potential consequences of discard reform for seabird communities. *J. Appl. Ecol.* **50**: 649–658.
- Biemans H., Haddeland I., Kabat P., Ludwig F., Hutjes R.W.A., Heinke J., Von Bloh W. & Gerten D. 2011. Impact of reservoirs on river discharge and irrigation water supply during the 20th century. *Water Resour. Res.* **47**: .
- Boros G., Mozsár A. & Specziár A. 2022. Management options for the unfavorable nutrient balance of recreational fishing in Lake Balaton (Hungary). *Ecosyst. Health Sustain.* **8**: 2095928.
- Britton J.R., Cucherousset J. & Dominguez Almela V. 2022. Novel trophic subsidies from recreational angling transform the trophic ecology of freshwater fishes. *J. Appl. Ecol.* 1365-2664.14237.

- Burbank J., Drake D. & Power M. 2022. Seasonal consumption of terrestrial prey by a threatened stream fish is influenced by riparian vegetation. *Endanger. Species Res.* **47**: 15–27.
- Campbell S.H., Williamson P.R. & Hall B.D. 2017. Microplastics in the gastrointestinal tracts of fish and the water from an urban prairie creek. *FACETS*. **2**: 395–409.
- Carpenter S.R., Cole J.J., Pace M.L., Van de Bogert M., Bade D.L., Bastviken D., Gille C.M., Hodgson J.R., Kitchell J.F. & Kritzberg E.S. 2005. Ecosystem subsidies: terrestrial support of aquatic food webs from ^{13}C addition to contrasting lakes. *Ecology*. **86**: 2737–2750.
- Chao B.F. 1995. Anthropogenic impact on global geodynamics due to reservoir water impoundment. *Geophys. Res. Lett.* **22**: 3529–3532.
- Chidami S. & Amyot M. 2008. Fish decomposition in boreal lakes and biogeochemical implications. *Limnol. Oceanogr.* **53**: 1988–1996.
- Christensen N.D., Wisinger C.E., Maynard L.A., Chauhan N., Schubert J.T., Czuba J.A. & Barone J.R. 2020. Transport and characterization of microplastics in inland waterways. *J. Water Process Eng.* **38**: 101640.
- Cole J.J., Carpenter S.R., Kitchell J.F. & Pace M.L. 2002. Pathways of organic carbon utilization in small lakes: Results from a whole-lake ^{13}C addition and coupled model. *Limnol. Oceanogr.* **47**: 1664–1675.
- Cole J.J., Carpenter S.R., Pace M.L., Van de Bogert M.C., Kitchell J.L. & Hodgson J.R. 2006. Differential support of lake food webs by three types of terrestrial organic carbon. *Ecol. Lett.* **9**: 558–568.
- Cole M., Lindeque P., Halsband C. & Galloway T.S. 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Mar. Pollut. Bull.* **62**: 2588–2597.
- Collard F., Gasperi J., Gabrielsen G.W. & Tassin B. 2019. Plastic Particle Ingestion by Wild Freshwater Fish: A Critical Review. *Environ. Sci. Technol.* **53**: 12974–12988.
- Collins S.M., Kohler T.J., Thomas S.A., Fetzer W.W. & Flecker A.S. 2016. The importance of terrestrial subsidies in stream food webs varies along a stream size gradient. *Oikos*. **125**: 674–685.

- Cook R.M., Sinclair A. & Stefánsson G. 1997. Potential collapse of North Sea cod stocks. *Nature*. **385**: 521–522.
- Cooke S.J. & Cowx I.G. 2004. The Role of Recreational Fishing in Global Fish Crises. *BioScience*. **54**: 857.
- Cowx I.G. 1994. Stocking strategies. *Fish. Manag. Ecol.* **1**: 15–30.
- Cowx I.G. 2015. Characterisation of inland fisheries in Europe. *Fish. Manag. Ecol.* **22**: 78–87.
- Cowx I.G. & Gerdeaux D. 2004. The effects of fisheries management practises on freshwater ecosystems. *Fish. Manag. Ecol.* **11**: 145–151.
- Cryer M. & Edwards R.W. 1987. The impact of angler groundbait on benthic invertebrates and sediment respiration in a shallow eutrophic reservoir. *Environ. Pollut.* **46**: 137–150.
- Cucherousset J., Lassus R., Riepe C., Millet P., Santoul F., Arlinghaus R. & Buoro M. 2021. Quantitative estimates of freshwater fish stocking practices by recreational angling clubs in France. *Fish. Manag. Ecol.* **28**: 295–304.
- Cucherousset J. & Olden J.D. 2011. Ecological Impacts of Nonnative Freshwater Fishes. *Fisheries*. **36**: 215–230.
- Danis P.-A. & Roubéix V. 2014. Physico-chimie soutenant la biologie des plans d'eau nationaux: Principes et méthodes de définition des valeurs-seuils & Amélioration des connaissances par la télédétection. .
- Dantas D.V., Barletta M. & da Costa M.F. 2012. The seasonal and spatial patterns of ingestion of polyfilament nylon fragments by estuarine drums (*Sciaenidae*). *Environ. Sci. Pollut. Res.* **19**: 600–606.
- De Carvalho A.R., Garcia F., Riem-Galliano L., Tudesque L., Albignac M., Ter Halle A. & Cucherousset J. 2021a. Urbanization and hydrological conditions drive the spatial and temporal variability of microplastic pollution in the Garonne River. *Sci. Total Environ.* **769**: 144479.
- De Carvalho A.R., Imbert A., Parker B., Euphrasie A., Boulêtreau S., Britton J.R. & Cucherousset J. 2021b. Microplastic in angling baits as a cryptic source of contamination in European freshwaters. *Sci. Rep.* **11**: 11255.

De Santis V., Gutmann Roberts C. & Britton J.R. 2019. Influences of angler subsidies on the trophic ecology of European barbel *Barbus barbus*. *Fish. Res.* **214**: 35–44.

Demeneix B.A. 2020. How fossil fuel-derived pesticides and plastics harm health, biodiversity, and the climate. *Lancet Diabetes Endocrinol.* **8**: 462–464.

Díaz S., Pascual U., Stenseke M., Martín-López B., Watson R.T., Molnár Z., Hill R., Chan K.M.A., Baste I.A., Brauman K.A., Polasky S., Church A., Lonsdale M., Larigauderie A., Leadley P.W., van Oudenhoven A.P.E., van der Plaats F., Schröter M., Lavorel S., Aumeeruddy-Thomas Y., Bukvareva E., Davies K., Demissew S., Erpul G., Failler P., Guerra C.A., Hewitt C.L., Keune H., Lindley S. & Shirayama Y. 2018. Assessing nature's contributions to people. *Science.* **359**: 270–272.

Dong M., Luo Z., Jiang Q., Xing X., Zhang Q. & Sun Y. 2020. The rapid increases in microplastics in urban lake sediments. *Sci. Rep.* **10**: 848.

Dris R., Gasperi J., Rocher V., Saad M., Renault N. & Tassin B. 2015. Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris. *Environ. Chem.* **12**: 592–599.

Dris R., Imhof H.K., Löder M.G.J., Gasperi J., Laforsch C. & Tassin B. 2018. Microplastic Contamination in Freshwater Systems: Methodological Challenges, Occurrence and Sources. pp. 51–93. *Microplastic Contamination in Aquatic Environments*, Elsevier,

Dudgeon D., Arthington A.H., Gessner M.O., Kawabata Z.-I., Knowler D.J., Lévêque C., Naiman R.J., Prieur-Richard A.-H., Soto D., Stiassny M.L.J. & Sullivan C.A. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev.* **81**: 163.

Dunalska J.A., Gusiati Z.M., Zieliński R., Szymański D. & Sieńska J. 2016. Comparison of selected methods used in the assessment of contamination with heavy metals in littoral sediments of lakes. *Oceanol. Hydrobiol. Stud.* **45**: 493–504.

Eberle L.C. & Stanford J.A. 2010. Importance and seasonal availability of terrestrial invertebrates as prey for juvenile salmonids in floodplain spring brooks of the Kol River (Kamchatka, Russian Federation): terrestrial invertebrates as prey for floodplain salmonids. *River Res. Appl.* **26**: 682–694.

Eby L., Roach W., Crowder L. & Stanford J. 2006. Effects of stocking-up freshwater food webs. *Trends Ecol. Evol.* **21**: 576–584.

- Elser J.J., Fagan W.F., Denno R.F., Dobberfuhl D.R., Folarin A., Huberty A., Interlandi S., Kilham S.S., McCauley E., Schulz K.L., Siemann E.H. & Sterner R.W. 2000. Nutritional constraints in terrestrial and freshwater food webs. *Nature*. **408**: 578–580.
- Evangelista C., Boiche A., Lecerf A. & Cucherousset J. 2014. Ecological opportunities and intraspecific competition alter trophic niche specialization in an opportunistic stream predator. *J. Anim. Ecol.* **83**: 1025–1034.
- Evangelista C., Britton R.J. & Cucherousset J. 2015. Impacts of invasive fish removal through angling on population characteristics and juvenile growth rate. *Ecol. Evol.* **5**: 2193–2202.
- FAO 2018. Review of the state of the world fishery resources : inland fisheries. 397.
- Filella M. 2015. Questions of size and numbers in environmental research on microplastics: methodological and conceptual aspects. *Environ. Chem.* **12**: 527.
- Filipiak M. 2016. Pollen Stoichiometry May Influence Detrital Terrestrial and Aquatic Food Webs. *Front. Ecol. Evol.* **4**: .
- Fisher S.G. & Likens G.E. 1973. Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: An integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecol. Monogr.* **43**: 421–439.
- Foley C.J., Feiner Z.S., Malinich T.D. & Höök T.O. 2018. A meta-analysis of the effects of exposure to microplastics on fish and aquatic invertebrates. *Sci. Total Environ.* **631–632**: 550–559.
- Fox J. & Weisberg S. 2019. *An R Companion to Applied Regression*. Sage, Thousand Oaks (CA).
- France R.L. 1995. Differentiation between littoral and pelagic food webs in lakes using stable carbon isotopes. *Limnol. Oceanogr.* **40**: 1310–1313.
- Frost P.C., Tank S.E., Turner M.A. & Elser J.J. 2003. Elemental Composition of Littoral Invertebrates from Oligotrophic and Eutrophic Canadian Lakes. *J. North Am. Benthol. Soc.* **22**: 51–62.
- Garcia F., de Carvalho A.R., Riem-Galliano L., Tudesque L., Albignac M., ter Halle A. & Cucherousset J. 2021. Stable Isotope Insights into Microplastic Contamination within Freshwater Food Webs. *Env. Sci Technol.* **55**: 1024–1035.

Garrett G.P. 2002. Behavioral Modification of Angling Vulnerability in Largemouth Bass Through Selective Breeding. .

Gasith A. & Hosier A.D. 1976. Airborne litterfall as a source of organic matter in lakes. *Limnol. Oceanogr.* **21**: 253–258.

Genkai-Kato M. & Carpenter S.R. 2005. Eutrophication due to phosphorus recycling in relation to lake morphometry, temperature and macrophytes. *Ecology*. **86**: 210–219.

Gibb H., Stoklosa J., Warton D.I., Brown A.M., Andrew N.R. & Cunningham S.A. 2015. Does morphology predict trophic position and habitat use of ant species and assemblages?. *Oecologia*. **177**: 519–531.

Gouin T. 2020. Toward an Improved Understanding of the Ingestion and Trophic Transfer of Microplastic Particles: Critical Review and Implications for Future Research. *Environ. Toxicol. Chem.* **39**: 1119–1137.

Graham, Mark D., Vinebrooke, Rolf D., Turner, Michael, 2006. Coupling of boreal forests and lakes: Effects of conifer pollen on littoral communities, *Limnol. Oceanogr.*, **51** : 1524-1529

Gratton C. & Zanden M.J.V. 2009. Flux of aquatic insect productivity to land: comparison of lentic and lotic ecosystems. *Ecology*. **90**: 2689–2699.

Graymore M., Stagnitti F. & Allinson G. 2001. Impacts of atrazine in aquatic ecosystems. *Environ. Int.* **26**: 483–495.

Grbić J., Helm P., Athey S. & Rochman C. 2020. Microplastics entering northwestern Lake Ontario are diverse and linked to urban sources. *Water Res.* 115623.

Greeson P.E. 1969. Lake eutrophication : a natural process. *J. Am. Water Resour. Assoc.* **5**: 16–30.

Gupta J. 2010. A history of international climate change policy. *WIREs Clim. Change*. **1**: 636–653.

Gutmann Roberts C., Bašić T., Amat Trigo F. & Britton J.R. 2017. Trophic consequences for riverine cyprinid fishes of angler subsidies based on marine-derived nutrients. *Freshw. Biol.* **62**: 894–905.

- Hanachi P., Karbalaie S., Walker T.R., Cole M. & Hosseini S.V. 2019. Abundance and properties of microplastics found in commercial fish meal and cultured common carp (*Cyprinus carpio*). *Environ. Sci. Pollut. Res.* **26**: 23777–23787.
- Hanlon R.D.G. 1981. Allochthonous plant litter as a source of organic material in an oligotrophic lake (Llyn Frongoch). *Hydrobiologia*. **80**: 257–261.
- Hartmann N.B., Hüffer T., Thompson R.C., Hassellöv M., Verschoor A., Dagaard A.E., Rist S., Karlsson T., Brennholt N., Cole M., Herrling M.P., Hess M.C., Ivleva N.P., Lusher A.L. & Wagner M. 2019. Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. *Environ. Sci. Technol.* **53**: 1039–1047.
- Hecky R.E. & Kilham P. 1988. Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: A review of recent evidence on the effects of enrichment1: Nutrient enrichment. *Limnol. Oceanogr.* **33**: 796–822.
- Hejna M., Gottardo D., Baldi A., Dell’Orto V., Cheli F., Zaninelli M. & Rossi L. 2018. Review: Nutritional ecology of heavy metals. *Animal*. **12**: 2156–2170.
- Hipsey M., Bruce L.C. & Hamilton D.P. 2013. Aquatic Ecodynamics (AED) model library science manual. .
- Hipsey M.R., Bruce L.C., Boon C., Busch B., Carey C.C., Hamilton D.P., Hanson P.C., Read J.S., de Sousa E., Weber M. & Winslow L.A. 2019. A General Lake Model (GLM 3.0) for linking with high-frequency sensor data from the Global Lake Ecological Observatory Network (GLEON). *Geosci Model Dev.* **51**.
- Hoellein T.J., Shogren A.J., Tank J.L., Risteca P. & Kelly J.J. 2019. Microplastic deposition velocity in streams follows patterns for naturally occurring allochthonous particles. *Sci. Rep.* **9**: 3740.
- Hofland A. 2012. Alkyd resins: From down and out to alive and kicking. *Prog. Org. Coat.* **73**: 274–282.
- Horton A.A., Svendsen C., Williams R.J., Spurgeon D.J. & Lahive E. 2017. Large microplastic particles in sediments of tributaries of the River Thames, UK – Abundance, sources and methods for effective quantification. *Mar. Pollut. Bull.* **114**: 218–226.

- Huisman J., Codd G.A., Paerl H.W., Ibelings B.W., Verspagen J.M.H. & Visser P.M. 2018. Cyanobacterial blooms. *Nat. Rev. Microbiol.* **16**: 471–483.
- Huot Y., Babin M., Bruyant F., Grob C., Twardowski M.S. & Claustre H. 2007. Does chlorophyll-a provide the best index of phytoplankton biomass for primary productivity studies? .
- Imbert A., Cucherousset J., Parthuisot N. & Boulêtreau S. 2022. Elemental composition and microbial decomposition of different angling baits. *Fish. Manag. Ecol.* **29**: 552–559.
- Isles P.D.F. 2020. The misuse of ratios in ecological stoichiometry. *Ecology*. **101**: e03153.
- Isles P.D.F., Xu Y., Stockwell J.D. & Schroth A.W. 2017. Climate-driven changes in energy and mass inputs systematically alter nutrient concentration and stoichiometry in deep and shallow regions of Lake Champlain. *Biogeochemistry*. **133**: 201–217.
- Jabeen K., Su L., Li J., Yang D., Tong C., Mu J. & Shi H. 2017. Microplastics and mesoplastics in fish from coastal and fresh waters of China. *Environ. Pollut.* **221**: 141–149.
- Jackson A.L., Inger R., Parnell A.C. & Bearhop S. 2011. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER - Stable Isotope Bayesian Ellipses in R: Bayesian isotopic niche metrics. *J. Anim. Ecol.* **80**: 595–602.
- Jansson M., Bergström A.-K., Blomqvist P. & Drakare S. 2000. Allochthonous organic carbon and phytoplankton/bacterioplankton production relationships in lakes. *Ecology*. **81**: 3250–3255.
- Johnston F.D., Arlinghaus R. & Dieckmann U. 2013. Fish life history, angler behaviour and optimal management of recreational fisheries. *Fish Fish.* **14**: 554–579.
- Jung J.-W., Park J.-W., Eo S., Choi J., Song Y.K., Cho Y., Hong S.H. & Shim W.J. 2021. Ecological risk assessment of microplastics in coastal, shelf, and deep sea waters with a consideration of environmentally relevant size and shape. *Environ. Pollut.* **270**: 116217.
- Karami A., Golieskardi A., Choo C.K., Larat V., Karbalaee S. & Salamatinia B. 2018. Microplastic and mesoplastic contamination in canned sardines and sprats. *Sci. Total Environ.* **612**: 1380–1386.

- Karbalaei S., Golieskardi A., Watt D.U., Boiret M., Hanachi P., Walker T.R. & Karami A. 2020. Analysis and inorganic composition of microplastics in commercial Malaysian fish meals. *Mar. Pollut. Bull.* **150**: 110687.
- Karlsson J. 2007. Different carbon support for respiration and secondary production in unproductive lakes. *Oikos*. **116**: 1691–1696.
- Karlsson J., Berggren M., Ask J., Byström P., Jonsson A., Laudon H. & Jansson M. 2012. Terrestrial organic matter support of lake food webs: Evidence from lake metabolism and stable hydrogen isotopes of consumers. *Limnol. Oceanogr.* **57**: 1042–1048.
- Kayode-Afolayan S.D., Ahuekwe E.F. & Nwinyi O.C. 2022. Impacts of pharmaceutical effluents on aquatic ecosystems. *Sci. Afr.* **17**: e01288.
- Keith P., Persat H., Feunteun E. & Allardi J. 2011. Les poissons d'eau douce de France: revue, augmentée et mise à jour, 2 édition. Paris, France, Mèze - Muséum national d'histoire naturelle.
- Khan F.A. & Ansari A.A. 2005. Eutrophication: An Ecological Vision. *Bot. Rev.* **71**: 449–482.
- Kipperman B. & German A. 2018. The Responsibility of Veterinarians to Address Companion Animal Obesity. *Animals*. **8**: 143.
- Koehn J.D. 2004. Carp (*Cyprinus carpio*) as a powerful invader in Australian waterways. *Freshw. Biol.* **49**: 882–894.
- Koel T.M., Thomas N.A., Guy C.S., Doepke P.D., MacDonald D.J., Poole A.S., Sealey W.M. & Zale A.V. 2019. Organic Pellet Decomposition Induces Mortality of Lake Trout Embryos in Yellowstone Lake. *Trans. Am. Fish. Soc.* tafs.10208.
- Koelmans A.A., Mohamed Nor N.H., Hermesen E., Kooi M., Mintenig S.M. & De France J. 2019. Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. *Water Res.* **155**: 410–422.
- Kritzberg E., Cole J., Pace M. & Granéli W. 2005. Does autochthonous primary production drive variability in bacterial metabolism and growth efficiency in lakes dominated by terrestrial C inputs?. *Aquat. Microb. Ecol.* **38**: 103–111.
- Lennon J.T. 2004. Experimental evidence that terrestrial carbon subsidies increase CO₂ flux from lake ecosystems. *Oecologia*. **138**: 584–591.

- Lennox R.J., Alós J., Arlinghaus R., Horodysky A., Klefoth T., Monk C.T. & Cooke S.J. 2017. What makes fish vulnerable to capture by hooks? A conceptual framework and a review of key determinants. *Fish Fish.* **18**: 986–1010.
- Lepak J.M., Hooten M.B. & Johnson B.M. 2012. The influence of external subsidies on diet, growth and Hg concentrations of freshwater sport fish: implications for management and fish consumption advisories. *Ecotoxicology*. **21**: 1878–1888.
- Leroux S.J. & Loreau M. 2008. Subsidy hypothesis and strength of trophic cascades across ecosystems: Subsidies and trophic cascades. *Ecol. Lett.* **11**: 1147–1156.
- Lewin W.-C., Arlinghaus R. & Mehner T. 2006. Documented and Potential Biological Impacts of Recreational Fishing: Insights for Management and Conservation. *Rev. Fish. Sci.* **14**: 305–367.
- Li J., Liu H. & Paul Chen J. 2018. Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Res.* **137**: 362–374.
- Linfield R.S.J. 1980. Catchability and stock density of common Carp, *Cyprinus carpio* L. in a Lake Fishery. *Aquac. Res.* **11**: 11–22.
- Lockwood J. & Welbourne D. 2023. *Invasive species : a very short introduction*. Oxford University Press, New York.
- López-Rojo N., Pérez J., Alonso A., Correa-Araneda F. & Boyero L. 2020. Microplastics have lethal and sublethal effects on stream invertebrates and affect stream ecosystem functioning. *Environ. Pollut.* **259**: 113898.
- Lundberg J.G., Kottelat M., Smith G.R., Stiassny M.L.J. & Gill A.C. 2000. So Many Fishes, So Little Time: An Overview of Recent Ichthyological Discovery in Continental Waters. *Ann. Mo. Bot. Gard.* **87**: 26.
- Mainstone C.P. & Parr W. 2002. *Phosphorus in rivers : ecology and management*. .
- Mani T. & Burkhardt-Holm P. 2019. Seasonal microplastics variation in nival and pluvial stretches of the Rhine River – From the Swiss catchment towards the North Sea. *Sci. Total Environ.* 135579.

Mani T., Hauk A., Walter U. & Burkhardt-Holm P. 2015. Microplastics profile along the Rhine River. *Sci. Rep.* **5**: 17988.

Marcarelli A.M., Baxter C.V., Mineau M.M. & Hall R.O. 2011. Quantity and quality: unifying food web and ecosystem perspectives on the role of resource subsidies in freshwaters. *Ecology*. **92**: 1215–1225.

Markowitz E.M. & Shariff A.F. 2012. Climate change and moral judgement. *Nat. Clim. Change*. **2**: 243–247.

Martin A.M. 2007. Composting of seafood wastes. pp. 486–515. *Maximising the Value of Marine By-Products*, Elsevier,

Masclaux H., Perga M.-E., Kagami M., Desvillettes C., Bourdier G. & Bec A. 2013. How pollen organic matter enters freshwater food webs. *Limnol. Oceanogr.* **58**: 1185–1195.

Mason C.F. 1970. Snail populations, beech litter production, and the role of snails in litter decomposition. *Oecologia*. **5**: 215–239.

McGoran A.R., Cowie P.R., Clark P.F., McEvoy J.P. & Morritt D. 2018. Ingestion of plastic by fish: A comparison of Thames Estuary and Firth of Clyde populations. *Mar. Pollut. Bull.* **137**: 12–23.

McIntyre P.B., Flecker A.S., Vanni M.J., Hood J.M., Taylor B.W. & Thomas S.A. 2008. Fish distributions and nutrient cycling in streams: can fish create biogeochemical hotspots?. *Ecology*. **89**: 2335–2346.

McMeans B.C., McCann K.S., Humphries M., Rooney N. & Fisk A.T. 2015. Food Web Structure in Temporally-Forced Ecosystems. *Trends Ecol. Evol.* **30**: 662–672.

Mehner T., Rapp T., Monk C.T., Beck M.E., Trudeau A., Kiljunen M., Hilt S. & Arlinghaus R. 2019. Feeding Aquatic Ecosystems: Whole-Lake Experimental Addition of Angler's Ground Bait Strongly Affects Omnivorous Fish Despite Low Contribution to Lake Carbon Budget. *Ecosystems*. **22**: 346–362.

Merga L.B., Redondo-Hasselerharm P.E., Van den Brink P.J. & Koelmans A.A. 2020. Distribution of microplastic and small macroplastic particles across four fish species and sediment in an African lake. *Sci. Total Environ.* **741**: 140527.

- Messenger M.L., Lehner B., Cockburn C., Lamouroux N., Pella H., Snelder T., Tockner K., Trautmann T., Watt C. & Datry T. 2021. Global prevalence of non-perennial rivers and streams. *Nature*. **594**: 391–397.
- Nakano S. & Murakami M. 2001. Reciprocal subsidies: Dynamic interdependence between terrestrial and aquatic food webs. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **98**: 166–170.
- Naylor R.L., Goldburg R.J., Primavera J.H., Kautsky N., Beveridge M.C.M., Clay J., Folke C., Lubchenco J., Mooney H. & Troell M. 2000. Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature*. **405**: 1017–1024.
- Nematdoost Haghi B. & Banaee M. 2017. Effects of micro-plastic particles on paraquat toxicity to common carp (*Cyprinus carpio*): biochemical changes. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* **14**: 521–530.
- Niesar M., Arlinghaus R., Rennert B. & Mehner T. 2004. Coupling insights from a carp, *Cyprinus carpio*, angler survey with feeding experiments to evaluate composition, quality and phosphorus input of groundbait in coarse fishing. *Fish. Manag. Ecol.* **11**: 225–235.
- Nonogaki H., Nelson J.A. & Patterson W.P. 2006. Dietary histories of herbivorous loricariid catfishes: evidence from $\delta^{13}\text{C}$ values of otoliths. *Environ. Biol. Fishes.* **78**: 13–21.
- Olsson K., Stenroth P., Nyström P. & Granéli W. 2009. Invasions and niche width: does niche width of an introduced crayfish differ from a native crayfish?. *Freshw. Biol.* **54**: 1731–1740.
- Onaolapo A.Y. & Onaolapo O.J. 2018. Food additives, food and the concept of ‘food addiction’: Is stimulation of the brain reward circuit by food sufficient to trigger addiction? *Pathophysiology.* **25**: 263–276.
- Oro D., Genovart M., Tavecchia G., Fowler M.S. & Martínez-Abraín A. 2013. Ecological and evolutionary implications of food subsidies from humans. *Ecol. Lett.* **16**: 1501–1514.
- P. McPhee D., Leadbitter D. & A. Skilleter G. 2002. Swallowing the bait: is recreational fishing in Australia ecologically sustainable?. *Pac. Conserv. Biol.* **8**: 40.
- Parfitt J., Barthel M. & Macnaughton S. 2010. Food waste within food supply chains: quantification and potential for change to 2050. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* **365**: 3065–3081.

- Park T.-J., Lee S.-H., Lee M.-S., Lee J.-K., Lee S.-H. & Zoh K.-D. 2020. Occurrence of microplastics in the Han River and riverine fish in South Korea. *Sci. Total Environ.* **708**: 134535.
- Parker B., Andreou D., Green I.D. & Britton J.R. 2021. Microplastics in freshwater fishes: Occurrence, impacts and future perspectives. *Fish Fish.* **22**: 467–488.
- Parkos Iii J.J., Santucci, Jr. V.J. & Wahl D.H. 2003. Effects of adult common carp (*Cyprinus carpio*) on multiple trophic levels in shallow mesocosms. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **60**: 182–192.
- Parnell A. & Inger R. 2016. Stable isotope mixing models in R with Simmr. .
- Pegado T. de S. e S., Schmid K., Winemiller K.O., Chelazzi D., Cincinelli A., Dei L. & Giarrizzo T. 2018. First evidence of microplastic ingestion by fishes from the Amazon River estuary. *Mar. Pollut. Bull.* **133**: 814–821.
- Pereira D.L. & Hansen M.J. 2003. A Perspective on Challenges to Recreational Fisheries Management: Summary of the Symposium on Active Management of Recreational Fisheries. *North Am. J. Fish. Manag.* **23**: 1276–1282.
- Piccioni F., Vinçon-Leite B., Le M.-H. & Casenave C. 2021. Aquatic ecological modelling with TELEMAC3D: performance of the ecological library AED2 in a natural ecosystem. 168–174.
- Piccioni F., Vinçon-Leite B., Le M.-H. & Goutal N. 2019. Telemac3D for aquatic ecological modelling: calibration of the coupled ecological library AED2.
- Pilecky M., Mathieu-Resuge M., Závorka L., Fehlinger L., Winter K., Martin-Creuzburg D. & Kainz M.J. 2022. Common carp (*Cyprinus carpio*) obtain omega-3 long-chain polyunsaturated fatty acids via dietary supply and endogenous bioconversion in semi-intensive aquaculture ponds. *Aquaculture.* **561**: 738731.
- Pinheiro C., Oliveira U. & Vieira M. 2017. Occurrence and Impacts of Microplastics in Freshwater Fish. *J. Aquac. Mar. Biol.* **5**: .
- Polis G.A., Anderson W.B. & Holt R.D. 1997. Toward an integration of landscape and food web ecology: the dynamics of spatially subsidized food webs. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **28**: 289–316.

Post D.M. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position : models, methods and assumptions. *Ecology*. **83**: 703–718.

Post J.R., Sullivan M., Cox S., Lester N.P., Walters C.J., Parkinson E.A., Paul A.J., Jackson L. & Shuter B.J. 2002. Canada's Recreational Fisheries: The Invisible Collapse? *Fisheries*. **27**: 6–17.

Prata J.C., Paço A., Reis V., da Costa J.P., Fernandes A.J.S., da Costa F.M., Duarte A.C. & Rocha-Santos T. 2020. Identification of microplastics in white wines capped with polyethylene stoppers using micro-Raman spectroscopy. *Food Chem*. **331**: 127323.

Premke K., Fischer P., Hempel M. & Rothhaupt K.-O. 2010. Ecological studies on the decomposition rate of fish carcasses by benthic organisms in the littoral zone of Lake Constance, Germany. *Ann. Limnol. - Int. J. Limnol*. **46**: 157–168.

R Core Team 2019. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

R Core Team and contributors worldwide 2018. The R Stats Package. .

Radinger J., Matern S., Klefoth T., Wolter C., Feldhege F., Monk C.T. & Arlinghaus R. 2023. Ecosystem-based management outperforms species-focused stocking for enhancing fish populations. *Science*. **379**: 946–951.

Rahman M.M. 2015. Role of common carp (*Cyprinus carpio*) in aquaculture production systems. *Front. Life Sci*. **8**: 399–410.

Ramos J., Barletta M. & Costa M. 2012. Ingestion of nylon threads by Gerreidae while using a tropical estuary as foraging grounds. *Aquat. Biol*. **17**: 29–34.

Rapp T., Meinelt T., Krüger A. & Arlinghaus R. 2008. Acute toxicity of preservative chemicals in organic baits used in carp, *Cyprinus carpio*, recreational fishing. *Fish. Manag. Ecol*. **15**: 163–166.

Rasband W.S. 1997. ImageJ. U. S. National Institutes of Health, Bethesda, Maryland, USA. <https://imagej.nih.gov/ij/>.

Reddy K.R. & DeBusk W.F. 1991. Decomposition of water hyacinth detritus in eutrophic lake water. *Hydrobiologia*. **211**: 101–109.

- Redondo-Hasselerharm P.E., Gort G., Peeters E.T.H.M. & Koelmans A.A. 2020. Nano- and microplastics affect the composition of freshwater benthic communities in the long term. *Sci. Adv.* **6**: eaay4054.
- Reynolds T.W., Bostrom A., Read D. & Morgan M.G. 2010. Now What Do People Know About Global Climate Change? Survey Studies of Educated Laypeople: Now What Do People Know About Global Climate Change?. *Risk Anal.* **30**: 1520–1538.
- Richardson J.S. & Sato T. 2015. Resource subsidy flows across freshwater-terrestrial boundaries and influence on processes linking adjacent ecosystems. *Ecohydrology*. **8**: 406–415.
- Robinson R. 1955. L'acrasie, selon Aristote. pp. 261–280.
- Roch S., Friedrich C. & Brinker A. 2020. Uptake routes of microplastics in fishes: practical and theoretical approaches to test existing theories. *Sci. Rep.* **10**: 3896.
- Roch S., Walter T., Ittner L.D., Friedrich C. & Brinker A. 2019. A systematic study of the microplastic burden in freshwater fishes of south-western Germany - Are we searching at the right scale?. *Sci. Total Environ.* **689**: 1001–1011.
- Rochman C.M. 2018. Microplastics research—from sink to source. *Science*. **360**: 28–29.
- Rochman C.M. & Hoellein T. 2020. The global odyssey of plastic pollution. *Science*. **368**: 1184–1185.
- Rødland E.S., Okoffo E.D., Rauert C., Heier L.S., Lind O.C., Reid M., Thomas K.V. & Meland S. 2020. Road de-icing salt: Assessment of a potential new source and pathway of microplastics particles from roads. *Sci. Total Environ.* **738**: 139352.
- Roh H., Park J., Kim A., Kim N., Lee Y., Kim B.S., Vijayan J., Lee M.K., Park C.-I. & Kim D.-H. 2020. Overfeeding-Induced Obesity Could Cause Potential Immuno-Physiological Disorders in Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Animals*. **10**: 1499.
- Rolls R.J., Hayden B. & Kahilainen K.K. 2017. Conceptualising the interactive effects of climate change and biological invasions on subarctic freshwater fish. *Ecol. Evol.* **7**: 4109–4128.
- Rösel S., Rychła A., Wurzbacher C. & Grossart H.-P. 2012. Effects of pollen leaching and microbial degradation on organic carbon and nutrient availability in lake water. *Aquat. Sci.* **74**: 87–99.

RStudio Team 2020. RStudio: Integrated Development for R.

Ryan M.G., Watkins L. & Walter M.T. 2019. Hudson River juvenile Blueback herring avoid ingesting microplastics. *Mar. Pollut. Bull.* **146**: 935–939.

Sala O.E., Stuart Chapin F., Iii, Armesto J.J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Huber-Sanwald E., Huenneke L.F., Jackson R.B., Kinzig A., Leemans R., Lodge D.M., Mooney H.A., Oesterheld M., Poff N.L., Sykes M.T., Walker B.H., Walker M. & Wall D.H. 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*. **287**: 1770–1774.

Salerno M., Berlino M., Mangano M.C. & Sarà G. 2021. Microplastics and the functional traits of fishes: A global meta-analysis. *Glob. Change Biol.* **27**: 2645–2655.

Sardans J., Rivas-Ubach A. & Peñuelas J. 2011. Factors affecting nutrient concentration and stoichiometry of forest trees in Catalonia (NE Spain). *For. Ecol. Manag.* **262**: 2024–2034.

Schindler D.E. & Smits A.P. 2017. Subsidies of Aquatic Resources in Terrestrial Ecosystems. *Ecosystems*. **20**: 78–93.

Schindler D.W., Carpenter S.R., Chapra S.C., Hecky R.E. & Orihel D.M. 2016. Reducing Phosphorus to Curb Lake Eutrophication is a Success. *Environ. Sci. Technol.* **50**: 8923–8929.

Schultz S., Koussoroplis A., Changizi-Magrhoor Z., Watzke J. & Kainz M.J. 2015. Fish oil-based finishing diets strongly increase long-chain polyunsaturated fatty acid concentrations in farm-raised common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Aquac. Res.* **46**: 2174–2184.

Siegfried M., Koelmans A.A., Besseling E. & Kroeze C. 2017. Export of microplastics from land to sea. A modelling approach. *Water Res.* **127**: 249–257.

Skalska K., Ockelford A., Ebdon J.E. & Cundy A.B. 2020. Riverine microplastics: Behaviour, spatio-temporal variability, and recommendations for standardised sampling and monitoring. *J. Water Process Eng.* **38**: 101600.

Smith V.H. 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **10**: 126–139.

Sondergaard M., Jensen P.J. & Jeppesen E. 2001. Retention and Internal Loading of Phosphorus in Shallow eutrophic Lakes. *Sci. World J.* **1**: 427–442.

- Song Y.K., Hong S.H., Jang M., Kang J.-H., Kwon O.Y., Han G.M. & Shim W.J. 2014. Large Accumulation of Micro-sized Synthetic Polymer Particles in the Sea Surface Microlayer. *Environ. Sci. Technol.* **48**: 9014–9021.
- Staeher P.A., Sand-Jensen K., Raun A.L., Nilsson B. & Kidmose J. 2010. Drivers of metabolism and net heterotrophy in contrasting lakes. *Limnol. Oceanogr.* **55**: 817–830.
- Staley Z.R., Harwood V.J. & Rohr J.R. 2015. A synthesis of the effects of pesticides on microbial persistence in aquatic ecosystems. *Crit. Rev. Toxicol.* **45**: 813–836.
- Stephens P.A. & Sutherland W.J. 1999. Consequences of the Allee effect for behaviour, ecology and conservation. *Trends Ecol. Evol.* **14**: 401–405.
- Su L., Sharp S.M., Pettigrove V.J., Craig N.J., Nan B., Du F. & Shi H. 2020. Superimposed microplastic pollution in a coastal metropolis. *Water Res.* **168**: 115140.
- Tran Khac V., Hong Y., Plec D., Lemaire B., Dubois P., Saad M. & Vinçon-Leite B. 2018. An Automatic Monitoring System for High-Frequency Measuring and Real-Time Management of Cyanobacterial Blooms in Urban Water Bodies. *Processes.* **6**: 11.
- Trippel E.A. 1998. Egg Size and Viability and Seasonal Offspring Production of Young Atlantic Cod. *Trans. Am. Fish. Soc.* **127**: 339–359.
- Twining C.W., Brenna J.T., Lawrence P., Winkler D.W., Flecker A.S. & Hairston N.G. 2019. Aquatic and terrestrial resources are not nutritionally reciprocal for consumers. *Funct. Ecol.* **33**: 2042–2052.
- Vinçon-Leite B. & Casenave C. 2019. Modelling eutrophication in lake ecosystems: A review. *Sci. Total Environ.* **651**: 2985–3001.
- Vörösmarty C.J., McIntyre P.B., Gessner M.O., Dudgeon D., Prusevich A., Green P., Glidden S., Bunn S.E., Sullivan C.A., Liermann C.R. & Davies P.M. 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature.* **467**: 555–561.
- Warrack S., Challis J.K., Hanson M.L. & Rennie M.D. 2018. Microplastics Flowing into Lake Winnipeg: Densities, Sources, Flux, and Fish Exposures. *Proc. Manito. Undergrad. Sci. Eng. Res. Vol 3 (2017): PMUSER.*

Weber M.J. & Brown M.L. 2013. Continuous, pulsed and disrupted nutrient subsidy effects on ecosystem productivity, stability, and energy flow. *Ecosphere*. **4**: art27.

Weber M.J. & Brown M.L. 2013. Spatiotemporal Variation of Juvenile Common Carp Foraging Patterns as Inferred from Stable Isotope Analysis. *Trans. Am. Fish. Soc.* **142**: 1179–1191.

Wedekind H., Hilge V. & Steffens W. 2001. Present status, and social and economic significance of inland fisheries in Germany. *Fish. Manag. Ecol.* **8**: 405–414.

Welden N.A., Abylkhani B. & Howarth L.M. 2018. The effects of trophic transfer and environmental factors on microplastic uptake by plaice, *Pleuronectes platessa*, and spider crab, *Maja squinado*. *Environ. Pollut.* **239**: 351–358.

Wenzel A., Bergström A.-K., Jansson M. & Vrede T. 2012. Poor direct exploitation of terrestrial particulate organic material from peat layers by *Daphnia galeata*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **69**: 1870–1880.

Wickham H. 2011. *ggplot2*. Wiley Interdiscip. Rev. Comput. Stat. **3**: 180–185.

Withers P., Neal C., Jarvie H. & Doody D. 2014. Agriculture and Eutrophication: Where Do We Go from Here?. *Sustainability*. **6**: 5853–5875.

Wolos A., Teodorowicz M. & Grabowska K. 1992. Effect of ground-baiting on anglers' catches and nutrient budget of water bodies as exemplified by Polish lakes. *Aquaculture and Fisheries Management*. **23**: 499–509.

Wu H., Chen J., Xu J., Zeng G., Sang L., Liu Q., Yin Z., Dai J., Yin D., Liang J. & Ye S. 2019. Effects of dam construction on biodiversity: A review. *J. Clean. Prod.* **221**: 480–489.

Xia X. 2020. Polyvinyl chloride microplastics induce growth inhibition and oxidative stress in *Cyprinus carpio* var. larvae. *Sci. Total Environ.* **8**.

Yang L.H., Bastow J.L., Spence K.O. & Wright A.N. 2008. What can we learn from resource pulses ?. *Ecology*. **89**: 621–634.

Young M.A.L., Foale S. & Bellwood D.R. 2016. Why do fishers fish? A cross-cultural examination of the motivations for fishing. *Mar. Policy*. **66**: 114–123.

Závorka L., Blanco A., Chaguaceda F., Cucherousset J., Killen S.S., Liénart C., Mathieu-Resuge M., Němec P., Pilecky M., Scharnweber K., Twining C.W. & Kainz M.J. 2023. The role of vital dietary biomolecules in eco-evo-devo dynamics. *Trends Ecol. Evol.* **38**: 72–84.

Zhang D., Hui D., Luo Y. & Zhou G. 2008. Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. *J. Plant Ecol.* **1**: 85–93.

Zhang J., Wang L. & Kannan K. 2019. Polyethylene Terephthalate and Polycarbonate Microplastics in Pet Food and Feces from the United States. *Environ. Sci. Technol.* **53**: 12035–12042.

Zhang Y., Luo P., Zhao S., Kang S., Wang P., Zhou M. & Lyu J. 2020. Control and remediation methods for eutrophic lakes in the past 30 years. *Water Sci. Technol.* **81**: 1099–1113.

Zhang Y., Song C., Ji L., Liu Y., Xiao J., Cao X. & Zhou Y. 2018. Cause and effect of N/P ratio decline with eutrophication aggravation in shallow lakes. *Sci. Total Environ.* **627**: 1294–1302.

Zhao T., Grenouillet G., Pool T., Tudesque L. & Cucherousset J. 2016. Environmental determinants of fish community structure in gravel pit lakes. *Ecol. Freshw. Fish.* **25**: 412–421.

2020. Available at: <http://polymerdatabase.com/home.html>.

Annexes

Annexe I.1.1 – Detail of CNP composition, stoichiometry, leaching, decomposition and bacteria concentration for all bait models.

Type	Model	%C	%N	%P	C:N ratio	N:P ratio	Leaching (%)	Decomposition (k.day ⁻¹)	Bacteria concentration (cells/mL)
Leaves	FP	43.3 ± 1.4	1.0 ± 0.4	0.07 ± 0.02	48.6 ± 15.6	14.9 ± 4.4	9.2 ± 0.9	0.0058 ± 0.0013	6041139 ± 4901522
Seeds	S1	45.8 ± 0.8	2.1 ± 0	0.3 ± 0	21.7 ± 0.4	6.5 ± 0.6	12.5 ± 1.3	0.023 ± 0.0048	19776655 ± 538532
	S2	41.6 ± 3.8	0.9 ± 0	0.3 ± 0.2	43.7 ± 3.1	3.8 ± 2.2	1.4 ± 1.2	0.0078 ± 0.0019	20241811 ± 776735
	S3	53.1 ± 0.5	0.6 ± 0	0 ± 0	85.8 ± 3.4	8 ± 0.6	16.6 ± 2.0	0.0062 ± 0.0069	20652891 ± 5879974
	S4	41.3 ± 0.6	5.7 ± 0.5	0.1 ± 0	7.2 ± 0.5	33.8 ± 7.2			
	S5	59.3 ± 1.0	4.2 ± 0.2	0.3 ± 0	14.1 ± 0.8	11.5 ± 0.8			
	S6	43.6 ± 2.0	1.2 ± 0	0.2 ± 0	35.4 ± 1.3	5.5 ± 0.5			
Groundbaits	G1	38.7 ± 0.3	1.6 ± 0	0.2 ± 0	23.9 ± 0.9	6.6 ± 1.3	49.2 ± 2.1	0.061 ± 0.0009	20912667 ± 2650622
	G2	37.1 ± 2.8	1.5 ± 0.2	0.5 ± 0.1	23.7 ± 1.7	3.3 ± 1	49.3 ± 2.8	0.033 ± 0.0029	19482027 ± 1539582
	G3	45.2 ± 4.8	1.8 ± 0.1	0.5 ± 0.3	24.6 ± 3.5	4.2 ± 1.8	50.8 ± 1.4	0.034 ± 0.0083	22898637 ± 3279979
	G4	37.4 ± 3.4	1.5 ± 0.2	0.3 ± 0	23.6 ± 1.5	4.8 ± 0.5			
	G5	38.3 ± 1.8	1.4 ± 0	0.3 ± 0	25.9 ± 0.8	4.8 ± 0			
	G6	42.2 ± 1.0	1.8 ± 0	0.4 ± 0	22.9 ± 0.4	4.1 ± 0			
	G7	39.9 ± 0.9	1.6 ± 0	0.2 ± 0	24.6 ± 0.1	6.5 ± 0.1			
	G8	39.8 ± 2.1	2.4 ± 0.1	0.3 ± 0	16.4 ± 0.2	6.1 ± 0			
	G9	45 ± 0.5	2.0 ± 0	0.2 ± 0	21.9 ± 0.1	8.6 ± 0.9			
Boilies	B1	44.9 ± 1.7	1.7 ± 0	0.6 ± 0	25.6 ± 1.7	2.6 ± 0.1	8.9 ± 0.7	0.036 ± 0.009	22406458 ± 2499796

	B2	45.1 ± 1.3	5.1 ± 0	0.8 ± 0	8.8 ± 0.1	5.9 ± 0.2	19.4 ± 2.9	0.021 ± 0.001	24057407 ± 776244
	B3	43.5 ± 2.7	2.1 ± 0	0.4 ± 0	20.5 ± 1.4	5.1 ± 0.8	12.9 ± 0.3	0.030 ± 0.010	24070966 ± 2459234
	B4	43.8 ± 0.7	5.9 ± 0.1	0.7 ± 0	7.3 ± 0	8.3 ± 0.3			
	B5	45.8 ± 0.1	1.9 ± 0	0.5 ± 0	23.7 ± 0.1	3.6 ± 0.6			
	B6	43.2 ± 7.6	2.7 ± 0.4	0.2 ± 0	15.9 ± 0.1	10 ± 2.4			
	B7	45 ± 1.4	1.7 ± 0	0.5 ± 0	25.9 ± 0.6	3.1 ± 0.1			
	B8	44.5 ± 1.4	1.8 ± 0	0.5 ± 0	23.9 ± 1	3.3 ± 0			
Pellets	P1	44.6 ± 1	5.4 ± 0.1	1.7 ± 0	8.2 ± 0.4	3.1 ± 0	22.5 ± 1.0	0.023 ± 0.0025	6005434 ± 2704348
	P2	46.6 ± 0.8	6.4 ± 0.1	1.4 ± 0.2	7.2 ± 0	4.4 ± 0.5	19.0 ± 0.9	0.033 ± 0.0049	23764539 ± 2239152
	P3	45.4 ± 1	5.5 ± 0	1.2 ± 0	8.2 ± 0.2	4.5 ± 0.2	22.1 ± 1.1	0.033 ± 0.0033	27718490 ± 1472444
	P4	50.5 ± 0.3	2.7 ± 0	0.4 ± 0	18.1 ± 0.3	6.2 ± 0.4			
	P5	46.3 ± 0.6	7.0 ± 0.2	1.3 ± 0	6.5 ± 0.2	5.3 ± 0.2			

Annexe I.2.1 – List and characteristics of the angling baits analysed in the present study.

Category	Product	Company	Bags purchased (n)	Bag mass (kg)	Reported ingredients	C:N ratio (mean ± sd) (n = 3)	MP concentration (mean ± sd) (MP.kg ⁻¹ / mg.kg ⁻¹) (n = 10)
Groundbaits	G1	A	1	5	6	23.91 ± 0.92	59.8 ± 84.1 / 7.99 ± 13.9
	G2	B	2	2.5	3	23.70 ± 1.79	60.0 ± 96.6 / 6.92 ± 11.3
	G3	C	5	1	2	24.66 ± 3.58	9.99 ± 31.6 / 2.01 ± 6.35
	G4	A	1	2	10	21.91 ± 0.14	20.0 ± 42.2 / 42.7 ± 90.5
	G5	C	1	1	2	20.52 ± 0.68	0 ± 0 / 0 ± 0
	G6	B	1	0.85	3	22.15 ± 0.33	49.7 ± 52.4 / 25.4 ± 62.0
Boilies	B1	A	1	10	0	25.62 ± 1.79	9.93 ± 31.4 / 4.27 ± 13.5
	B2	D	1	5	15	8.82 ± 0.13	49.8 ± 84.6 / 10.7 ± 22.4
	B3	E	1	10	6	20.52 ± 1.42	0 ± 0 / 0 ± 0

Pellets	B4	E	1	1	3	7.40 ± 0.06	$0 \pm 0 / 0 \pm 0$
	B5	A	1	1	3	23.79 ± 0.19	$9.95 \pm 31.5 / 5.19 \pm 16.4$
	B6	F	1	2	8	15.97 ± 0.16	$9.67 \pm 30.6 / 3.30 \pm 10.4$
	P1	C	5	0.75	6	8.21 ± 0.42	$0 \pm 0 / 0 \pm 0$
	P2	A	1	10	6	7.21 ± 0.08	$0 \pm 0 / 0 \pm 0$
	P3	E	3	2	2	8.22 ± 0.25	$0 \pm 0 / 0 \pm 0$
	P4	C	1	1	4	18.12 ± 0.38	$0 \pm 0 / 0 \pm 0$

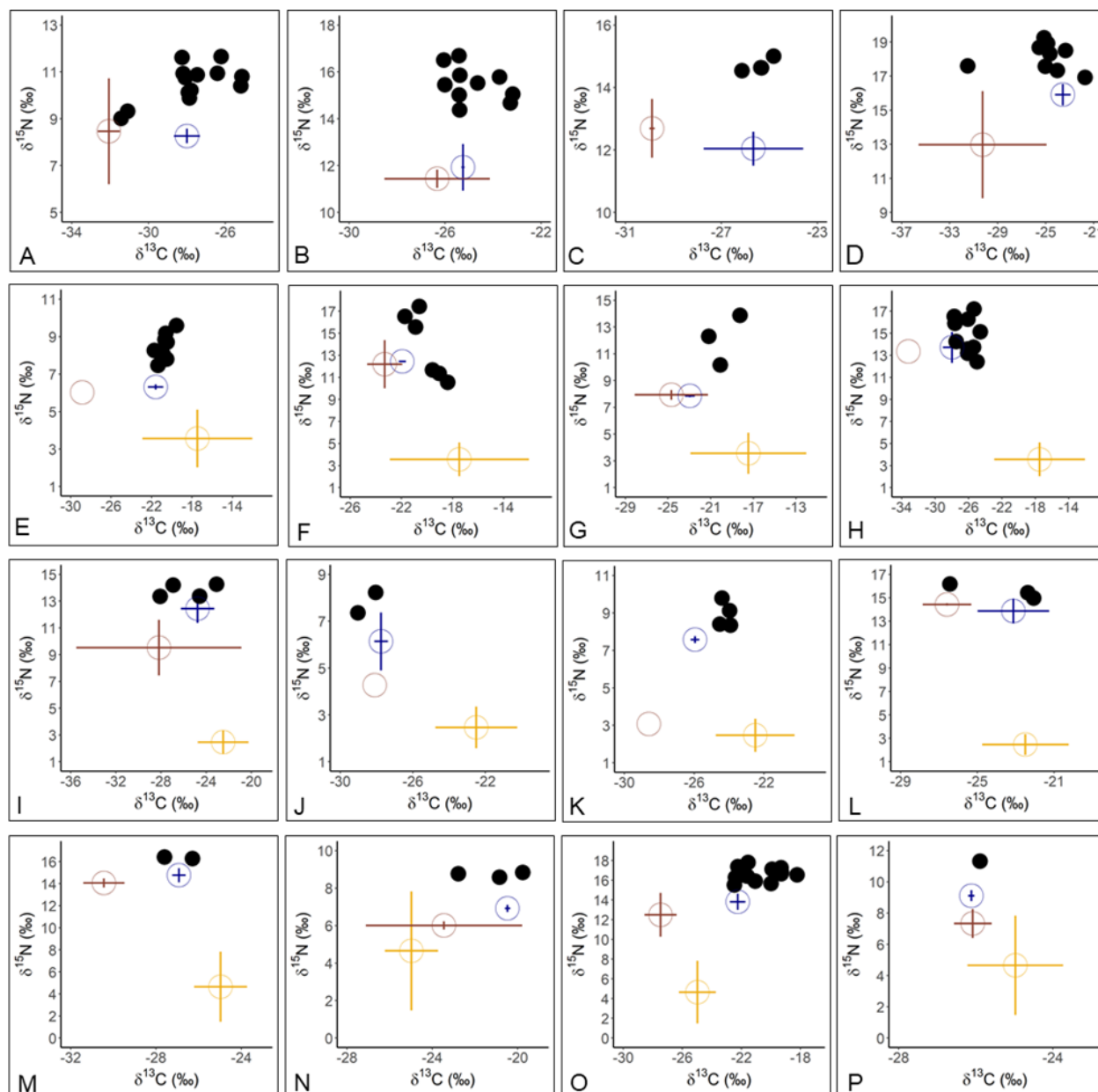
Annexe I.2.2 – Polymer composition of angling bait packaging and of microplastics observed in each model.

Category	Product	Packaging composition	Microplastic
Groundbaits	G1	polyethylene terephthalate	polypropylene (n = 1), polyvinylester (n = 2), additives (n = 3)
	G2	polyethylene	polyethylene (n = 4), polyvinylester (n = 2)
	G3	polyethylene terephthalate	additive (n = 1)
	G4	polyethylene terephthalate	additives (n = 2)
	G5	polyethylene terephthalate	None
	G6	polyethylene terephthalate	polyethylene (n = 4), additive (n = 1)
Boilies	B1	polyethylene	polyethylene (n = 1)
	B2	polyethylene	polyethylene (n = 1), polyvinylester (n = 2) additives (n = 2)
	B3	polyethylene	None
	B4	polyethylene terephthalate	None
	B5	polyethylene terephthalate	polyacrylate (n = 1)
	B6	polyethylene terephthalate	polypropylene (n = 1)
Pellets	P1	polyethylene terephthalate	None
	P2	polyethylene	None
	P3	polyethylene terephthalate	None
	P4	polyethylene	None

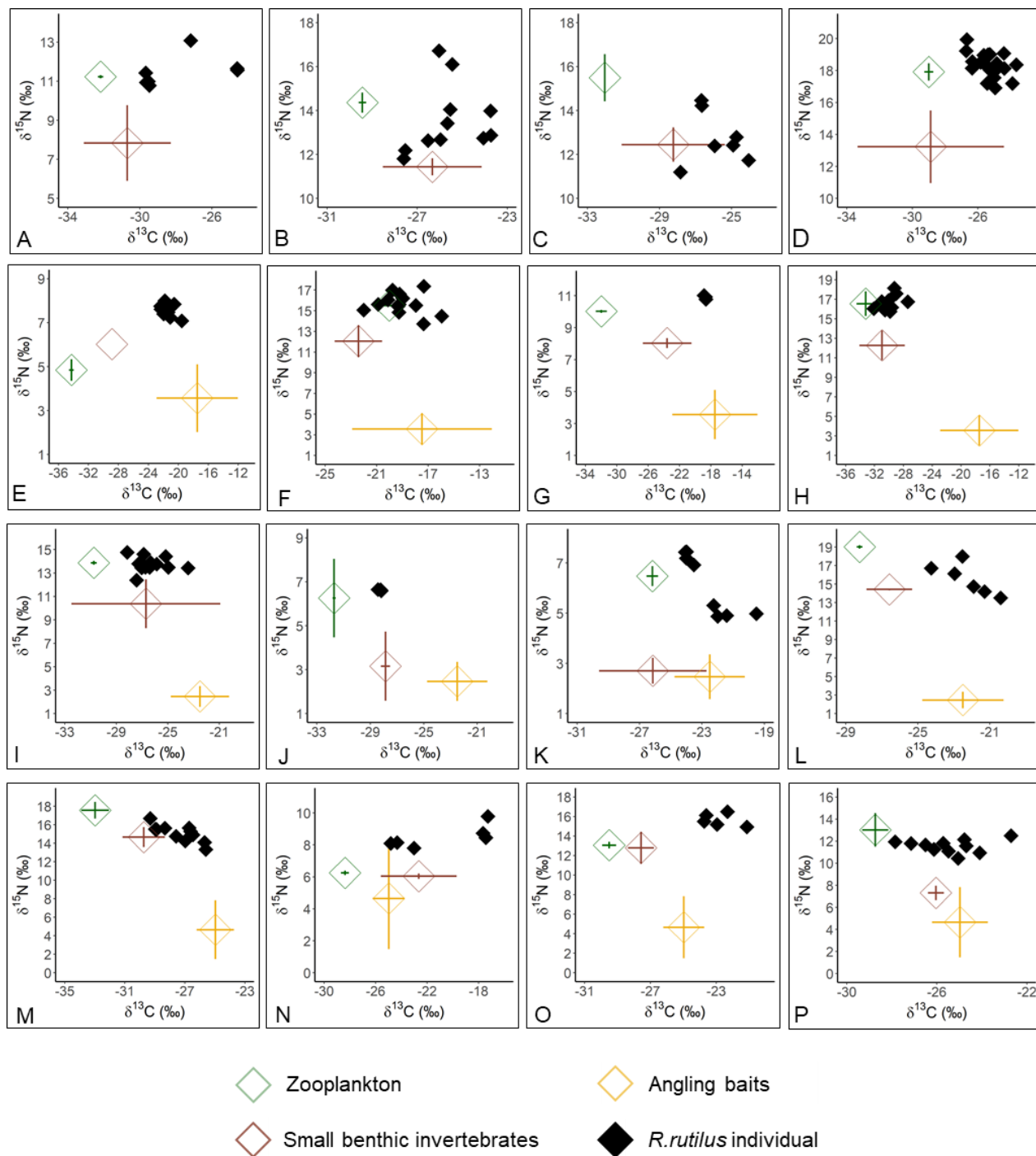
Annexe II.3.1 – Sampling year and number of *C. carpio* and *R. rutilus* used for stable isotope analyses in each gravel pit lake.

Fishery type	Lake	Sampling year	<i>C. carpio</i> (n)	<i>R. rutilus</i> (n)
Control	A	2019	13	7
Control	B	2021	10	11
Control	C	2021	4	7
Control	D	2013	10	20
Specialised carp	E	2021	9	10
Specialised carp	F	2018	6	13
Specialised carp	G	2018	3	3
Specialised carp	H	2013	10	11
Specialised roach	I	2013	4	12
Specialised roach	J	2016	2	3
Specialised roach	K	2013	4	8
Specialised roach	L	2016	3	6
Put-and-take	M	2021	2	11
Put-and-take	N	2017	3	6
Put-and-take	O	2013	15	5
Put-and-take	P	2019	1	11

Annexe II.3.2 – Stable isotopes values ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) of *C. carpio* individuals, their natural preys and angling baits in the 16 gravel pit lakes: control lakes (A to D), specialised carp (E to H), specialised roach (I to L) and put-and-take (M to P) fisheries.



Annexe II.3.3 – Stable isotopes values ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) of *R. rutilus* individuals, their natural preys and angling baits in the 16 gravel pit lakes: control lakes (A to D), specialised carp (E to H), specialised roach (I to L) and put-and-take (M to P) fisheries.



Annexe II.4.1 - Details of AED2 parameters values

```
#####
&aed_models
models = 'aed_tracer',
'aed_noncohesive',
'aed_oxygen',
'aed_carbon',
'aed_silica',
'aed_nitrogen',
'aed_phosphorus',
'aed_organic_matter',
'aed_phytoplankton',
!'aed_zooplankton',
!'aed_bivalve',
'aed_totals'
#####
&aed_tracer
!-- Optional retention time tracer
retention_time = .true.
!-- Select number of tracers and their
decay/sedflux/light properties
num_tracers = 1
decay = 0,0
Fsed = 0,0
/
#####
&aed_noncohesive
!-- Select SS groups and their light attenuation
num_ss = 1
ss_initial = 1,1
Ke_ss = 0.06,0.063
!-- Configure particle settling
settling = 1
w_ss = -0.03,-0.001

d_ss = 2e-6,1e-5
rho_ss = 1.5e3,1.8e3
!-- Configure sediment resuspension
resuspension = 0
epsilon = 0.0070
tau_0 = 0.03, 0.03
tau_r = 1.0
Ktau_0 = 0.001
macrophyte_link_var = "
!-- Configure sediment mass
simSedimentMass= .true.
fs = 0.4,0.4
sed_porosity = 0.6
/
#####
&aed_oxygen
oxy_initial = 225.0
Fsed_oxy = -20.0 !mmol O2/m2/day -20 - -
80
Ksed_oxy = 50.0
theta_sed_oxy = 1.08
/
#####
&aed_carbon
!-- DIC & pH
dic_initial = 1600.5
Fsed_dic = 3.0
Ksed_dic = 20.0
theta_sed_dic = 1.08
!Fsed_dic_variable = 'Fsed_dic'
pH_initial = 7.5
atm_co2 = 370e-6 !atm
co2_model = 1
```

```

alk_mode = 1
ionic = 0.1
co2_piston_model = 1
!-- CH4
ch4_initial = 27.6
Rch4ox = 0.01
Kch4ox = 0.5
vTch4ox = 1.08
Fsed_ch4 = 0.5
Ksed_ch4 = 100.0
theta_sed_ch4 = 1.08
methane_reactant_variable = 'OXY_oxy'
!Fsed_ch4_variable = 'Fsed_ch4'
atm_ch4 = 1.76e-6 !atm
ch4_piston_model = 1
/
!#####
&aed_silica
rsi_initial = 12.5
Fsed_rsi = 1.8
Ksed_rsi = 50.0
theta_sed_rsi = 1.08
silica_reactant_variable='OXY_oxy'
/
!#####
&aed_nitrogen
!-- Initial values
amm_initial = 0.5 ! 12.7
nit_initial = 1 ! 23.5
n2o_initial = 1 ! 23.5
!-- Nitrification
Rnitrif = 0.1
Knitrif = 78.1
theta_nitrif = 1.08
nitrif_reactant_variable = 'OXY_oxy'
nitrif_ph_variable = "

```

```

simNitrfpH = .false.
Rnh4o2 = 1.0 ! same as Rnitrif?
Rno2o2 = 1.0
!-- N2O reactionss
simN2O = 0
Rn2o = 0.05
Kpart_ammox = 1.0
Kin_deamm = 1.0
atm_n2o = 0.32e-6 ! atm
n2o_piston_model = 4
!-- Annamox
Rnh4no2 = 1.0 ! same as Ranammox?
kanammox = 0.001
Kanmx_nit = 2.0
Kanmx_amm = 2.0
!-- De-nitrification
Rdenit = 0.26
Kdenit = 2.0
theta_denit = 1.08
Rdnra = 0.01,
Kdnra_oxy = 2.0,
!-- Atmospheric deposition
simDryDeposition = .true.
atm_din_dd = 0.5
simWetDeposition = .true.
atm_din_conc = 0.5
!-- Sediment fluxes
Fsed_amm = 3.5
Ksed_amm = 25.0
Fsed_nit = -0.5
Ksed_nit = 100.0
Fsed_n2o = 0.0
Ksed_n2o = 100.0
theta_sed_amm = 1.08
theta_sed_nit = 1.08
!Fsed_amm_variable = 'SDF_Fsed_amm'

```

```

!Fsed_nit_variable = 'SDF_Fsed_nit'
!Fsed_n2o_variable = 'SDF_Fsed_n2o'
/
#####
&aed_phosphorus
!-- Initial value
frp_initial = 0.05 ! 0.29
!-- Sediment flux
Fsed_frp = 0.08
Ksed_frp = 50.0
theta_sed_frp = 1.10
phosphorus_reactant_variable = 'OXY_oxy'
!Fsed_frp_variable = 'SDF_Fsed_frp'
!-- PO4 adsorption
simPO4Adsorption = .true.
ads_use_external_tss = .false.
po4sorption_target_variable = 'NCS_ss1'
PO4AdsorptionModel = 1
Kpo4p = 0.1
ads_use_pH = .false.
Kadsratio= 1.0
Qmax = 1.0
w_po4ads = -9999 ! Note: -9999 links PO4-ad
settling to target_variable
!-- Atmospheric deposition
simDryDeposition = .true.
atm_pip_dd = 0.00
simWetDeposition = .false.
atm_frp_conc = 0.00
/
#####
&aed_organic_matter
!-- Initial concentrations for OM variables
(mmol/m3)
poc_initial = 0.5 ! 78.5
doc_initial = 0.5 ! 39.9
pon_initial = 0.3 ! 8.3

```

```

don_initial = 0.3 ! 1.3
pop_initial = 0.1 ! 8.3
dop_initial = 0.1 ! 1.5
docr_initial = 350.0
donr_initial = 13.0
dopr_initial = 3.0
cpom_initial = 100.0
!-- Breakdown and mineralisation (basic pool)
Rdom_minerl = 0.025! 0.01348416
Rpoc_hydrol = 0.9 ! 1.5 ! 0.5 !0.05
! Rdoc_minerl = 0.001
Rpon_hydrol = 0.8 !1.5 ! 0.5 !0.05
! Rdon_minerl = 0.005
Rpop_hydrol = 0.8 ! 1.5 ! 0.5 !0.05
! Rdop_minerl = 0.001
theta_hydrol = 1.08
theta_minerl = 1.08
Kpom_hydrol = 31.25
Kdom_minerl = 31.25
simDenitrification = 1
dom_miner_oxy_reactant_var = 'OXY_oxy'
! dom_miner_no2_reactant_var = 'NIT_no2'
! dom_miner_n2o_reactant_var = 'NIT_n2o'
! dom_miner_fe3_reactant_var = 'GEO_feII'
! dom_miner_so4_reactant_var = 'GEO_so4'
! dom_miner_ch4_reactant_var = 'CAR_ch4'
doc_miner_product_variable = ''
don_miner_product_variable = 'NIT_amm'
dop_miner_product_variable = 'PHS_frp'
dom_miner_nit_reactant_var = 'NIT_nit'
f_an = 1.
K_nit = 10.0
! Kin_denitrat = 20.0
! Kin_denitrit = 0.297
! Kin_denitrous = 0.205
! Klim_denitrit = 1

```

```

! Klim_denitrous    = 1
! Kpart_denitrit    = 1

!-- Refractory organic matter (optional)
simRPools    = .false.
Rdomr_minerl  = 0.0001
Rcpom_bdown  = 0.0001
X_cpom_n     = 0.0005
X_cpom_p     = 0.0001

!-- Light related parameters
KeDOM        = 0.000005
KePOM        = 0.00096
KeDOMR       = 0.10000  ! = 1 (assuming
KeDOMR is applied to CDOM in /m)
KeCPOM       = 0.00096  ! = 0.08 (/m)/(mg/L)
/83.3 (mmol/m3)/(mg/L)
simphotolysis = .false.  ! .true.
!photo_fmin
photo_c      = 0.75

!-- Particle settling parameters
settling     = 3
w_pom       = -0.06
d_pom       = 1e-5
rho_pom     = 1.2e3
w_cpom      = -0.01
d_cpom      = 1e-5
rho_cpom    = 1.4e3

!-- Sediment interaction parameters (basic model)
resuspension = 0
resus_link   = 'NCS_resus'
sedimentOMfrac = 0.0002
Xsc = 0.5
Xsn = 0.05
Xsp = 0.005

```

```

Fsed_doc = 0.0
Fsed_don = 0.0
Fsed_dop = 0.0
Ksed_dom = 4.5
theta_sed_dom = 1.08
!Fsed_doc_variable = 'SDF_Fsed_doc'
!Fsed_don_variable = 'SDF_Fsed_don'
!Fsed_dop_variable = 'SDF_Fsed_dop'

!-- Other options
extra_diag = .false. !.true.
/
#####
&aed_phytoplankton
!-- Configure phytoplankton groups to simulate &
their settling
num_phytos = 2 !3 !1
the_phytos = 3,7 !3,7,8
settling   = 1,1,4
!-- Benthic phytoplankton group
(microphytobenthos)
do_mpb     = 0
R_mpbg     = 0.50
R_mpbbr    = 0.05
I_Kmpb     = 100.00
mpb_max    = 1000.00
resuspension = 0.0, 0.0, 0.0
resus_link = "
n_zones    = 0
active_zones = 1
!-- Set link variables to other modules
p_excretion_target_variable = 'OGM_dop'
n_excretion_target_variable = 'OGM_don'
c_excretion_target_variable = 'OGM_doc'
si_excretion_target_variable = "
p_mortality_target_variable = 'OGM_pop'
n_mortality_target_variable = 'OGM_pon'

```

```

c_mortality_target_variable ='OGM_poc'
si_mortality_target_variable=""
p1_uptake_target_variable  ='PHS_frp'
n1_uptake_target_variable  ='NIT_nit'
n2_uptake_target_variable  ='NIT_amm'
si_uptake_target_variable  ='SIL_rsi'
do_uptake_target_variable  ='OXY_oxy'
c_uptake_target_variable   ='CAR_dic'
!-- General options
dbase = 'aed/aed_phyto_pars.nml'
extra_diag = .true.
!zerolimitfudgefactor = ??
min_rho = 900.0
max_rho = 1200.0
/
!#####
&aed_totals

```

```

outputLight = .true.
TN_vars = 'NIT_nit','NIT_amm',
'OGM_don',
'OGM_pon'
'PHY_in'
TN_varscale = 1.0, 1.0, 1.0, 1.0
TP_vars = 'PHS_frp',
'OGM_dop',
'OGM_pop',
'PHY_ip'
TP_varscale = 1.0, 1.0, 1.0
TOC_vars = 'OGM_doc',
'OGM_poc',
'PHY_tphy'
TOC_varscale = 1.0, 1.0, 1.0
/

```

Annexe II.4.2 - Details (size and maximal angling pressure) and location of the 30 lakes used in the linear regression.

Lake ID (see figure below)	Lake size (ha)	Maximal angling pressure (angler-day.ha ⁻¹)
1	1.0	8.00
2	1.7	5.88
3	2.2	4.55
4	8.0	4.25
5	3.0	3.67
6	5.0	3.20
7	1.3	3.08
8	1.4	2.86
9	2.5	2.80
10	7.5	2.67
11	2.8	2.50
12	11.0	2.36
13	7.0	2.29
14	3.1	2.26
15	11.0	2.09
16	24.0	2.08
17	3.9	2.05
18	6.0	2.00
19	25.0	1.92
20	8.0	1.88
21	8.0	1.88
22	5.5	1.82
23	10.0	1.70

24	12.0	1.50
25	15.0	1.47
26	12.0	1.33
27	22.0	1.32
28	35.0	1.29
29	21.0	1.14
30	24.0	0.92

