

UNIVERSITE DE GENEVE
Laboratoire d'Ecologie et de Biologie Aquatique (LEBA)

FACULTE DES SCIENCES
Professeur Jean-Bernard Lachavanne

HAUTE ECOLE DU PAYSAGE, D'INGÉNIERIE
ET D'ARCHITECTURE (HEPIA) DE GENEVE
Institut Terre Nature Paysage (ITNP)

FILIÈRE GESTION DE LA NATURE
Professeur Beat Oertli

**Elaboration d'une méthode d'évaluation de la qualité écologique
des petits plans d'eau basée sur les communautés de
macroinvertébrés**

Thèse

Présentée à la Faculté des Sciences de l'Université de Genève
pour obtenir le grade de Docteur ès sciences, mention biologie

par
Nathalie Menétrey Perrottet
du
Mont-sur-Lausanne (VD)

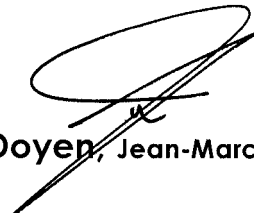
Thèse no 4064

Genève
Atelier d'impression ReproMail
2009

La Faculté des sciences, sur le préavis de Messieurs J.-B. LACHAVANNE, professeur adjoint et directeur de thèse (Département d'Anthropologie et d'Ecologie - Laboratoire d'Ecologie et de biologie aquatique), B. OERTLI, professeur et co-directeur de thèse (Ecole d'ingénieurs – HES-SO Lullier), J. BIGGS, docteur (Oxford Brookes University - School of Life Sciences – Pond Conservation Group - Oxford, United Kingdom), et Madame B. LODS-CROZET, docteure (Service des eaux, sols et assainissement – Epalinges, Suisse), autorise l'impression de la présente thèse, sans exprimer d'opinion sur les propositions qui y sont énoncées.

Genève, le 17 février 2009

Thèse - 4064 -



Le Doyen, Jean-Marc TRISCONE

Menétrey Perrottet, N.: Elaboration d'une méthode d'évaluation de la qualité écologique des petits plans d'eau basée sur les communautés de macroinvertébrés.

Terre & Environnement, vol. 83, 170 pp. (2009)

ISBN 2-940153-82-5

Section des Sciences de la Terre, Université de Genève, 13 rue des Maraîchers, CH-1205 Genève, Suisse

Téléphone ++41-22-702.61.11 - Fax ++41-22-320.57.32

<http://www.unige.ch/sciences/terre/>

« Si tu comprends, les choses
sont comme elles sont. Si tu
ne comprends pas, les choses
sont comme elles sont »

Proverbe Zen

Table des matières

Table des matières	i
Remerciements	v
Résumé	ix
Abstract	xi
Abréviations utilisées	xiii
CHAPITRE 1 Introduction	1
CHAPITRE 2 Les petits plans d'eau	7
2.1 Notion de petit plan d'eau	9
2.2 Les étangs en tant qu'écosystèmes distincts des lacs	9
2.3 Menaces pesant sur les étangs	12
2.4 Mesures de protection et de conservation des étangs	12
2.4.1 Mesures de protection de la nature	13
2.4.2 Mesures de protection des eaux	13
CHAPITRE 3 Méthodologies de qualification des milieux aquatiques	17
3.1 Pertinence de l'utilisation des méthodes biologiques pour la qualification des milieux aquatiques.....	19
3.2 Historique des méthodes d'évaluation biologiques basées sur les macroinvertébrés.....	19
3.2.1 Méthodes évaluant l'impact d'un stress environnemental spécifique (eutrophisation, pollution organique).....	20
3.2.2 Méthodes évaluant la qualité globale de l'écosystème	22
CHAPITRE 4 Développement d'une méthode multimétrique pour l'évaluation écologique des étangs	27
4.1 Justification du choix de l'approche multimétrique	29
4.2 Métriques potentielles des assemblages de macroinvertébrés pour les étangs.....	29
4.3 Mise en conformité avec la Directive Cadre Européenne (DCE)	33
4.3.1 Détermination des écorégions et types de masses d'eau de surface	33
4.3.2 Etablissement des conditions de référence.....	34
4.3.3 Eléments de qualité pour la classification de l'état écologique des étangs	35
4.3.4 Caractérisation de l'état trophique des étangs.....	35
CHAPITRE 5 Looking for metrics to assess the trophic state of ponds. Macroinvertebrates and Amphibians.	37
5.1 Introduction	39
5.2 Material and methods	40
5.2.1 Study sites	40
5.2.2 Methods.....	40
5.2.3 Statistical analysis	41
5.3 Results	43
5.3.1 Relationship between richness and eutrophication	43
5.3.2 Relationship between biological/ecological traits and eutrophication	44
5.4 Discussion	46
5.4.1 Relationship between richness and eutrophication	46
5.4.2 Relationship between biological/ecological traits and eutrophication.....	47
5.4.3 Conclusion	47

CHAPITRE 6	Eutrophication: are mayflies (Ephemeroptera) good bioindicators for ponds?.49	
6.1	Introduction	51
6.2	Materials and methods	51
6.2.1	Study area.....	51
6.2.2	Sampling	52
6.2.3	Statistical analyses	53
6.3	Results	53
6.3.1	Ephemeroptera species distribution in ponds.....	53
6.3.2	Mayflies and eutrophication.....	55
6.4	Discussion	56
6.4.1	Ephemeroptera species distribution in ponds.....	56
6.4.2	Mayflies and eutrophication.....	57
CHAPITRE 7	The CIEPT : a new multimetric index based on macroinvertebrates to assess the ecological quality of ponds.	59
7.1	Introduction	61
7.2	Sites, material and methods.....	61
7.2.1	Calibration data set.....	61
7.2.2	Tested data set.....	62
7.2.3	Sampling and identification of the fauna	62
7.2.4	Defining the pond ecological condition of the 36 calibration sites.....	63
7.2.5	Defining the pond ecological condition of the 19 tested sites.....	65
7.2.6	Identification of candidate metrics.....	65
7.3	Data analysis	67
7.3.1	Selection of the relevant metrics.....	67
7.3.2	Index development.....	67
7.3.3	Selection of the final multimetric index.....	68
7.3.4	Testing the performance of the index.....	68
7.4	Results.....	68
7.4.1	Selection of the relevant metrics.....	68
7.4.2	Index development.....	68
7.4.3	Selection of the final multimetric index.....	70
7.4.4	Performance of the index	73
7.5	Discussion	73
7.5.1	Pertinence of the three metrics combined in the CIEPT index	73
7.5.2	Use of biological and ecological traits in lentic ecosystems as relevant metrics	74
7.5.3	General consideration about the CIEPT index.....	75
7.5.4	The CIEPT index reflected the pond ecological condition	75
7.5.5	Application of the index CIEPT.....	76
7.6	Conclusion.....	76
CHAPITRE 8	Discussion.....	79
8.1	Une nouvelle méthode d'évaluation de la qualité écologique des étangs de Suisse : l'indice multimétrique CIEPT	81
8.1.1	Elaboration de l'indice CIEPT.....	81
8.1.2	Pertinence de l'utilisation des macroinvertébrés dans l'index CIEPT.....	81
8.1.3	Pertinence de l'intégration des traits biologiques/écologiques dans un indice d'évaluation écologique des étangs.....	83
8.1.4	Limites d'application de l'indice CIEPT d'évaluation de la qualité écologique des étangs	83

8.2	Test de validation de l'indice CIEPT	85
8.3	Implications pratiques pour l'évaluation écologique et le biomonitoring des étangs	86
8.3.1	Prise en compte des besoins des gestionnaires	86
8.3.2	Utilité de l'indice CIEPT pour les gestionnaires.....	86
8.3.3	Intégration de l'index CIEPT dans la stratégie de protection des eaux en Suisse....	86
8.3.4	Les odonates adultes et les amphibiens : indicateurs inappropriés pour l'évaluation écologique des étangs ?.....	87
8.3.5	Différences entre l'indice multimétrique CIEPT et l'IBEM.....	89
8.4	Mise en conformité avec la Directive Cadre Européenne (DCE)	91
CHAPITRE 9 Conclusion et perspectives.....		93
CHAPITRE 10 Références bibliographiques		97
CHAPITRE 11 Annexes		115
Annexe 1.	Lettre envoyée à 50 services cantonaux de protection de la nature et de l'environnement et/ou des eaux. Français.....	117
Annexe 2.	Lettre envoyée à 50 services cantonaux de protection de la nature et de l'environnement et/ou des eaux. Allemand.....	118
Annexe 3.	Questionnaire envoyé à 50 services cantonaux de protection de la nature et de l'environnement et/ou des eaux. Français.....	119
Annexe 4.	Questionnaire envoyé à 50 services cantonaux de protection de la nature et de l'environnement et/ou des eaux. Allemand.....	121
Annexe 5.	Résultats de l'enquête menée en 2003 auprès de 32 offices cantonaux de protection de la nature et de l'environnement et/ou des eaux.....	123
Annexe 6.	Publication de Indermuehle et al., 2004.....	124
Annexe 7.	Caractéristiques des 146 étangs pris en compte dans cette étude.....	133
Annexe 8.	Liste des espèces, genres ou familles de Coléoptères (selon le niveau de détermination atteint) présentes dans les 146 étangs de Suisse.....	135
Annexe 9.	Liste des espèces, genres ou familles d'Odonates (selon le niveau de détermination atteint) présents dans les 146 étangs de Suisse.....	137
Annexe 10.	Liste des espèces, genres ou familles de Gastéropodes (selon le niveau de détermination atteint) présents dans les 146 étangs de Suisse.....	138
Annexe 11.	Liste des espèces d'Amphibiens présentes dans les 146 étangs de Suisse.....	139
Annexe 12.	Liste des autres familles présentes dans les 146 étangs de Suisse.....	140
Annexe 13.	Publication de Hinden et al., 2005.....	142
Annexe 14.	Classification des zones humides.....	154
Annexe 15.	Quelques exemples de définitions des termes les plus usités : « lacs », « étangs », et « mares ».....	155
Annexe 16.	Recherche bibliographique concernant la définition des « ponds », effectuée par Biggs <i>et al.</i> (2005).....	158
Annexe 17.	Correspondance de l'OFEV datant du 20 mai 2003, sections Eaux de surface – qualité et Gestion des Eaux.....	161
Annexe 18.	Extrait de la DCE donnant les écorégions et les types de masses d'eau de surface.....	162
Annexe 19.	Protocole d'échantillonnage des macroinvertébrés selon Oertli <i>et al.</i> , (2005).....	163
CHAPITRE 12 Curriculum Vitae		165

Remerciements

Ce chapitre constitue pour moi une partie importante de mon mémoire. Il me permet de remercier les nombreuses personnes qui ont participé de près ou de loin à ce travail et sans lesquelles je n'aurais jamais réussi à le réaliser.

Je tiens tout d'abord à remercier le Professeur Jean-Bernard Lachavanne pour m'avoir accueillie au sein de son laboratoire, pour avoir accepté la direction de ce travail et surtout pour la confiance qu'il m'a témoignée, sa gentillesse, sa souplesse, et sa compréhension tout au long de ce travail. Un grand merci aussi pour sa relecture minutieuse et critique du présent manuscrit qui a grandement contribué à son amélioration.

Un merci tout particulier revient au Professeur Béat Oertli qui a mis en place ce sujet, qui m'a accompagnée tout au long de ce travail, sans qui par la pertinence de ses conseils, par sa contribution scientifique déterminante dans l'encadrement de cette thèse, ces suggestions, je n'aurais jamais pu y arriver. Je le remercie d'avoir fait preuve de stimulateur permanent lors des « épreuves d'endurance » que j'ai dû traverser. Je le remercie aussi d'avoir fait preuve de motivation, de déterminisme et de perfectionnisme envers mes « productions ». Il m'a permis d'avoir des discussions stimulantes, motivantes, parfois houleuses mais toujours constructives et pertinentes.

Merci à Lionel Sager d'avoir partagé ce bout de vie ensemble, ces expériences de terrain mémorables qui resteront gravées dans mes souvenirs (comme par exemple un bain improvisé dans les eaux à 5°C du parc national de Macun, ou des séances de cassage de glace sur les étangs du canton de Lucerne). J'ai beaucoup apprécié d'avoir pu travailler avec lui en équipe sur le terrain. Merci pour sa gentillesse, son aide précieuse, sa collaboration, sa convivialité, et sa bonne-humeur.

Une pensée toute particulière revient à David McCrae pour son aide précieuse, et notamment dans les corrections de l'anglais apportées aux articles et au présent manuscrit. Merci d'avoir aussi participé au terrain, au tri, ainsi qu'à la détermination des invertébrés lors de mes

absences « congé maternité », et d'avoir ainsi grandement participé à l'avancement de ma thèse. Merci à l'autre Nath, Tom et Eileen pour avoir laissé leur papa partir urgemment corriger l'anglais du dernier article que je devais rendre avant-hier... J'ai aussi eu le grand honneur, grâce à ce travail, de gagner une filleule, chère Eileen, et d'avoir partagé de riches rencontres d'amitié avec toute cette famille formidable que j'espère encore nombreuses dans le futur !!!

Merci au Dr. Emmanuel Castella pour ces commentaires constructifs tout au long de ma thèse, pour son soutien et son aide lorsque je me tirais les cheveux sur des problèmes statistiques, et pour m'avoir transmis ses nombreuses connaissances précieuses sur la détermination des gastéropodes et autres invertébrés. Merci d'avoir partagé le même bureau pendant près de sept ans et d'avoir ainsi grandement participé au soutien moral dont j'ai eu parfois sérieusement besoin, entre autres grâce à son humour sarcastique que j'apprécie plus particulièrement !!!

Merci au Dr. Jeremy Biggs pour m'avoir accueillie chaleureusement lors de nos visites à Oxford avec Lionel, pour nous avoir transmis sa passion des « ponds », et ses précieux conseils.

Merci au Dr. Brigitte Lods-Crozet, pour m'avoir soutenue et appuyée dans de nombreuses circonstances, transmis sa passion des chironomes, auxquels je vais enfin pouvoir consacrer une partie de ma vie professionnelle. Mon expérience au LEBA avait commencé avec elle, elle se finira avec elle !!!

Je profite ainsi de remercier tous les membres du jury, à savoir les Prof. Jean-Bernard Lachavanne et Béat Oertli, ainsi que les Dr. Brigitte Lods-Crozet et Jeremy Biggs d'avoir accepté ce rôle et de s'être déplacés pour assister à ma soutenance.

Merci à tous les collègues et amis qui m'ont fourni une aide précieuse sur le terrain avec dans le désordre : Lionel Sager, Hélène Hinden, David McCrae, Dr. Christiane Ilg, Nicola Indermuehle, Marc Pellaud, Gilles Carron, Dr. Dominique Auderset-Joye, Amael

Paillex, Béatriz Rincon, Jeanne Weber, Olivier Anthamatten, Roxane Rietmann et bien sûr mon chéri Eric.

J'ai également bénéficié d'une équipe efficace pour le contrôle de la détermination des invertébrés : Diana Cambin, Alain Badstuber, Philippe Richoux, Gilles Carron, Emmanuel Castella, Gérald Falkner, Pascal Stücker, et André Wagner. Ce dernier m'a initié avec une grande motivation au monde fabuleux des éphémères dans l'enceinte du Musée cantonal vaudois de Zoologie. J'en profite pour remercier ainsi son directeur, Michel Sartori, pour son accueil et sa collaboration lors de la publication d'un des articles de ma thèse.

Une grande pensée pour tous les membres du LEBA, anciens et actuels, qui grâce à son ambiance chaleureuse, son aide, ses conseils, son soutien, ses discussions philosophiques ou culinaires et nombreuses dégustations hors pairs, m'ont permis de travailler dans des conditions extraordinaires non seulement de relations de travail, mais aussi de soutien moral et d'amitié.

Merci à Nathalie Rimann, Emilie Hafner, Emilie Sandoz, Hélène Hinden, Nicola Indermuehle, Véronique Rosset, Jeanne Weber, Lucia Ott pour l'accès aux diverses données d'étangs.

Merci à Anthony Lehmann pour son aide précieuse lors de l'utilisation du programme GRASP.

Merci à tous les membres de la précédente étude PLOCH, indispensable historiquement pour la réalisation de cette étude.

Merci au KARCH et au CSCF pour l'accès aux banques de données sur les amphibiens et odonates.

Merci aux collaborateurs de Piora, le Prof. Hans-Ruedi Pfeiffer de l'Université de Lausanne (Centre d'analyse minérale des Sciences de la Terre), Dr. Jean-Luc Loizeau de l'Université de Genève (Institut Forel), et le Prof. Raphael Peduzzi pour m'avoir accueillie chaleureusement, logée, servi de guide pour visiter les sites, et d'avoir participé aux analyses chimiques. Merci de m'avoir fait découvrir cette région magnifique, ainsi que...les marmottes !!!

Merci aux responsables du Parc National pour m'avoir fait découvrir le site magnifique de « Macun » et ses nombreux lacs et permis de participer au projet du monitoring. Merci à

Chris Robinson pour nous avoir fait partager des moments inoubliables en cabane et d'avoir effectué les analyses chimiques des sites échantillonnés à l'EAWAG (Département de Limnologie).

Merci à toute l'équipe de l'HEPIA : Nicola Indermuehle, Michael De la Harpe, Véronique Rosset, au Dr. Sandrine Angélibert, ainsi qu'à Jeanne Weber pour leur collaboration précieuse à de nombreuses reprises afin de mener à bien cette étude, mais aussi d'avoir supporté ma famille dans les étangs de « la Dombes » en partageant le même gîte durant une semaine avec les biberons, les couches, cris et larmes...mais avec fort heureusement pour tout le monde...des nuits calmes !!!

Merci à l'ISARA de Lyon, France, et en particulier à Dominique Vallod, Joël Robin, et Benoît Sarrazin pour leur accord, leur collaboration, et l'accès aux données lors de la phase test de cette étude sur les étangs de la « Dombes ».

Cette thèse a aussi été soutenue financièrement par la Bourse Augustin Lombard de la SPHN, par l'OFEV pour l'accès aux données de la précédente étude PLOCH, par le Service cantonal de l'Écologie de l'Eau (SECOE) du canton de Genève et le Service cantonal des Eaux, Sols et Assainissement (SESA) du canton de Vaud pour les analyses chimiques, mais aussi grâce à Robert Lovas et à l'« Umwelt und Energie (uwe) von der Kantonale Dienststelle Luzern » pour le soutien financier dans une partie de l'étude sur des étangs du canton de Lucerne, qui ont montré un grand intérêt envers les petits plans d'eau.

Merci à mes amis et à ma famille qui m'ont accompagnée tout au long de cette expérience, merci à mes parents de m'avoir toujours fait confiance et apporté leur soutien. Merci à mon frère pour ses remarques constructives et intéressantes de par son approche philosophique de la biologie.

Toute ma gratitude va à ma belle-sœur Chantal, qui de part son esprit de famille, mais aussi sa générosité, sa diplomatie, et sa patience, m'a permise de travailler dans de bonnes conditions en gardant mes fils Lucien et Martial au-delà du plus souvent possible, même quand c'était impossible. Merci aussi à mon beau-frère Alain, mes nièces et neveux Margaux, Pauline, Baptiste et Antoine d'avoir grandement participé à l'éducation de mes

enfants, vous êtes formidables. Merci à mes beaux-parents, Annie et Hervé qui m'ont grandement soutenu et aidé lors des imprévus.

Merci à mes voisins et amis Isabelle, Olgario, Nadia et Flavio pour leurs disponibilités dans les situations d'urgence où ils se sont toujours spontanément proposés pour garder Lucien et Martial.

Merci à mon cher mari Eric pour m'avoir soutenue et supporté tout au long de ce travail, d'avoir plongé dans des endroits pas racontables « juste pour aller me chercher des échantillons de sédiment au fond d'un petit lac anoxique » qui ne contenait finalement aucune « bestiole ». Merci d'avoir participé activement à la récolte des échantillons d'eau en hiver sur des étangs couverts de glace.

Merci de s'être occupé des enfants pendant les weekends lorsque je disparaissais précipitamment au bureau pour la énième fois afin de finir de rédiger « le dernier article ».

Merci à Lucien et Martial pour leur spontanéité, leur curiosité, et leur enthousiasme pour la thèse de maman, et surtout envers toutes les « ptites bêtes » que j'étudiais, même lorsque je devais ENCORE aller travailler...merci de m'avoir permis de finir ma thèse dans laquelle ils ont baigné depuis leur naissance si je puis dire...Merci d'avoir apporté une définition enfin claire d'un étang : « c'est l'étang de maman ».

Et enfin merci à toutes les petites bêtes que j'ai sacrifiées pour apporter une meilleure connaissance des petits plans d'eau...

Résumé

En Suisse, depuis 1850, près de 90% des zones humides ont disparu. Actuellement, elles restent fortement menacées par l'urbanisation et l'agriculture. En particulier, l'évolution naturelle des écosystèmes lenticques sous l'influence des processus de comblement et d'atterrissement est accéléré par l'eutrophisation des eaux, ce qui conduit à disparition de ces milieux. Or, des travaux récents ont montré que les petits plans d'eau (petits lacs, étangs, mares) hébergent une diversité faunistique et floristique exceptionnelle. Ils servent de refuge et d'habitats à de nombreuses espèces menacées. De plus, ils contribuent significativement au piégeage du carbone, dû à leur abondance et à leur forte productivité.

La prise en compte sur le même plan d'une gestion durable et intégrale des eaux de surface est ancrée dans la législation de la Suisse relative à la protection des eaux et dans de nombreux autres pays, ainsi que, pour l'Europe, dans la Directive Cadre sur l'Eau de l'Union Européenne. Dans le cadre des études réalisées sur la qualité des eaux de surface, il est apparu la nécessité d'élaborer de nouvelles méthodes d'évaluation de la qualité écologique des petits plans d'eau qui prennent en compte à la fois des aspects physico-chimiques, hydro-morphologiques, et biologiques. En effet, les petits plans d'eau sont des écosystèmes à la structure et au mode de fonctionnement différents de ceux des grands lacs et des rivières pour lesquels des méthodologies d'évaluation ont déjà été développées, mais qui ne sont pas adaptées pour les petits plans d'eau. En outre, il s'avère que les quelques méthodes développées pour les petits plans d'eau n'ont de signification que pour les régions biogéographiques où elles ont été élaborées (Grande-Bretagne, Espagne, Italie, Etats-Unis).

L'objectif de ce travail est de développer une méthode standardisée et euro-compatible d'évaluation de la qualité écologique spécifique aux petits plans d'eau de Suisse en utilisant les communautés de macroinvertébrés. Le développement d'une telle méthode constitue un instrument important pour la mise en œuvre de la

législation sur la protection des eaux et du suivi de l'état écologique des étangs au niveau cantonal et national.

Les macroinvertébrés sont fréquemment utilisés pour évaluer la qualité écologique des milieux aquatiques car ils intègrent de façon continue la diversité des processus physiques, chimiques et biologiques.

Parmi les différentes approches méthodologiques disponibles, l'approche multimétrique a été utilisée dans ce travail. Cette approche se base sur le développement d'un indice intégrant des variables multiples (métriques), sensibles à différents types de dégradation d'origine anthropique et témoignant de la diversité et du fonctionnement écologique du milieu. La comparaison des résultats des mesures avec des valeurs de référence permet alors de conclure si les différences sont significatives à une perturbation du milieu.

Des études récentes effectuées au LEBA de l'Université de Genève et à l'HEPIA de Genève offrent une base de données de choix pour la recherche et l'identification de métriques intégrables dans une méthode d'évaluation écologique basée sur les macroinvertébrés. En effet, les 146 petits plans d'eau étudiés sont répartis sur l'ensemble du territoire Suisse (Jura, Plateau, Pré-Alpes et Alpes), et à toutes les altitudes.

Les résultats principaux, sont les suivants :

- l'utilisation de métriques basées sur les macroinvertébrés pour mettre en évidence l'influence de l'eutrophisation des petits plans d'eau de Suisse est pertinente (ch. 5),
- il s'avère nécessaire de prendre en considération simultanément différents groupes faunistiques car ils réagissent différemment aux perturbations d'origine anthropique (ch. 5 et 7),
- les métriques à intégrer dans une méthode d'évaluation écologique des petits plans d'eau doivent être spécifiques à chaque étage altitudinal de végétation (ch. 5),
- l'utilisation de métriques basées sur les éphémères, par ailleurs reconnus comme de bons bio-indicateurs de la qualité de l'eau des rivières, est pertinente pour refléter

l'influence de l'eutrophisation dans les petits plans d'eau (ch. 6),

- la qualité écologique a été définie dans ce travail par la combinaison de sept paramètres, dont deux indiquant l'état du système (richesse spécifique en macrophytes et concentrations en phosphore total / azote total), et cinq traduisant des facteurs de pression sur l'écosystème d'origine anthropique liés à l'utilisation du sol (pourcentage d'environnement naturel dans un rayon de 50m autour des étangs, connectivité à d'autres plans d'eau dans un rayon de 1km, degré d'urbanisation, pourcentage d'agriculture et de pâturages dans le bassin versant) (ch. 7),
- un nouvel indice d'évaluation de la qualité écologique des petits plans d'eau situés à l'étage collinéen (200-800 m d'altitude) est proposé: l'indice multimétrique CIEPT (ch. 7). Celui-ci comprend : le nombre de genres de Coléoptères (C), combiné au nombre de familles de macroInvertébrés (I), ainsi qu'au

nombre de familles d'Ephéméroptères, de Plécoptères et de Trichoptères (EPT).

Le nouvel indice CIEPT permet de discriminer les sites de référence des sites dégradés et montre une réponse significative à un gradient de dégradation de la qualité écologique du milieu. Il a été testé avec succès sur de nouveaux sites, situés en Suisse et dans la région de Lyon (Dombes, France voisine). L'indice est facile à mettre en œuvre grâce à un protocole standardisé bien défini et un coût raisonnable, du même ordre de grandeur que le calcul d'un IBGN pour une station en rivière, puisqu'il demande 22 heures de terrain et laboratoire.

Mots-clés : mares, étangs, petits lacs, eutrophisation, qualité de l'eau, qualité écologique, dégradation humaine, macro-invertébrés aquatiques, bio-évaluation, bio-monitoring, indice multimétrique.

Abstract

In Switzerland, since 1850, more than 90% of wetlands have disappeared. Currently, they remain strongly threatened by human activities such as urbanization and agriculture. In particular, the eutrophication of waters drastically accelerate the process of filling-in and deposition, and thus the disappearance of these small waterbodies.

Nevertheless, recent works have demonstrated that ponds are exceptionally rich in terms of biodiversity and that they support a wide range of rare and endangered plants and animals. Moreover, they contribute significantly to the global carbon cycle, because of their great abundance and high productivity in the continental land masses.

The consideration on the same level of a sustainable and integral management of surface waters is fixed in the legislation of Switzerland and many other countries, as is the case for Europe in the Water Framework Directive. Within the framework of the recent studies carried out on the quality of surface waters, there is clearly a need to develop new ecological quality methods that take into account at the same time physico-chemical, hydromorphological and biological aspects. Indeed, as ponds are limnologically different from lakes and rivers, they require a specific method to evaluate their ecological quality. Moreover, the methods currently being used in several regions are only applicable at a local scale (Great Britain, Spain, Italy, United States).

The aim of this work is to develop a standardised and euro-compatible method to assess the ecological quality of ponds based on macroinvertebrates. This method will provide an important tool when implementing the Swiss legislation for water protection and the biomonitoring of aquatic ecosystems at a cantonal and national level.

Macroinvertebrates are frequently used to assess the ecological quality of freshwater ecosystems because they integrate, over a long period of time, the diversity of physical, chemical, hydromorphological, and biological processes.

Among the different available methods, the

multimetric approach was used in this study because it allows the integration of different descriptors of the community by combining different types of metrics categories (e.g. taxonomic richness, intolerance to the site degradations, etc.). This approach, therefore, reflects several effects of human impact and aspects of the structure and function of the community, as well as allowing comparisons between the investigated sites and reference sites.

The recent work conducted at the LEBA (University of Geneva) and at the HEPIA from Geneva provides a database of 146 ponds, situated throughout the whole territory of Switzerland (Jura, Plateau, Pré-Alpes et Alpes) and at all altitudes, to identify and test metrics to be integrated into an ecological assessment method based on macroinvertebrates. The principal results are as follows :

- metrics derived from macroinvertebrate communities are relevant for describing the level of eutrophication of Swiss ponds (ch. 5),
- selection of different indicator taxonomic groups gives complementary ranges of sensitivities to human degradations (ch. 5 and 7)
- the set of metrics to be used for the ecological assessment of ponds should differ between high-altitude and lowland zones (ch. 5).
- metrics derived from mayfly communities, already known as good water quality bioindicators in rivers, are relevant for describing the level of eutrophication of Swiss ponds (ch. 6),
- the site degradation was characterized by seven indicators of the pond ecological condition. The selected variables comprised: (i) one descriptor of plant communities (macrophyte species richness); (ii) one descriptor of the trophic state (total phosphorus and nitrogen (PN) ; and (iii) five anthropogenic stressors linked to land use (percentage of natural areas within a 50 meter wide belt, connectivity with other wetlands (1 km), percentage of agricultural activities and pastures in the catchment area, and inhabited areas) (ch. 7),

- a new multimetric index is proposed to assess the ecological quality of ponds situated at the colline vegetation belt (from an altitude of 200 to 800 m) : the CIEPT (ch. 7). This comprises : the Coleoptera genera richness (C), the macroInvertebrate family richness (I), and the EPT family richness (EPT).

The CIEPT index values discriminate significantly reference sites from degraded sites and responded positively to a gradient of the pond ecological condition. Moreover, this index has been tested successfully with an

external dataset in Switzerland and in France (60km from the Swiss border). The advantages of the index are its replicated sampling design, its facility of use and its cost-effectiveness.

Keywords : ponds, small lakes, small waterbodies, eutrophication, water quality, ecological quality, human degradation, aquatic macroinvertebrates, bioassessment, biomonitoring, multimetric index.

Abréviations utilisées

CSCF = Centre Suisse de Cartographie de la Faune.

DCE/WFD = Directive Cadre Européenne sur l'Eau/Water Framework Directive.

EAWAG = Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, Dübendorf.

E.P.C.N. = European Pond Conservation Network (Réseau Européen de Conservation des Mares et Etangs), créé en 2004, à l'issue du premier symposium européen sur la biodiversité des étangs.

FOEN/OFEV (anciennement OFEFP) = Federal Office for the Environment/Office Fédéral de l'Environnement.

FOT/OFT = Federal Office of Topography swisstopo/Office Fédéral de la Topographie.

GAMs = Generalized Additive Models.

GRASP = Generalized Regression Analysis and Spatial Prediction.

HEPIA = Haute Ecole du Paysage, d'Ingénierie et d'Architecture de Genève, membre de la HES-SO. Regroupe depuis le 1^{er} janvier 2009 des Ecoles d'Ingénieur de Genève et de Lullier.

HES-SO = Haute Ecole spécialisée de Suisse occidentale.

IBEM = indice de Biodiversité des Etangs et des Mares. Mis en place par la Haute Ecole du Paysage, d'Ingénierie et d'Architecture (HEPIA) de Genève, dont le principal objectif est de mettre à disposition des professionnels de la gestion de la nature un outil d'évaluation de la valeur biologique (biodiversité) des petits plans d'eau.

ISARA = Institut supérieur d'agriculture et d'agroalimentaire Rhône-Alpes, Lyon, France.

IUCN/UICN = International Union for Conservation of Nature/Union Internationale pour la Conservation de la Nature.

KARCH = Koordinationsstelle für Amphibien- und Reptilienschutz in der Schweiz (CH) (Centre de coordination pour la protection des amphibiens et des reptiles de Suisse).

LEBA = Laboratoire d'Ecologie et de Biologie

Aquatique de l'Université de Genève/Laboratory of Ecology and Aquatic Biology, University of Geneva.

OCDE/OECD = Organisation de Coopération et de Développement Economiques / Organisation for Economic Co-operation and Development.

OECD/OCDE = Organisation for Economic Co-operation and Development/Organisation de Coopération et de Développement Economiques.

OFEV/FOEN (anciennement OFEFP) = Office Fédéral de l'Environnement/Federal Office for the Environment.

OFT/FOT = Office Fédéral de la Topographie/Federal Office of Topography swisstopo.

OFS/SFSO = Swiss Federal Statistical Office/Office Fédéral de la Statistique.

PC = Pond Conservation (ancien. Pond Action).

PSYM = Predictive SYstem for Multimetrics, développé par le PC à la fin des années 1990, conjointement avec l'Agence de l'Environnement d'Angleterre et du Pays de Galles pour l'évaluation écologiques des eaux dormantes.

PCA = Principal Component Analysis.

PLOCH = Plans d'eaux (O) de Suisse (CH).

PLOGE = Plans d'eaux (O) du canton de Genève (GE), Suisse.

SFSO/OFS = Swiss Federal Statistical Office/Office Fédéral de la Statistique.

SPHN = Société de physique et d'histoire naturelle de Genève.

UICNIUCN = Union Internationale pour la Conservation de la Nature/International Union for Conservation of Nature.

U.S. EPA = United States Environmental Protection Agency.

WFD/DCE = Water Framework Directive/Directive Cadre Européenne sur l'Eau.

CHAPITRE 1

Introduction



Étang de Combes Chapuis (Canton de Genève, février 2004. Altitude 462m)

Longtemps peu reconnus et peu pris en considération par les gestionnaires, les petits plans d'eau font l'objet d'un intérêt grandissant en relation avec la conservation de la biodiversité aquatique, ce qui a amené à la création du premier Réseau Européen de Conservation des Mares et Etangs en 2004 (Oertli *et al.*, 2004; Oertli *et al.*, 2005a).

A l'échelle de la planète, les petits plans d'eau de moins de 10ha représentent plus de 30% de la surface d'eau stagnante (E.P.C.N., 2007). Downing *et al.* (2006) ont montré qu'ils contribuent significativement à plus de 50% au piégeage du carbone à l'échelle de la planète (soit plus que les océans), dû à leur abondance (plus de 300 millions) et à leur forte productivité. Une estimation récente (Oertli *et al.*, 2005a) en dénombre plus de 30'000 en Suisse (plans d'eau de surface comprise entre 100 et 50'000m²) contre 365 lacs de plus grande taille. Ce sont des milieux hébergeant une diversité floristique et faunistique exceptionnelle souvent supérieure à celle des lacs, rivières et fleuves (Williams *et al.*, 2004 ; Angelibert *et al.*, 2006; Davies *et al.*, 2008). Ils servent de refuge et d'habitats à de nombreuses espèces menacées, adaptées à ces milieux particuliers. A cela s'ajoutent des fonctions sociales et économiques, comme par exemple l'épuration des eaux superficielles et la régulation de leur écoulement, ou encore les loisirs (E.P.C.N., 2007).

Pourtant, ces milieux sont particulièrement menacés par l'urbanisation croissante et l'agriculture (Oertli *et al.*, 2000 ; E.P.C.N., 2007). En effet, pour les petits plans d'eau, les conditions environnantes jouent un rôle beaucoup plus important que pour les autres types d'écosystèmes, en raison de leur surface réduite et de leur faible volume d'eau (Davies *et al.*, 2004; E.P.C.N., 2007). Alors que le contrôle de l'eutrophisation des lacs (assainissement des eaux usées, interdiction des phosphates dans les produits de lessive, limitation de l'apport de fertilisants agricoles) a permis de réduire avec succès la concentration des eaux en nutriments, ce phénomène reste l'un des impacts majeurs les plus importants pour les petits plans d'eau (Brönmark & Hansson, 2002). En Suisse, sur 110 petits plans d'eau étudiés en plaine, plus de la moitié sont hypertrophes. Ils sont donc pour la plupart appelés à disparaître dû aux processus de comblement ou d'atterrissement

qui sont fortement accélérés par l'eutrophisation des eaux (voir ch. 2). Or, depuis 1850, la disparition des zones humides, et des petits plans d'eau qu'elles contiennent, est de 90% en Suisse (Imboden, 1976). La protection et la surveillance de ces milieux est donc de première importance, si l'on souhaite éviter des dommages irréversibles sur la biodiversité aquatique. Avec déjà plus de 50% des espèces animales aquatiques de Suisse figurant sur la liste rouge des espèces menacées, la situation est préoccupante (Duelli, 1994, Oertli *et al.*, 2000).

A l'échelle nationale, plusieurs bases légales les concernant sont en vigueur :

- la Loi fédérale sur la Protection de la Nature et du paysage (LPN¹) du 1^{er} juillet 1966 et son Ordonnance d'application du 16 janvier 1991 (OPN²) visent, entre autres, à la protection de la faune et de la flore indigène, ainsi que leur diversité biologique et leur habitat naturel. Ainsi, environ 20% des petits plans d'eau sont inclus dans les inventaires fédéraux (sites de reproduction d'importance nationale des amphibiens, inventaires des zones alluviales, hauts-marais, bas-marais, et sites marécageux) et bénéficient ainsi des protections légales liées à ces inventaires.
- la Loi fédérale sur la protection des Eaux (LEaux³) du 24 janvier 1991 vise à assurer une protection globale des eaux : elle a pour but de protéger les eaux contre toute atteinte nuisible, afin d'assurer le fonctionnement naturel du régime hydrique. L'Ordonnance d'application du 28 octobre 1998 (OEaux⁴) fixe quand à elle des objectifs écologiques pour l'ensemble des eaux superficielles et les exigences correspondantes en matière de qualité des eaux,

Cependant, une enquête auprès de l'Office Fédéral de l'Environnement (OFEV) et des administrations cantonales réalisée en 2003 (Annexes 1 à 5), montre que ces législations sont rarement appliquées aux petits plans

¹ Disponible sous:
<http://www.admin.ch/ch/f/rs/c451.html>

² Disponible sous:
http://www.admin.ch/ch/f/rs/c451_1.html

³ Disponible sous:
http://www.admin.ch/ch/f/rs/814_20/index.html

⁴ Disponible sous:
http://www.admin.ch/ch/f/rs/814_201/index.html

d'eau. Même si 61% des services de protection de l'environnement et/ou des eaux, respectivement 22% des services de protection de la nature intègrent les étangs dans leur programme de surveillance ou de protection, cela reste limité à des cas particuliers ou en fonction de problèmes bien précis.

En ce qui concerne la qualité des eaux de surface, les gestionnaires (administrations cantonales, communales) ainsi que les bureaux d'études en environnement sont démunis pour surveiller l'évolution de ces milieux et proposer des mesures de gestion aptes à assurer leur conservation ou leur maintien en tant que réservoir de biodiversité aquatique. Bien que des méthodes standardisées pour l'évaluation des milieux d'eau stagnante et d'eaux courantes existent (voir Rosenberg & Resh, 1993), elles ne sont pas applicables aux petits plans d'eau car ces derniers présentent des différences limnologiques notables (Oertli *et al.*, 2000 ; Sondergaard *et al.*, 2005a). Une recherche bibliographique, présentée en Annexe 6, a montré que des outils adaptés à l'étude des petits plans d'eau font défaut (Indermuehle *et al.*, 2004). Les gestionnaires ont donc recours à des méthodes d'inventaire exhaustives sur un nombre limité de groupes, malheureusement peu appropriées pour des comparaisons spatiales (au niveau de la région) ou temporelles (biomonitoring).

L'objectif de ce travail est de développer une méthode biologique standardisée et euro-compatible d'évaluation de la qualité écologique spécifique aux petits plans d'eau de Suisse. Cette méthode s'inscrit dans la mise en œuvre de la législation sur la protection des eaux et du suivi de l'état écologique des eaux de surface au niveau cantonal et national (application de la LEaux et l'OEaux). L'évaluation de la qualité écologique est au cœur des préoccupations actuelles que ce soit au niveau international, européen, ou à l'échelle de la Suisse. L'état écologique des eaux n'est plus seulement fonction de la pollution par les eaux usées. Il est donc souvent nécessaire de connaître non seulement la qualité de l'eau considérée pour elle-même, mais également celle du fonctionnement écologique du milieu aquatique en tant qu'écosystème. Pour être appliquée dans le cadre d'un biomonitoring de la qualité écologique des milieux aquatiques par les gestionnaires, cette méthode doit être

d'utilisation relativement aisée et d'un coût raisonnable.

Parmi les outils qui peuvent être développés pour évaluer la qualité écologique des eaux de surface et leur monitoring, les macroinvertébrés sont les bioindicateurs les plus utilisés car ils intègrent de façon continue la diversité des processus physiques, chimiques et biologiques (voir Rosenberg & Resh, 1993 ; Karr & Chu, 1999).

Des approches récemment développées pour l'évaluation écologique des écosystèmes et la mise au point de méthodes de monitoring utilisent des indices « multimétriques » (Karr, 1999). Cette approche se base sur le développement d'un indice intégrant des variables multiples (métriques), sensibles à différents types de dégradation d'origine anthropique et témoignant de la diversité et du fonctionnement écologique du milieu (par exemple la richesse taxonomique ou les traits biologiques et écologiques). Il s'agit par ce biais de caractériser l'impact des activités humaines sur les organismes et les communautés aquatiques par l'étude à la fois de l'habitat et des assemblages biologiques. La comparaison des résultats des mesures avec des valeurs de référence permet alors de conclure si les différences sont significativement liées à une perturbation du milieu. L'approche multimétrique a déjà été empruntée dans plusieurs pays comme l'Espagne (Trigal *et al.*, 2008); la Grande-Bretagne (PCTPR, 2002); l'Italie (Solimini *et al.*, 2008); et les Etats-Unis (U.S.EPA., 1998, 2002a ; Burton *et al.*, 1999 ; Gernes & Helgen, 1999). Ces méthodes restent cependant limitées aux régions géographiques où elles ont été élaborées et ne sont donc pas applicables en Suisse.

Plusieurs travaux récents effectués au sein du Laboratoire d'Ecologie et de Biologie Aquatique de l'Université de Genève (LEBA) de l'Université de Genève et à la Haute Ecole du Paysage, d'Ingénierie et d'Architecture (HEPIA) de Genève offrent une base de données de choix concernant 146 petits plans d'eau Annexes 7 à 12) pour la recherche et l'identification de métriques intégrables dans une méthode d'évaluation écologique basée sur les communautés de macroinvertébrés :

- l'étude effectuée sur 80 petits plans d'eau de Suisse visant à étudier la biodiversité et à élaborer une typologie écologique des

étangs et petits lacs de Suisse (PLOCH, Oertli *et al.*, 2000; 2005),

- l'étude de quatre petits plans d'eau dans le cadre de deux thèses de doctorat (Antoine, 2002 ; Castella-Müller, 2004),
- l'étude de 20 petits plans d'eau du canton de Genève (étude PLOGE, cf. Auderset-Joye *et al.*, 2002 ; Oertli *et al.*, 2003),
- l'étude de quatre petits plans d'eau lors de la mise au point du nouvel indice de biodiversité IBEM (PLOCH-2, Angelibert *et al.* & Indermuehle *et al.*, submitted),
- plusieurs travaux de masters effectués sur 14 plans d'eau (Rimann, 2001 ; Hinden, 2004 et 2005 (Annexe 13) ; Hafner, 2006 ; Sandoz, 2006 ; Ott, non publié),
- des relevés effectués durant ce travail de thèse sur un lot de 24 petits plans d'eau en Suisse (choisis en collaboration avec les gestionnaires).

Ce mémoire est composé de différents chapitres.

Le premier chapitre (ch. 2) développe des éléments relatifs à la problématique générale du sujet de thèse. Il met en évidence les théories écologiques à prendre en compte dans le cadre de l'élaboration d'un indice multimétrique d'évaluation écologique des petits plans d'eau. Une partie est également consacrée aux mesures de protection et de conservation des petits plans d'eau en vigueur.

Le chapitre 3 présente les différentes méthodologies existantes pour l'évaluation des milieux aquatiques couramment utilisées. Il met en évidence dans quelle mesure (contraintes, limites) ces méthodes sont applicables à l'évaluation de la qualité écologique des petits plans d'eau de Suisse.

Le chapitre 4 justifie le choix de l'approche multimétrique dans l'élaboration d'une méthode d'évaluation de la qualité écologique des petits plans d'eau et donne les éléments de base pour son développement.

Trois articles, dont deux publiés, constituant le corps du mémoire de thèse, se succèdent ensuite.

Le premier article (ch. 5, Menetrey *et al.*, 2005) constitue une première approche visant à identifier les métriques susceptibles de mettre en évidence l'influence de l'eutrophisation des

petits plans d'eau de Suisse.

Dans le second article (ch. 6, Menetrey *et al.*, 2008), l'objectif est d'évaluer si des métriques basées sur les éphémères, par ailleurs reconnus comme de bons bioindicateurs de la qualité de l'eau des rivières, peuvent également refléter la qualité de l'eau des milieux d'eau stagnante, et plus particulièrement l'influence de l'eutrophisation.

Le troisième article (ch. 7, Menetrey *et al.*, submitted) comprend deux parties :

- la première est consacrée au développement de l'indice multimétrique de qualité écologique des petits plans d'eau situés à l'étage collinéen (200-800 m d'altitude). Les métriques testées dans les deux premiers articles sont intégrées dans la procédure de sélection finale selon un protocole bien défini (U.S.EPA., 1998 ; Barbour *et al.*, 1999). De nouvelles métriques puisées dans la littérature sont également testées,
- la seconde est consacrée au test de l'indice élaboré sur un set externe (situés en Suisse et dans la région de Lyon (Dombes, France voisine), ceci afin d'évaluer et de confirmer son applicabilité.

La justification du choix et de la classification des sites retenus pour les analyses, du choix des paramètres reflétant la qualité de l'eau ou la qualité écologique, les stratégies d'échantillonnage, de même que les traitements statistiques employés sont présentés à l'intérieur de chacun des trois articles, dans la partie « Materials & Methods ».

Pour terminer, une synthèse des trois articles est présentée dans le chapitre 8, discutant des aspects méthodologiques, des implications pratiques pour l'évaluation écologique et le biomonitoring des petits plans d'eau par les gestionnaires, ainsi que de l'intégration de l'indice dans la stratégie de protection des eaux en Suisse.

Le mémoire se termine par une conclusion générale et présente les perspectives de ce travail (ch. 9).

CHAPITRE 2

Les petits plans d'eau



Ostergauweiher, (Canton de Lucerne, juin 2003. Altitude 554m)

2.1 Notion de petit plan d'eau

Aucune définition précise des petits plans d'eau n'est actuellement reconnue par la communauté scientifique internationale. Pour le moment, ces écosystèmes pourtant très particuliers sont englobés dans le terme plus général de « zones humides », définies par la Convention de Ramsar sur les zones humides¹ (1971) comme : «...des étendues de marais, de fagnes, de tourbières ou d'eaux naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, où l'eau est stagnante ou courante, douce, saumâtre ou salée, y compris des étendues d'eau marine dont la profondeur à marée basse n'excède pas six mètres.».

Les types de milieux composant les zones humides ont fait l'objet de plusieurs classifications. Celle proposée par Dugan (1997) distingue les milieux d'eau salée, d'eau douce, et les zones humides réalisées par l'homme (Annexe 14). Cependant, cette définition ne permet pas d'établir une distinction nette entre les grands et les petits plans d'eau.

Les seuils proposés pour distinguer les types de milieux dans les nombreux ouvrages spécialisés, restent très flous et les critères discriminants extrêmement variables (surface, profondeur, fonctionnement, origine, usages, permanence de l'eau, etc., voir Annexes 15 et 16).

Une première définition intégrant des paramètres écologiques a été proposée par Oertli *et al.* (2000) pour définir les termes « lacs », « étangs » et « mares » (voir Annexe 15). Cependant, la création du premier réseau européen de conservation des mares et étangs (E.P.C.N.) montre que les termes sont toujours aussi difficile à établir et qu'ils comprennent une large variété de milieux aquatiques (voir E.P.C.N., 2007 ; « Pond Manifesto »²).

Comme il s'avère difficile, voire pratiquement impossible de définir une typologie stricte pour chacun de ces milieux, nous considérerons dans cette étude comme petits plans d'eau les

masses d'eau douce stagnante (petits lacs, étangs, mares), permanente, d'origine naturelle ou humaine, d'une surface de 5m² à 10ha et de profondeur moyenne entre 15cm et 9m. La limite de 9m correspond à la profondeur maximale atteinte par les plantes aquatiques. La limite de 10ha correspond à la taille limite en dessous de laquelle les petits plans d'eau ne sont pas pris en compte dans les programmes de surveillance des eaux de surface de Suisse (OFEV, Sieber & Liechti, com. pers.).

Dans le texte qui suit, pour faciliter la lecture, nous utiliserons le terme « étang » pour nommer indifféremment les petits lacs, les étangs, et les mares.

2.2 Les étangs en tant qu'écosystèmes distincts des lacs

L'étang a longtemps été considéré comme un lac miniature avant la définition proposée par Forel (1904) qui le décrit comme « un lac sans sa zone aphotique » (Figure 2.1). Jusque là, peu d'études s'étaient penchées sur le sujet, la plupart se focalisant plutôt sur les lacs d'une certaine importance et sur les rivières. Ce n'est que récemment qu'il a été admis que l'étang présente un fonctionnement bien différent de celui des lacs (Oertli *et al.*, 2000).

Contrairement aux lacs, une stratification thermique ne peut généralement pas se mettre en place dans un étang, dû à sa faible profondeur (Figure 2.1), même si des stratifications peuvent toutefois exister temporairement (à l'échelle de la journée, voire sur quelques jours).

Dû à leur surface réduite et à leur faible volume d'eau, la température de l'eau des étangs s'ajuste plus rapidement à la température de l'air. Ainsi, l'eau des étangs peut subir des variations de températures journalières et saisonnières plus importantes que celle des grands lacs. De plus, la température de l'eau des étangs s'élève plus rapidement et à une valeur plus élevée (jusqu'à 20°C en été). Cette température élevée de l'eau favorise la décomposition rapide de la matière organique morte, qui peut aller jusqu'à deux ou trois fois plus vite qu'au fond des lacs à 4°C (loi du Q10).

¹ Disponible sous : <http://www.ramsar.org/indexfr.htm>

² Disponible sous : http://campus.hesge.ch/epcn/pdf_files/EPCN-MANIFESTO.pdf

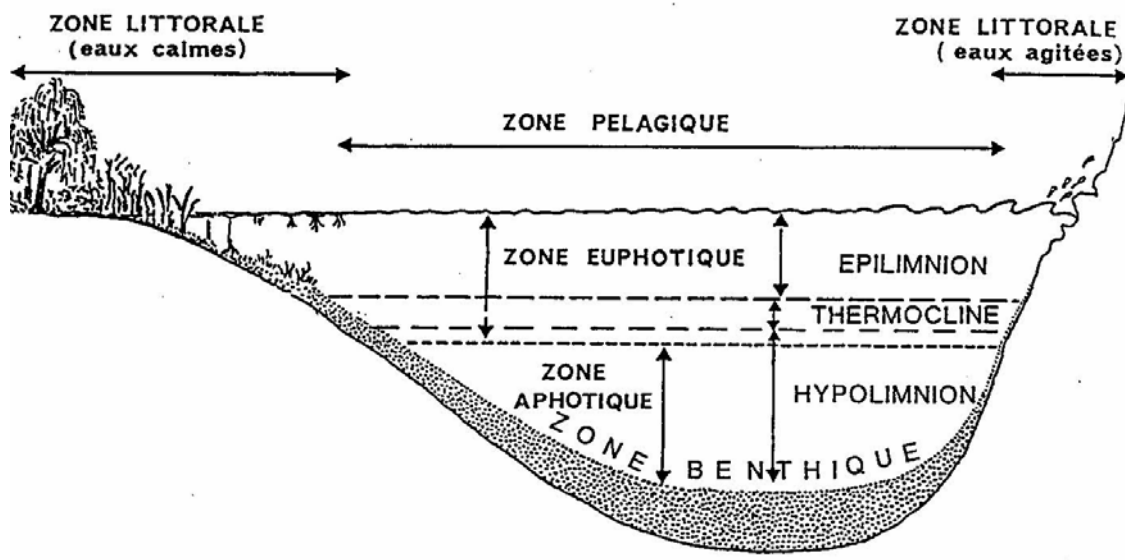


Figure 2.1 Zonation spatiale d'un lac (Pourriot & Meybeck, 1997).

De même, la faible profondeur des étangs implique aussi que la lumière pénètre jusqu'au fond, contrairement aux lacs où elle n'atteint généralement pas les couches les plus profondes (Figure 2.1), d'autant plus difficilement que la turbidité de l'eau générée par le développement du phytoplancton peut être important (Mulhauser & Monnier, 1995 ; Ramade, 1998 ; 2002 ; Oertli *et al.*, 2000). Ainsi, la végétation dans les étangs peut-elle se développer sur la plus grande partie de la surface des fonds puisque la photosynthèse y est possible.

En outre, les échanges entre l'eau et les sédiments sont plus importants dans les étangs (Sondergaard *et al.*, 2005a). Le fait que l'étang puisse totalement geler en hiver empêche les apports atmosphériques gazeux, favorisant l'oxygénation des eaux. De ce fait, les couches d'eau sous la glace s'appauvrissent en oxygène vers la fin de l'hiver, ce qui favorise la remise en suspension d'une partie du phosphore contenu dans le sédiment.

D'autres facteurs agissent différemment en étangs ou en lacs telle que par exemple l'ombre portée par les arbres riverains diminuant localement la productivité (Sondergaard *et al.* (2005a).

Au niveau régional (diversité Gamma), la richesse de la flore et de la faune (richesse spécifique, présence d'espèces rares et uniques adaptées à ce type de milieu) est exceptionnellement élevée dans les étangs, et est souvent supérieure à celle des lacs, canaux, rivières et fleuves (Oertli *et al.*, 2000 ;

Williams *et al.*, 2004 ; Angelibert *et al.*, 2006 ; Davies *et al.*, 2008) (Figure 2.2).

Outre la richesse spécifique des plantes aquatiques et du plancton (algues microscopiques, micro-crustacés et autres rotifères), on dénombre de nombreuses espèces de macroinvertébrés (larves et adultes d'insectes aquatiques, mollusques, crustacés et vers) (Figure 2.3).

La biodiversité importante présente dans les étangs comparativement aux lacs est en partie liée à une plus grande surface de contact proportionnellement avec le milieu terrestre (écotone), offrant ainsi une grande hétérogénéité d'habitats dans l'espace et le temps (Holland, 1988). Ces milieux contribuent donc significativement au maintien et à la conservation de la biodiversité aquatique (Williams *et al.*, 2004 ; Oertli *et al.*, 2005a ; E.P.C.N, 2007).

Les étangs jouent des rôles écologiques multiples. Ils sont le lieu de sources de nourriture, de refuges, et de reproduction pour de nombreux organismes terrestres ou partiellement aquatiques adaptés à ces milieux (amphibiens, reptiles, oiseaux aquatiques, mammifères).

Les poissons ont souvent un impact plus important sur la faune et la flore dans les étangs, dû à leur petite taille en comparaison des lacs (Brönmark & Hansson, 2000 ; De Meester *et al.*, 2005). Par exemple, Sondergaard *et al.* (2005a) ont montré que les étangs ne possédant pas de poissons hébergent

une plus grande diversité de macroinvertébrés et de zooplancton. De même, Miller & Crowl (2006) ont montré que *Cyprinus carpio* perturbe le développement des plantes aquatiques en les mangeant et les déracinant.

Ces nombreux éléments mettent en évidence les différences limnologiques importantes entre lacs et étangs, d'où la nécessité d'élaborer une méthode de qualification de l'état écologique adaptée.

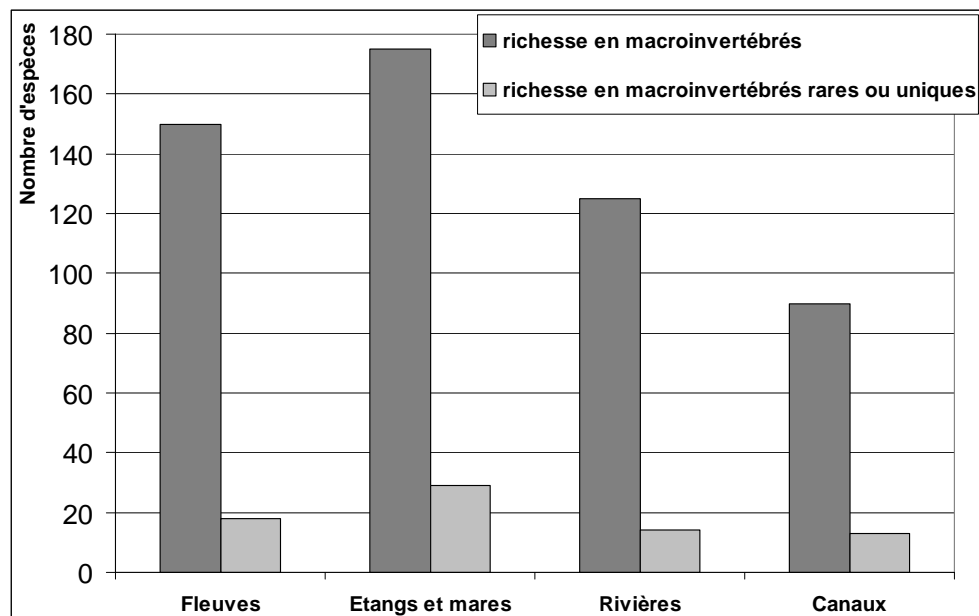


Figure 2.2 Diversité Gamma (échelle régionale) dans le bassin versant du River Cole, au sud de l'Angleterre (Williams *et al.*, 2004). $n = 20$ sites pour chaque catégorie.

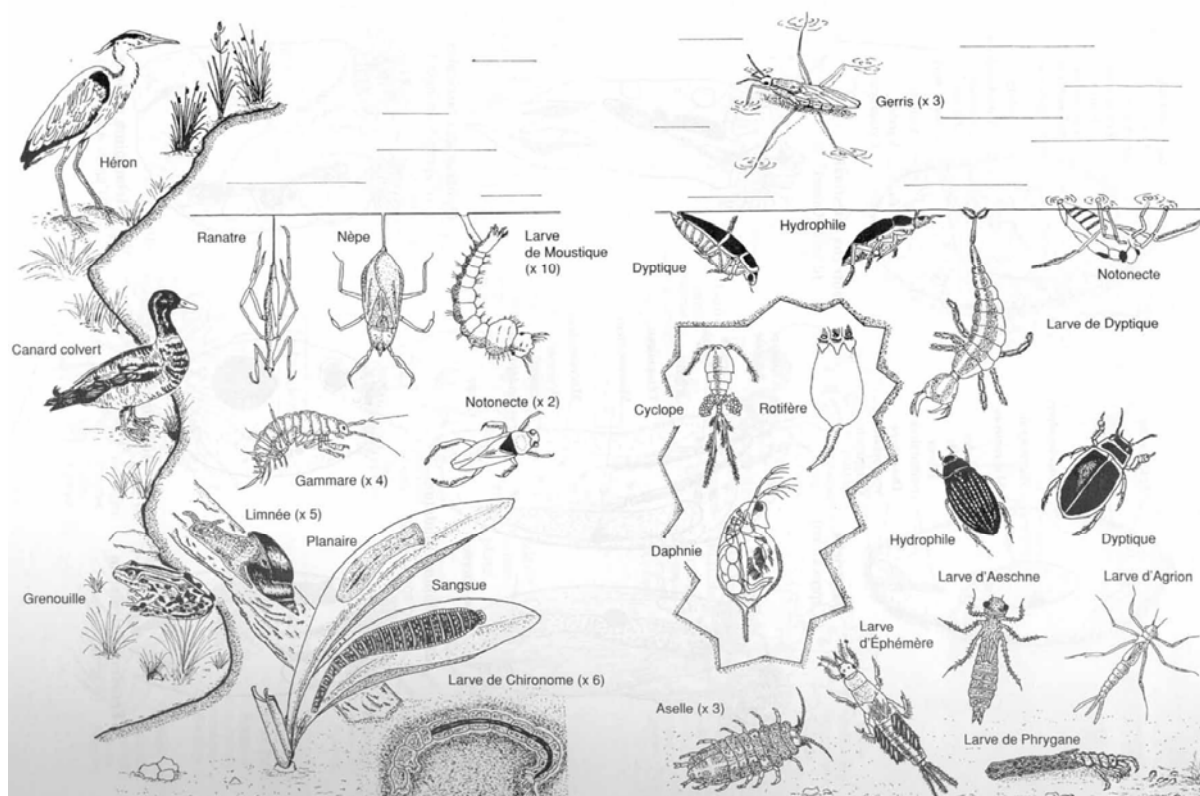


Figure 2.3 Diversité faunistique des étangs (Faurie *et al.*, 2003).

2.3 Menaces pesant sur les étangs

En Suisse, les écosystèmes aquatiques font l'objet de nombreuses pressions d'origine anthropique créées par l'urbanisation croissante et l'agriculture intensive (Oertli *et al.*, 2000 ; E.P.C.N., 2007). Ils sont parmi les milieux aquatiques les plus menacés. Depuis 1850, la disparition des zones humides, et des plans d'eau qu'elles contiennent, est en moyenne de 50% en Europe (Hull, 1997) et approche les 90% en Suisse (Imboden, 1976).

Un étang ne fonctionne pas comme un système hermétiquement fermé. C'est un élément du paysage intégré dans son environnement où les échanges sont fréquents avec les écosystèmes voisins. Ainsi, les conditions environnantes des étangs jouent un rôle beaucoup plus important que pour les autres types d'écosystèmes, dû à leur surface réduite et à leur faible volume d'eau. Tout changement dans l'environnement affecte les conditions de l'étang (Davies *et al.*, 2004; E.P.C.N., 2007).

Pour protéger un étang, il convient donc de se préoccuper aussi de son bassin versant. Les pratiques agricoles et l'urbanisation ont eu pour conséquence l'altération, et la destruction d'un grand nombre de ces milieux. L'intensité de l'utilisation du sol dans le bassin versant de l'étang influence fortement le degré avec lequel il est exposé aux polluants (Davies *et al.*, 2004).

De plus, la perte de connectivité entre ces milieux fragilise les populations locales au point d'entraîner parfois leur disparition.

Une autre pression exercée sur ces milieux est venue s'ajouter dès les années 50-60 : l'eutrophisation des eaux. Ce phénomène naturel a été accéléré par les apports excessifs de nutriments (phosphore en particulier) en provenance des ménages, de l'industrie, et de l'agriculture.

L'eutrophisation reste un problème important pour la majeure partie des étangs (Brönmark & Hansson, 2002), contrairement aux lacs où les mesures prises dès les années 80 ont réduits

sensiblement l'apport en nutriments (assainissement des eaux usées, interdiction des phosphates dans les produits de lessive, limitation de l'apport de fertilisants agricoles). Des modifications très rapides des stades d'eutrophisation sont ainsi enregistrées en été dans les étangs (Bazzanti *et al.*, 1993). La profondeur influence aussi la perception du degré d'eutrophisation des milieux d'eau stagnante (Wiederholm, 1980a). Selon Brodersen *et al.* (1998), la rétention du phosphore dans l'hypolimnion des lacs pendant la stratification permettrait une diminution de la production primaire en surface dans l'épilimnion. Si c'est le cas, pour une même concentration de phosphore, les étangs apparaissent plus eutrophes que les lacs. Une étude préliminaire sur 146 plans d'eau de Suisse (Menétrey, données non publiées) a montré que plus de 50% des étangs en plaine sont hypertrophes (Figure 2.4a), alors que les étangs de l'étage alpin, qui subissent moins de pression humaine, sont en majorité oligotrophes (Figure 2.4b).

L'évolution naturelle des écosystèmes lentiques conduit au changement, puis à leur disparition progressive sous l'influence des processus de comblement et d'atterrissement. Ces processus sont fortement accélérés par l'eutrophisation des eaux.

Des mesures adéquates de protection et de conservation de ces milieux sont donc de toute première importance, ce qui nécessite leur surveillance par la mise en place de méthodes d'évaluation adaptées à ces milieux.

2.4 Mesures de protection et de conservation des étangs

Les mesures de protection et de conservation en vigueur qui concernent directement ou indirectement les étangs s'inscrivent principalement dans le cadre de deux politiques publiques complémentaires :

- 1) La politique en matière de protection de la nature.
- 2) Protection de la qualité des eaux.

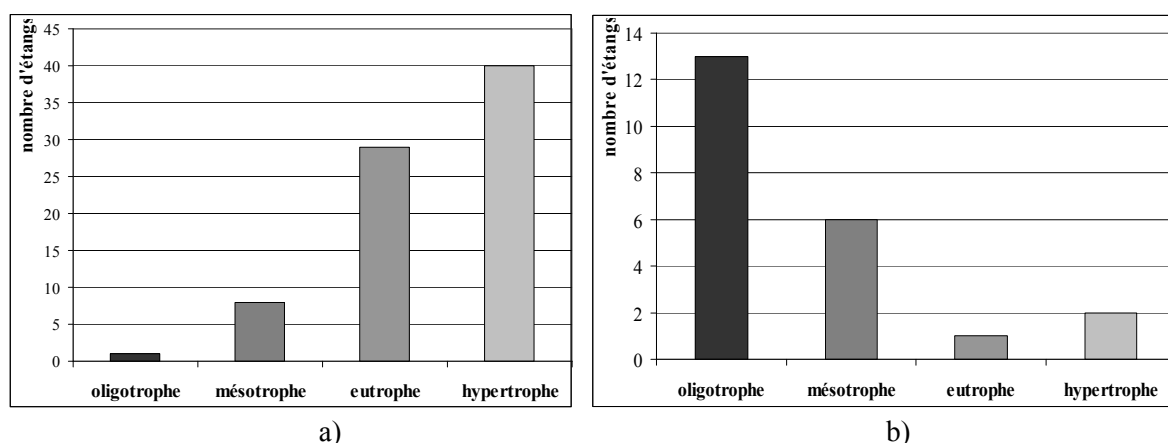


Figure 2.4 Classification trophique des 146 plans d'eau de Suisse selon les critères de l'OCDE (1982) pour le phosphore total, et de Wetzel (2001) pour l'azote minéral. a) étage collinéen (200-800 m d'altitude); b) étage alpin (> 1800 m d'altitude).

2.4.1 Mesures de protection de la nature

A l'échelle internationale, la Convention sur la diversité biologique (CBD, adoptée à Rio de Janeiro, 1992¹) a été ratifiée en novembre 1994 par la Suisse et est entrée en vigueur en février 1995. Elle prône la protection et la conservation de la diversité biologique et l'utilisation durable de ses éléments. De même, la Convention de Ramsar sur les zones humides (1971), signée par 158 pays, dont la Suisse, a pour mission la conservation et l'utilisation rationnelle des zones humides.

A l'échelle nationale, plusieurs instruments légaux sont destinés au maintien de la biodiversité des étangs :

- la Loi fédérale sur la protection de la nature et du paysage (LPN, RS 451) du 1^{er} juillet 1966 (Art. 1d, 18, 20, 21) et son Ordonnance d'application du 16 janvier 1991 (OPN, RS 451.1, Art. 1, 13, 14, 16, 17, 20) visent, entre autres, à la protection de la faune et de la flore indigène, ainsi que leur diversité biologique et leur habitat naturel.
- inventaires et ordonnances de protection : Selon la LPN (Art. 5), les habitats de valeur justifiant une protection ont été inventoriés par la Confédération et les cantons ont l'obligation légale de les préserver. Ce sont ainsi près de 2800 milieux aquatiques, incluant chacun généralement un ou plusieurs étangs qui sont inclus dans les inventaires fédéraux (772 sites de

reproduction d'importance nationale des amphibiens, 282 zones alluviales, 549 hauts-marais, 1163 bas-marais). D'autre part, les cantons ainsi que des organisations privées ont créé un certain nombre de réserves naturelles. Environ 20% des petits plans d'eau bénéficient ainsi des mesures de protection légale liées à ces inventaires.

- listes rouges : La Confédération a établi des listes rouges des espèces menacées, dont certaines concernent directement les étangs (coléoptères, gastéropodes, libellules, amphibiens, reptiles, oiseaux nicheurs). Elle s'investit également pour protéger ces espèces et leurs habitats.

Le nouvel indice IBEM, développé en Suisse (Angelibert *et al.* & Indermuehle *et al.*, submitted), permet de répondre à ces différentes bases légales sous la forme d'un indice d'évaluation globale de la biodiversité des étangs.

2.4.2 Mesures de protection des eaux

La protection globale des eaux et de leurs multiples fonctions, notamment en tant que biotopes pour les espèces, ainsi que leur gestion et leur utilisation dans une optique de développement durable sont au cœur des préoccupations actuelles, que ce soit au niveau international, européen, ou à l'échelle de la Suisse. Actuellement, l'état écologique des eaux n'est plus seulement fonction de la pollution par les eaux usées. Il est donc souvent nécessaire de connaître non seulement la qualité de l'eau considérée isolément, mais celle du fonctionnement écologique du milieu aquatique dans son ensemble car il est

¹ Disponible sous:
http://www.admin.ch/ch/fr/rs/c0_451_43.html

déterminant pour la conservation de la biodiversité. La notion de qualité écologique nécessite de prendre en compte simultanément les paramètres physico-chimiques, hydro-morphologiques, et biologiques.

A l'échelle internationale, la Convention de Ramsar sur les zones humides (1971) encourage le développement de méthodes de suivi et de contrôle de la qualité écologique des eaux du point de vue des paramètres biologiques et physico-chimiques (Résolution VII.25 : Mesure de la qualité écologique des zones humides¹).

A l'échelle européenne, la gestion de l'eau fait l'objet d'une Directive Cadre sur l'Eau (DCE, Directive 2000/60/EC²). La DCE exige des Etats membres la mise en place de programmes de surveillance de l'état écologique pour toutes les eaux. Elle fixe à l'horizon 2015 un objectif de « bon état écologique » pour ces milieux, mais elle n'intègre pas encore dans son programme les plans d'eau de superficie inférieure à 50ha. Le bon état écologique, qui est un synonyme d'intégrité écologique est défini dans l'Annexe V de la DCE pour les lacs (Tableau 2.1) comme : « Etat d'une masse d'eau de surface dont les paramètres biologiques, hydromorphologiques, chimiques et physico-chimiques, généraux, et les polluants spécifiques sont proches de ceux rencontrés dans des conditions naturelles non perturbées. Le bon fonctionnement de l'écosystème est assuré ». La réalisation de cet objectif passe par la mise en place d'actions spécifiques d'établissement d'état des lieux et de restauration des milieux selon un programme prédéfini précis.

A l'échelle nationale, plusieurs bases légales sont en vigueur :

- la Loi fédérale sur la protection des Eaux (LEaux, 814.20) du 24 janvier 1991 vise à assurer une protection globale des eaux : elle a un triple objectif :

- protéger les eaux contre toute atteinte nuisible afin d'assurer le fonctionnement naturel du régime hydrique (notamment dans l'intérêt de la santé, de l'approvisionnement en eau potable et de celui en eau d'usage industriel);
- la sauvegarde des biotopes naturels de la faune et de la flore ;
- la conservation du cycle naturel de l'eau;
- son Ordonnance d'application du 28 octobre 1998 (OEaux, RS 814.201) fixe des objectifs écologiques pour l'ensemble des eaux superficielles et les exigences correspondantes en matière de qualité des eaux afin qu'elles puissent remplir la diversité de leurs fonctions de biotopes pour les plantes et les animaux et servir de ressource naturelle.

En ce qui concerne les milieux d'eau courante, les exigences de ces bases légales peuvent être satisfaites par l'application du système modulaire gradué, élaboré conjointement par l'OFEV et l'EAWAG, qui définit le cadre d'une analyse et d'une appréciation standardisées des cours d'eau de Suisse. Il se compose de différents modules qui sont pour certains encore en phase de projet ou de test (OFEV, 1998) :

- hydrologie,
- écomorphologie,
- chimie des eaux,
- écotoxicologie,
- biologie (macroinvertébrés, poissons, diatomées, macrophytes³),

Une publication sur les méthodes d'appréciation des lacs devrait aussi bientôt voir le jour. Par contre, aucune publication n'est pour le moment prévue pour les étangs. En effet, les étangs ne sont le plus souvent pas inclus dans la surveillance des eaux de surface effectuée par les services de protection de l'environnement et/ou des eaux. Dans le cadre de cette étude, une enquête préliminaire a été réalisée en 2003 auprès de l'OFEV et des

¹Disponible sous :

http://www.ramsar.org/res/key_res_vii.25f.htm

² Directive 2000/60/CE du Parlement Européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Adopté le 22 décembre 2000. Site web officiel :

<http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32000L0060:FR:HTML>

³ Les macrophytes sont définies par l'OFEV comme les plantes aquatiques (hydrophytes) dont les parties utiles à la photosynthèse se trouvent en permanence ou au moins durant plusieurs mois par année sous l'eau, à moins qu'elles ne flottent à la surface. Le terme de macrophytes désigne toutes les plantes aquatiques visibles à l'œil nu, qu'il s'agisse de plantes à fleurs, de fougères, de mousses ou d'algues.

administrations cantonales dans un double but :

- 1) déterminer l'état actuel de la surveillance des étangs,
- 2) mieux cibler les intérêts et attentes des gestionnaires concernant l'élaboration d'une méthode d'évaluation écologique adaptée aux étangs.

Un des résultats de l'enquête montre que, malgré l'existence de dispositions légales, l'évaluation de la qualité écologique est rarement appliquée aux étangs. Même si 61% des services de protection de l'environnement et/ou des eaux, respectivement 22% des services de protection de la nature intègrent les étangs dans leur programme de surveillance ou de protection (Figure 2.5, détails en Annexes 1

à 5), cela reste limité à des cas particuliers ou en fonction de problèmes bien précis.

En ce qui concerne la surveillance des eaux de surface, l'OFEV (Sections Eaux de surface, qualité et Gestion des Eaux) a fixé arbitrairement, pour des impératifs économiques et non écologiques, à 10ha la surface des plans d'eau nécessitant un monitoring de la qualité des eaux (OFEV, Sieber & Liechti, com. pers.). Malgré l'importance des étangs comme réservoir de biodiversité aquatique (Oertli *et al.*, 2000), aucun objectif de surveillance en vue de leur maintien ou de leur protection n'est donc clairement fixé pour les étangs (lettre de l'OFEV, Sieber & Liechti, Annexe 17).

Tableau 2.1 Extrait de la DCE (Annexe V; 1.1.2) donnant les éléments de qualité pour la classification de l'état écologique des lacs (Directive 2000/60/EC).

Paramètres biologiques

Composition, abondance et biomasse du phytoplancton

Composition et abondance de la flore aquatique (autre que le phytoplancton)

Composition et abondance de la faune benthique invertébrée

Composition, abondance et structure de l'âge de l'ichtyofaune

Paramètres hydromorphologiques soutenant les paramètres biologiques

Régime hydrologique:

- quantité et dynamique du débit d'eau
- temps de résidence
- connexion à la masse d'eau souterraine

Conditions morphologiques:

- variation de la profondeur du lac
- quantité, structure et substrat du lit
- structure de la rive

Paramètres chimiques et physico-chimiques soutenant les paramètres biologiques

Paramètres généraux

Transparence

Température de l'eau

Bilan d'oxygène

Salinité

État d'acidification

Concentration en nutriments

Polluants spécifiques

Pollution par toutes substances prioritaires recensées comme étant déversées dans la masse d'eau

Pollution par d'autres substances recensées comme étant déversées en quantités significatives dans la masse d'eau

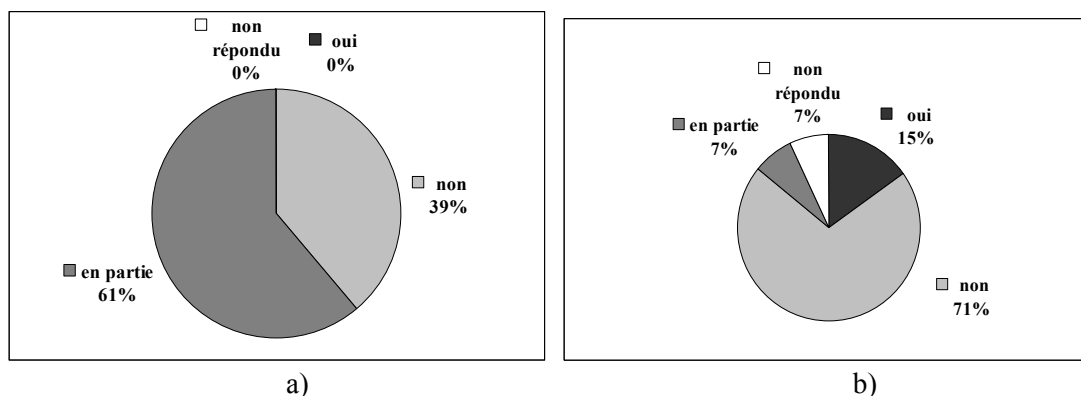


Figure 2.5 Résultats de l'enquête menée auprès des services cantonaux de protection: a) de l'environnement et/ou des eaux ($n = 18$) b) de la nature ($n = 14$) en relation avec la question 1 : "Les étangs font-ils partie de la gestion et de la surveillance des eaux de surface dans votre canton ?".

Les gestionnaires (administrations cantonales, communales), ainsi que les bureaux d'études en environnement sont ainsi démunis pour surveiller l'évolution de ces milieux et proposer des mesures de gestion aptes à leur conservation ou leur maintien en tant que réservoir de biodiversité aquatique. En effet, la plupart ne disposent pas de moyens financiers suffisants pour mettre en œuvre les bases légales. De plus, des méthodes d'évaluation standardisées propres aux petits plans d'eau font défauts (Indermuehle *et al.*, 2004, cf. Annexe 6). Les gestionnaires ont ainsi recours à l'utilisation de méthodes d'évaluation inadaptées spécifiques aux rivières et aux lacs, ou à des inventaires plus ou moins exhaustifs qui sont le plus souvent limités à un, voire deux groupes en particulier (surtout odonates, amphibiens), donc malheureusement peu appropriées pour des comparaisons spatiales (au niveau de la région) ou temporelles (biomonitoring). Des méthodes d'évaluation

standardisées spécifiques à ce type d'écosystèmes sont donc indispensables afin de mieux protéger et gérer ces milieux dans le futur.

La mise au point d'un indice d'évaluation de la qualité écologique des étangs de Suisse, basé sur les communautés de macroinvertébrés, permet de répondre directement à cet objectif. Elle constitue donc un instrument important de la mise en œuvre de la législation sur la protection des eaux et du suivi des écosystèmes aquatiques aux échelles cantonale et nationale. Elle pourrait venir compléter le développement d'un système modulaire gradué pour les eaux dormantes actuellement en phase de conception (Langhans, com. pers.). Elle s'inscrit également dans le cadre de la stratégie du maintien de la biodiversité en Suisse (LPN et OPN) puisque celle-ci dépend directement d'une bonne qualité écologique du milieu.

CHAPITRE 3

Méthodologies de qualification des milieux aquatiques



Immez (Parc National de Macun, Grisons, juillet 2002. Altitude env. 2650m)

Ce chapitre présente les différentes méthodes d'évaluation des milieux aquatiques couramment utilisées, principalement en Europe et aux Etats-Unis et montre en quoi elles ne sont pas adaptées à l'évaluation de la qualité écologique des étangs. Ces méthodes ont été développées initialement pour les milieux lotiques (cours d'eau, rivières, fleuves) et les lacs. En revanche, les méthodologies d'évaluation biologique des étangs sont encore peu développées (voir synthèse dans Indermuehle *et al.* (2004), Annexe 6).

Nous verrons dans quelle mesure ces méthodes sont néanmoins susceptibles d'apporter une aide à l'élaboration d'une nouvelle méthode d'évaluation adaptée aux étangs.

3.1 Pertinence de l'utilisation des méthodes biologiques pour la qualification des milieux aquatiques

Les méthodologies d'évaluation de l'intégrité biologique, définies le plus souvent par le terme de méthodes biologiques, sont reconnues mondialement comme une composante essentielle des programmes de surveillance des eaux de surface car elles donnent une mesure directe de l'intégrité écologique de l'écosystème (Rosenberg & Resh, 1993 ; U.S.EPA., 2002b). En effet, la dégradation d'un ou de plusieurs des composants de l'écosystème se reflète généralement dans les communautés biologiques. Les méthodes biologiques permettent notamment de vérifier si les objectifs de qualité écologique des eaux de surface fixés par exemple par la Convention de Ramsar (1971), la DCE (2000) ou la LEaux sont atteints.

Les méthodes biologiques s'avèrent être plus performantes que les méthodes physico-chimiques traditionnellement utilisées pour évaluer l'état des écosystèmes aquatiques car elles intègrent de façon continue les variations des conditions du milieu dans le temps. Elles peuvent ainsi renseigner non seulement sur les multiples pollutions chimiques ponctuelles ou diffuses qui ont sévi au cours du temps, mais aussi détecter des influences cachées ou complexes de ces polluants en intégrant les effets synergiques, additifs et antagonistes sur les organismes vivants (Rosenberg & Resh, 1993; U.S.EPA., 2002b). De plus, ces méthodes peuvent renseigner sur les influences

de perturbations qui ne sont pas d'origine chimique, comme par exemple la dégradation et la fragmentation des habitats ou l'introduction d'espèces exotiques.

Les méthodes biologiques reposent sur l'utilisation de bioindicateurs. Un bioindicateur est un organisme, ou un ensemble d'organismes (animal ou végétal) qui, par suite de leurs particularités écologiques, sont l'indice de modifications abiotiques ou biotiques de l'environnement dues à tel ou tel type d'action humaine (Ramade, 2002).

3.2 Historique des méthodes d'évaluation biologiques basées sur les macroinvertébrés

Les macroinvertébrés comprennent des groupes tels que les insectes (éphémères, plécoptères, trichoptères, diptères, coléoptères, mégaloptères, et odonates), mollusques, crustacés, sangsues, et vers (Tachet *et al.*, 2000). Certains vivent de façon permanente dans le milieu aquatique (vers, sangsues, mollusques, etc.), d'autres temporairement (stades larvaires des insectes). Le terme de macroinvertébrés reste cependant assez flou, notamment à cause du critère de la taille. Dans notre étude, nous prenons en compte la définition de Cummins (1975), qui considère que les macroinvertébrés ont au moins 3-5mm au dernier stade de leur développement. Ceci implique un recouvrement des tailles entre les stades jeunes de macroinvertébrés et les derniers stades de microinvertébrés, même si ces derniers dépassent rarement le mm.

Les macroinvertébrés jouent un rôle primordial dans l'écosystème étang. Ils sont présents en grande quantité et avec une diversité importante qui contribue à maintenir l'équilibre des écosystèmes aquatiques, mais aussi terrestres, puisque certaines espèces émergent hors de l'eau pour vivre leur stade mature. Ils jouent un rôle crucial dans la chaîne trophique en fournissant avec le plancton les premiers nutriments pour de nombreuses espèces de poissons, d'amphibiens et d'oiseaux. Par exemple, les trichoptères, surtout au stade larvaire, et les éphémères, sont une source de nourriture importante pour de nombreux poissons d'eau douce. Les odonates pour leur part jouent un rôle important au niveau du contrôle des populations de moustiques, de mouches et autres petits

insectes qu'ils consomment abondamment tout au long de leur vie. De plus, ils participent au recyclage de la matière organique (dégradation des végétaux).

Les macroinvertébrés sont depuis longtemps les plus utilisés pour l'évaluation de la qualité des écosystèmes aquatiques (Rosenberg & Resh, 1993 ; Karr & Chu, 1999). Ils sont reconnus pour être de très bons indicateurs de l'intégrité des écosystèmes aquatiques car ils possèdent de nombreux avantages (voir Rosenberg & Resh, 1993):

- présence dans tous les types de milieux aquatiques (ubiquistes),
- grande diversité de formes taxonomiques et fonctionnelles,
- rôle clé dans la chaîne alimentaire aquatique : source principale de nourriture pour de nombreux poissons, insectes, amphibiens,
- diversité importante des cycles de vie,
- stade larvaire en général suffisamment long (de quelques mois à 3 ans),
- mobilité restreinte pour la plupart des groupes (exception : coléoptères, hétéroptères),
- tolérance variable aux différents types de polluants et à la dégradation du milieu,
- faciles à échantillonner car abondance élevée,
- exigences écologiques de la plupart des espèces bien connues,
- clés de détermination faciles d'utilisation pour la plupart des groupes,
- économiques (coût de mise en œuvre peu élevé en comparaison des analyses physico-chimiques).

En revanche, leur distribution peut être affectée par d'autres facteurs environnementaux que la qualité du milieu. Par exemple, les variations saisonnières importantes de leur abondance et de leur distribution, particulièrement chez les insectes, impliquent qu'ils peuvent être absents une partie de l'année (Mason, 1991). L'utilisation de méthodes standardisées adaptées aux différents types de milieu permet de corriger cet effet en échantillonnant tous les types de milieux et à un, ou plusieurs moments précis de l'année. De nombreuses méthodes d'évaluation des milieux aquatiques utilisant les macroinvertébrés sont disponibles.

Les méthodes biologiques utilisant les communautés de macroinvertébrés peuvent

être divisées en deux grands groupes (selon Rosenberg et Resh, 1993) qui évaluent :

- 1) l'impact d'un stress environnemental spécifique (eutrophisation, pollution organique).
- 2) la qualité globale de l'écosystème.

3.2.1 Méthodes évaluant l'impact d'un stress environnemental spécifique (eutrophisation, pollution organique)

3.2.1.1 Milieux lenticques : évaluation de l'état trophique

En milieu lentique, relativement peu de méthodes impliquant l'utilisation des communautés de macroinvertébrés ont été développées. Parmi les méthodes existantes, la plupart sont focalisées plus particulièrement sur les lacs pour évaluer l'état trophique du milieu en utilisant les larves d'insectes chironomidés, les vers oligochètes, et/ou les mollusques bivalves sphaeridés, qui ont l'avantage d'être présents jusque dans les zones profondes (Wiederholm, 1980a ; Bazzanti *et al.*, 1993 ; Brodersen & Lindegaard, 1999 ; Milbrink *et al.*, 2002).

Depuis les travaux pionniers de Thienemann (1913), de nombreux outils de biomonitoring ont été développés en utilisant un groupe particulier pour évaluer leur état trophique (Saether, 1979 ; Wiederholm, 1980a ; Milbrink, 1983 ; Lauritzen, 1985 ; Lang, 1990 ; Lafont, 1991 ; Mouthon, 1993). Parmi les plus utilisés, citons par exemple l'« Indice de Qualité Benthique Chironomidés » (IQBC), élaboré par Wiederholm (1980b), et adapté aux lacs européens profonds. Il prend en compte le nombre d'individus de chaque groupe d'espèces indicatrices sur le nombre total d'individus des espèces indicatrices. Un autre indice, basé sur les vers oligochètes est l'« Indice Oligochètes de bioindication Lacustre » (IOBL), basé sur la diversité et la densité des espèces (AFNOR, 2005). L'indice mollusque (IMOL) est quand à lui basé sur la présence et l'abondance des genres de mollusques dans les sédiments, ainsi que sur leur répartition bathymétrique (Mouthon, 1993).

La critique générale de ces méthodes utilisant un seul groupe d'organismes est que ceux-ci doivent être déterminés au niveau de l'espèce, ce qui nécessite l'appel à un spécialiste. Leur

détermination est en effet plus complexe que pour les autres macroinvertébrés car un montage sous microscope s'avère le plus souvent obligatoire (chironomidés et oligochètes). De plus, cette approche ciblée sur un seul groupe occulte les informations provenant des autres organismes qui constituent la biocénose en place et ne permet ainsi pas d'avoir une mesure intégrale de l'écosystème.

3.2.1.2 Milieux lotiques : mesure de la pollution organique

En milieu lotique, de nombreuses méthodes ont été développées, en particulier destinées à mesurer la pollution organique. Elles peuvent être regroupées en deux catégories : les indices biotiques et les indices de diversité/similarité.

3.2.1.2.1 Les indices biotiques

Historiquement, ils dérivent du système des saprobies (Kolkwitz & Marsson, 1909) qui a été appliqué dès le début du 20^{ème} siècle en Allemagne pour évaluer la pollution organique des eaux courantes. Le système des saprobies est encore en application en Allemagne et dans certains pays de l'Est. Plusieurs indices

saprobiaux dérivés ont été développés depuis, après avoir subi des améliorations (Friedrich, 1990 ; Sladeczek, & Sladeczkova, 1998).

Elaboré sur la base du système des saprobies, le Trent Biotic Index (TBI) (Woodiwiss, 1964) a été largement utilisé pour l'évaluation de l'état des rivières en Angleterre, de même qu'en Europe. Il est à la base de la plupart des nombreux indices biotiques développés par la suite dès le milieu du 20^{ème} siècle (Figure 3.1).

Le principe du calcul de l'indice consiste à combiner une indication de diversité taxonomique sur la base des groupes observés, avec une indication de polluosensibilité de groupes taxonomiques particuliers, pour obtenir un score (Metcalfé, 1989). Le calcul de ces indices est donc basé sur deux caractéristiques des communautés colonisant les milieux pollués (Mason, 1991) :

- richesse taxonomique moins élevée dans les milieux pollués,
- disparition progressive des espèces sensibles intolérantes (espèces bioindicatrices) à mesure que le gradient de pollution organique augmente.

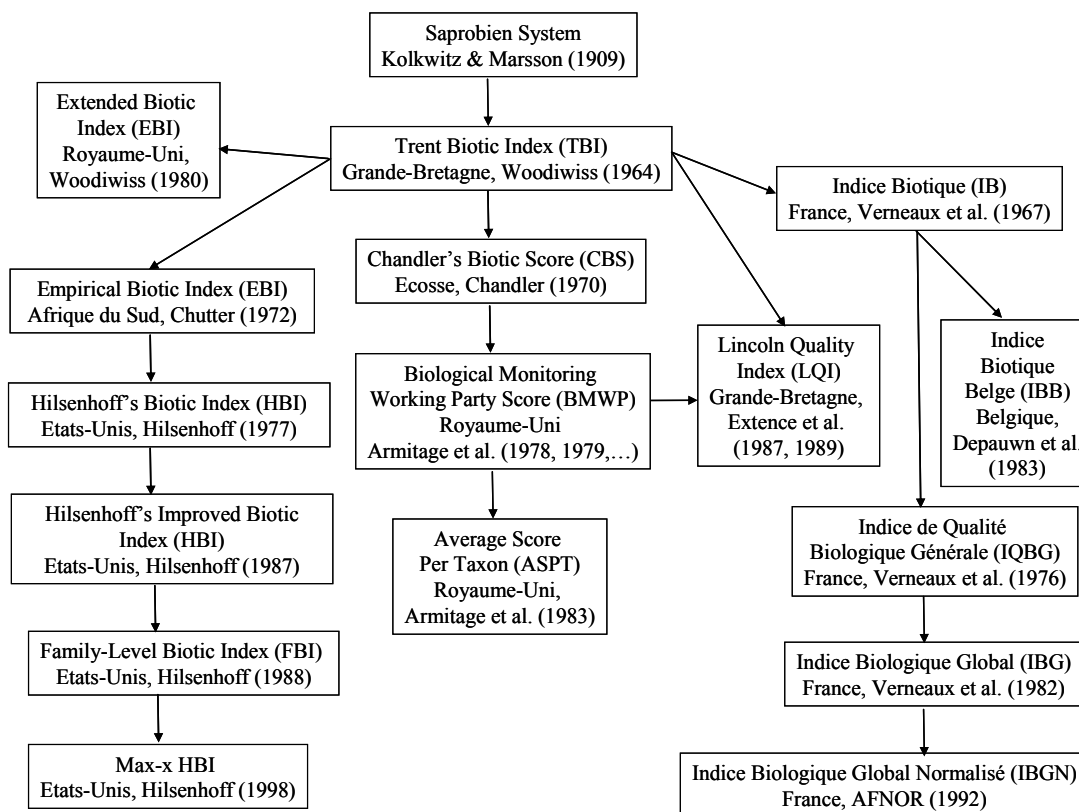


Figure 3.1 Historique du développement des indices biotiques les plus utilisés pour l'évaluation de la qualité chimique et écologique des eaux de surface (rivières). Complété selon Williams *et al.* (1996).

Les méthodes d'indices biotiques sont parmi les plus diffusées et usitées. Des améliorations ont été apportées ces dernières années pour l'élaboration de nouveaux indices en ne gardant que la famille comme niveau taxonomique de détermination. Par exemple, on peut citer le « Biological Monitoring Working Party Score » (BMWP) et l'« Average Score Per Taxon » (ASPT), développés par Armitage *et al.* (1983) ou le « Lincoln Quality Index » (LQI) élaboré par Extence *et al.* (1987, 1989). En Suisse, l'inclusion de l'Indice Biologique Global Normalisé » (IBGN) d'AFNOR (1992) dans le système modulaire gradué des méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau est actuellement en phase de test (OFEV, 2005).

Toutefois, l'utilisation de ces indices comporte de nombreuses limites (voir Washington 1984 ; Rosenberg & Resh, 1993) :

- comme ils ont été développés historiquement pour l'évaluation de la pollution organique, leur application à d'autres formes de pollution peut poser problème,
- ils ne peuvent être spécifiques qu'à un, voire deux types de pollution particulières au maximum (pollution organique notamment) car les organismes indicateurs ne peuvent pas être également sensibles à tous les types de pollution,
- ils ne permettent pas de différencier les fluctuations naturelles, temporelles et spatiales des communautés vivantes des impacts d'origine anthropique,
- ils ne déterminent pas la part des conditions physiques naturelles et la part des perturbations d'origine anthropique,
- ils n'identifient pas le type de perturbation influençant la qualité générale,
- la sélection d'espèces indicatrices correspond à une région géographique bien précise,
- le niveau de l'indice de qualité du milieu dépend des conditions locales,
- ils restent spécifiques aux milieux lotiques, même si un indice biotique a été développé récemment pour les étangs, le « water quality of lentic shallow environments » (QAELS) par Boix *et al.* (2005). Cet indice reste cependant limité aux zones humides méditerranéennes.

3.2.1.2.2 Les indices de diversité/similarité

Ces indices sont le fruit de mesures

quantitatives qui peuvent être analysées statistiquement. Ils sont basés sur la répartition de l'abondance relative des espèces à l'intérieur même d'une communauté. Les indices de similarité sont définis par Washington (1984) comme une mesure de la ressemblance entre les structures de deux communautés. Les indices de diversité ont été produits en grand nombre (Shannon & Weaver, 1949; Simpson, 1949 ; Margalef, 1958; Menhinick, 1964 ; Cairns & Dickson, 1971; MacArthur, 1972 ; Keefe & Bergersen, 1977), tout comme les indices de similarité (ou dissimilarité) (voir synthèse dans Brock (1977) et Washington (1984)) et font toujours l'objet de développements à l'heure actuelle, comme par exemple l'indice de Margalef (Camargo, 1992; Docampo & Debikuna, 1994).

Toutefois, Washington (1984) a montré que la plupart des indices de diversité sont inadéquats pour qualifier la qualité écologique des milieux aquatiques car les valeurs obtenues varient fortement en fonction de facteurs autres que la pollution (fluctuation des populations lors des périodes de reproduction, taille des échantillons, méthode d'échantillonnage utilisée, profondeur et durée de l'échantillonnage, niveau taxonomique utilisé). Concernant les indices de similarité, peu d'entre eux ont été utilisés sur les écosystèmes aquatiques, excepté pour les milieux marins. Parrish & Wagner (1983) considèrent que ces indices sont sensibles aux espèces rares ou à l'abondance d'espèces dominantes, et fournissent de ce fait une valeur compliquée difficile d'accès pour les personnes n'ayant pas de formation en écologie. Un autre inconvénient majeur de ces deux types d'indice est l'effort considérable d'échantillonnage qui doit être quantitatif afin de fournir l'abondance de chaque espèce. Ainsi, leur application pratique a été maintes fois remise en cause ces dernières années.

3.2.2 Méthodes évaluant la qualité globale de l'écosystème

Concernant les lacs, un indice de qualité benthique global et pertinent pour le zoobenthos des lacs profonds européens est en cours d'élaboration. Depuis la parution de la DCE en 2000, plusieurs indices de qualité biologique et de classification écologique des lacs ont été développés en Europe (e.g. Kansanen *et al.*, 1990 ; Ruse, 2002 ;

Margaritora *et al.*, 2003 ; Verneaux *et al.*, 2004 ; AFNOR, 2005,), pour la plupart faisant partie de la famille des méthodologies basées sur les indices biotiques (voir ch. 3.2.1.2.1). Sur le continent nord-américain, le « Trophic Condition Index canadien » (TCI) de Hamilton & Herrington (1968) est utilisé.

Cependant, ces méthodes ne prennent en compte dans le calcul de l'indice que des groupes de communautés des zones profondes typiques des lacs (chironomidés et oligochètes notamment), et ne sont donc pas applicables aux étangs.

Les premières méthodologies d'évaluation de la qualité générale de l'écosystème ont d'abord été développées pour les milieux lotiques et se basent sur trois types d'approches différentes : les modèles prédictifs, les analyses multivariées, et la méthode multimétrique.

3.2.2.1.1 Les modèles prédictifs

Les modèles prédictifs ont tout d'abord été développés en Angleterre et en Australie. Ils comparent des communautés observées sur le site à des communautés prédites d'après des données environnementales préalablement sélectionnées et modélisées. Une mesure de la qualité biologique du site est obtenue en comparant la faune observée à celle de la station de référence. Ces modèles ont été testés avec succès dans plusieurs pays en utilisant le programme informatique TWINSPAN. Les systèmes les plus connus sont :

- le « River InVertebrate Prediction and Classification System » (RIVPACS) développé par Wright *et al.* (1984, 2000) au Royaume-Uni. Il dérive du BMWP et du ASPT (Armitage *et al.*, 1983),
- l'« Australian River Assessment Scheme » (AusRivAS) développé par Parsons & Norris (1996), et Turak *et al.* (2000) en Australie,
- le « Benthic Assessment of Sediment » (BEAST), développé par Reynoldson *et al.* (1995), et Sylvestre (2006) au Canada.

Williams *et al.* (1998) ont montré que le programme TWINSPAN peut être appliqué aussi aux habitats autres que ceux des milieux lotiques comme les étangs.

Cependant, l'utilisation des modèles prédictifs nécessite l'échantillonnage de nombreux sites de référence pour la construction d'un modèle robuste (plus de 600 sites échantillonnés pour RIVPACS, respectivement 328 pour

AusRivAS, et 250 pour BEAST). L'utilisation de tels modèles est donc difficilement envisageable dans notre étude vu le faible nombre de sites étudiés à disposition (146 au total, dont une partie seulement peut servir de sites de référence).

3.2.2.1.2 Les analyses multivariées

Les analyses multivariées sont préconisées pour l'évaluation de la qualité des rivières par de nombreux auteurs (Culp, 1980 ; Jackson, 1993 ; Chevenet *et al.*, 1994; Dolédec & Chessel, 1994). Ce type d'analyses est parfois aussi utilisé en milieux lenticques (Rossaro *et al.*, 2007). Elles permettent de déterminer objectivement les préférences écologiques des espèces vis-à-vis des paramètres abiotiques du milieu, toute modification de ce référentiel dans une station donnée pouvant être révélatrice d'une perturbation.

L'utilisation des analyses multivariées est cependant très controversée (Zamora-Munoz & Albatercedor, 1995 ; Fore *et al.*, 1996; Reynoldson *et al.*, 1997). De manière générale, ces analyses demandent l'échantillonnage de nombreux sites de référence, tout comme les modèles prédictifs.

De plus, au vu de l'augmentation des impacts d'origine anthropique sur les écosystèmes, il est devenu nécessaire de pouvoir développer une méthode permettant de les intégrer globalement. En effet, même si les méthodes d'évaluation de la qualité de ces milieux par les macroinvertébrés sont nombreuses, la plupart sont focalisées sur un seul type de pollution (par exemple : eutrophisation, pollution organique ou en métaux lourds, acidification) et n'utilisent qu'un, voire deux groupes indicateurs au maximum.

3.2.2.1.3 La méthode multimétrique

La méthode multimétrique a été récemment développée aux Etats-Unis. Elle utilise la combinaison de divers indices pour évaluer l'intégrité biologique des écosystèmes aquatiques (Karr, 1999; U.S.EPA., 1998, 2002a). Une « métrique » est une mesure généralement biologique qui réagit à une perturbation d'origine anthropique du milieu. Elle permet d'intégrer différents types de perturbation en prenant en compte plusieurs catégories de métriques représentant l'intégralité des facteurs structuraux et fonctionnels de l'écosystème. Ces métriques

sont intégrées dans un seul indice dont la valeur représente un degré de perturbation pour chaque site par rapport à des sites de référence (Figure 3.2).

Les premiers indices multimétriques ont d'abord été développés dans les années 80 pour l'évaluation de la qualité des rivières à partir de la faune ichthyologique (Karr, 1981 ; Fausch *et al.*, 1984).

L'Index of Biological Integrity (IBI) élaboré par Karr (1981) est basé sur différents attributs combinant les assemblages de poissons dans un milieu. Ces attributs (maintenant connus sous le nom de métriques, comme par exemple le nombre total d'espèces, le nombre et l'abondance relative de taxa polluo-sensibles, la proportion d'individus de niveaux trophiques différents, l'abondance des individus dans un échantillon ou le nombre d'individus avec des anomalies morphologiques) sont des exemples de caractéristiques structurales qui varient avec le niveau d'impact d'origine anthropique. Chacune des 12 métriques définies par Karr (1981) était dotée d'un moins (-), d'un zéro (0), ou d'un plus (+) selon l'intensité de la perturbation et débouchait ensuite sur un score de 1, 3 ou respectivement 5. L'IBI était ensuite calculé comme la somme des scores des 12 métriques et variait donc de 12 à 60 avec des scores supérieurs à 28, 39, 48 et 57 donnant des conditions biologiques comme pauvres, moyennes, bonnes et excellentes

respectivement.

Plus récemment, divers indices ont été développés à partir des communautés d'invertébrés (Lenat, 1988; Plafkin *et al.*, 1989 ; Barbour *et al.*, 1999), l'indice multimétrique le plus utilisé étant l'« Index of Biological Integrity » qui dérive de l'IBI original basé sur les poissons (Stevenson & Hauer, 2002; Wilcox *et al.*, 2002).

Les protocoles développés par l'EPA (Environmental Protection Agency) américaine basé sur la méthode multimétrique sont actuellement reconnus comme les plus aboutis pour une évaluation globale de la qualité écologique des rivières (Barbour *et al.*, 1999), des lacs (U.S. EPA, 1998), ou des zones humides (U.S. EPA, 2002a). Ils ont servi de base pour le développement de nombreux indices multimétriques qui sont de plus en plus améliorés et testés dans le biomonitoring des milieux lotiques (Klemm *et al.*, 2003 ; Dahl & Johnson, 2004; Camargo *et al.*, 2004 ; Hering *et al.*, 2004 ; Ofenböck *et al.*, 2004 ; Vlek *et al.*, 2004). Concernant les milieux lentiques, l'utilisation de l'approche multimétrique bien que très prometteuse, reste encore peu développée (voir Danielson, 1998 ; Adamus *et al.*, 2001), même si plusieurs auteurs ont déjà testés avec succès certaines métriques sensibles à différentes perturbations d'origine anthropique (Hicks, 1997 ; U.S.EPA., 1998 ; Anderson & Vondracek, 1999; Rader *et al.*, 2001).

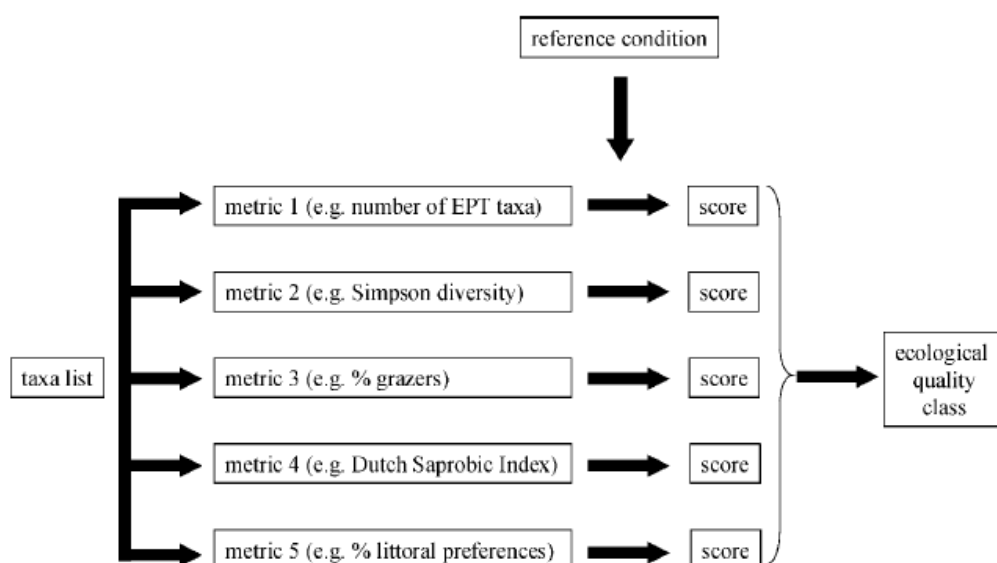


Figure 3.2 Schéma général du calcul de l'indice multimétrique. Tiré d'AQEM Consortium (2002). AQEM = Assessment system for the ecological Quality of streams and rivers throughout Europe using benthic Macroinvertebrates.

Quelques indices multimétriques ont cependant vu le jour ces dernières années :

- 1) Gernes & Helgen (1999) ont adapté la méthode des IBI élaborée pour les rivières aux zones humides et mis au point deux « Wetlands Index of Biological Integrity » (WIBI), un pour la végétation et un pour les macroinvertébrés, chacun composé de 10 métriques (présentées dans les Tableaux 4.1 à 4.5). Ces indices ont été testés sur des sites de référence et des sites dégradés par l'enrichissement de nutriments et des pollutions dues à l'agriculture dans le bassin versant et issus des eaux de ruissellement. Chacun des deux WIBI s'avèrent sensibles et permettent de détecter les perturbations des zones humides causées par ces activités d'origine anthropique (Gernes & Helgen, 2002).
- 2) en Grande-Bretagne, le Pond Conservation (PCTPR, 2002) a repris le principe des méthodes anglo-saxonnes d'évaluation des rivières sur la base des modèles prédictifs (RIVPACS) en y ajoutant l'approche multimétrique pour le développement d'une méthode d'évaluation de la qualité écologique de toutes les eaux dormantes (étangs temporaires et permanents, lacs, canaux) sur la base des communautés de plantes et de macroinvertébrés (hormis les oligochètes et les diptères). Cette méthode standardisée, appelée PSYM (Predictive System for Multimetrics), a été développée à la fin des années 1990 (Williams *et al.*, 1996, 1998 ; Biggs *et al.*, 2000). L'évaluation est basée sur la comparaison de valeurs obtenues pour 6 métriques (Tableaux 4.1 à 4.5 du ch.4) avec des valeurs de référence prédites par le modèle informatique TWINSpan (Figure 3.3). Le ratio « valeur réelle/prédite » permet de classer le site parmi quatre classes de qualité (PCTPR, 2002). Neuf variables pertinentes (physiques ou chimiques) ont été choisies pour la prédiction de la composition des

communautés biologiques : altitude, longitude, surface, géologie, pH, ombrage, pâturage, présence d'une alimentation d'eau courante, pourcentage de couverture végétale émergente. Cette méthode originale reste toutefois spécifique à la Grande-Bretagne, notamment à cause de la particularité insulaire des communautés faunistiques et floristiques.

- 3) en Espagne, un indice multimétrique a été développé pour l'évaluation écologique des étangs méditerranéens, basé sur les macroinvertébrés (Trigal *et al.*, 2008). Le principe général est le même que pour la construction de l'IBI, et il a été tenu compte des recommandations de Karr & Chu (1999). Cependant, contrairement au calcul de l'IBI, où l'attribution du score aux métriques pour la construction de l'indice multimétrique est basée sur une répartition des valeurs de chaque métrique en 3 classes (1, 3 et 5), l'approche continue a été choisie dans cette étude, en se basant sur les recommandations de Blocksom *et al.* (2003). L'indice final comprend cinq métriques (Tableaux 4.1 à 4.5 du ch.4).
- 4) en Italie, un indice multimétrique reflétant l'intégrité écologique, basé sur les macroinvertébrés a été développé pour les étangs montagnards (Solimini *et al.*, 2008). L'indice a été élaboré selon le même principe que l'IBI, mais en suivant cette fois le protocole donné par l'EPA (U.S. EPA, 1998), plus particulièrement en ce qui concerne la sélection des métriques pertinentes à intégrer dans l'indice multimétrique final. L'indice final proposé par Solimini *et al.* (2008) comprend sept métriques (Tableaux 4.1 à 4.5 du ch.4).

L'application des indices de Trigal *et al.* (2008) et Solimini *et al.* (2008) reste cependant limitée à ces régions particulières que sont les étangs méditerranéens et montagnards.

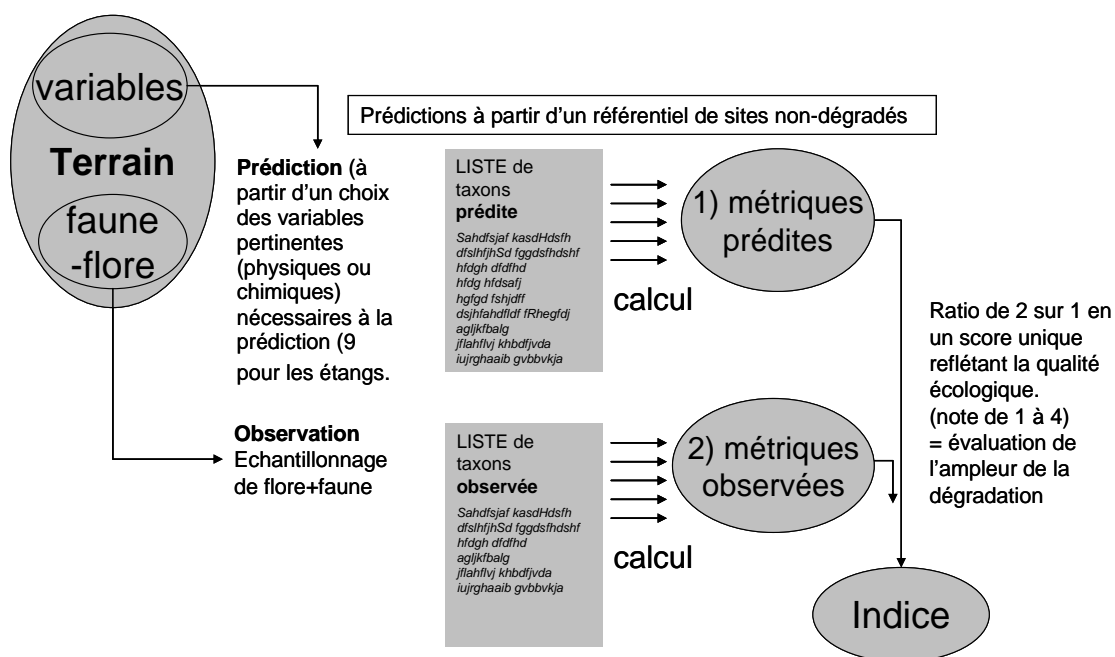
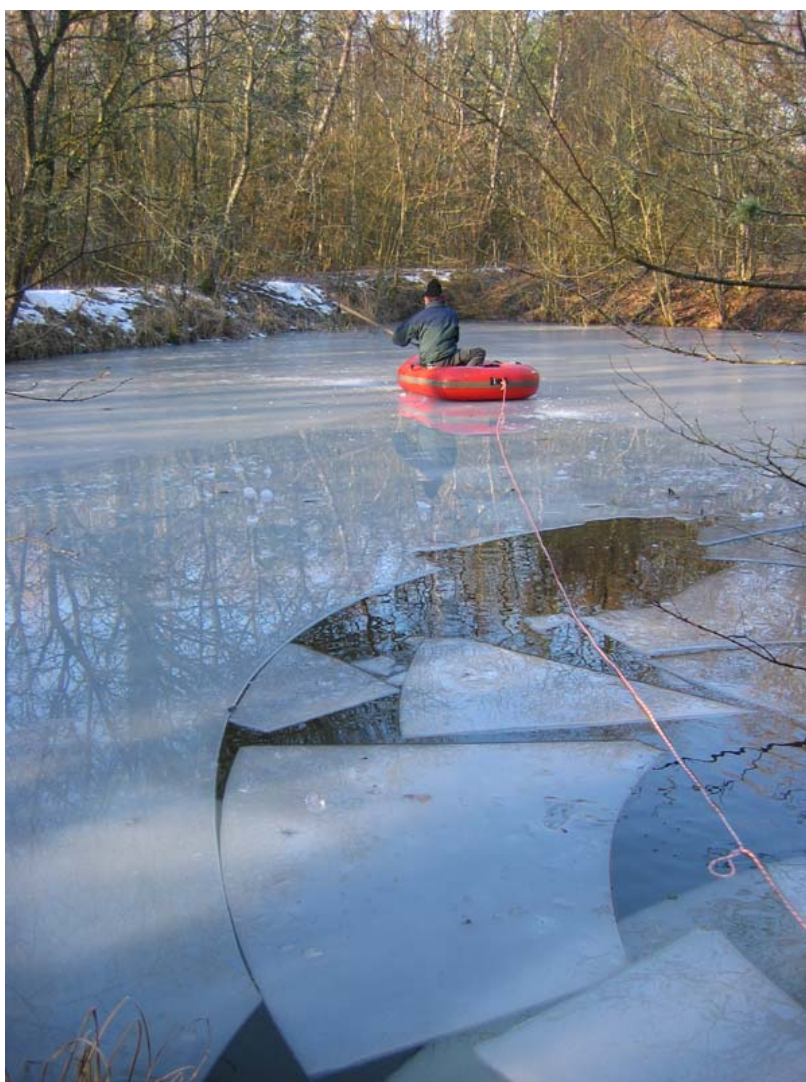


Figure 3.3 Méthode PSYM (Predictive System for Multimetrics), selon Williams et al. (1998).

CHAPITRE 4

Développement d'une méthode multimétrique pour l'évaluation écologique des étangs



Etang de Richelien (Canton de Genève, février 2004. Altitude 428m)

(Reynoldson *et al.*, 1997).

4.1 Justification du choix de l'approche multimétrique

Parmi les différentes approches méthodologiques disponibles, l'approche multimétrique a été utilisée dans ce travail pour le développement d'une méthode d'évaluation écologique des étangs car elle comporte de nombreux avantages :

- développement d'un indice intégrant des variables multiples (métriques), sensibles à différents types de dégradation d'origine anthropique ;
- prise en compte du fonctionnement écologique du milieu ;
- pris en compte de l'intégralité de la communauté (intégration de facteurs structuraux et fonctionnels) en combinant plusieurs catégories de métriques (e.g. richesse et composition en taxa, mesures de tolérance à la pollution au sens de Karr & Chu (1999), traits biologiques et écologiques) ;
- synthèse numérique des dimensions biologiques du site d'une manière qui les rend plus intelligibles au non spécialiste, information qui est souvent manquante dans les approches actuelles de gestion des habitats. Dans ce sens, elle propose un outil très intéressant pour une mise en application auprès des gestionnaires ;
- comparaison des résultats des mesures avec des valeurs de référence permettant de conclure si les différences sont significatives à une perturbation du milieu ;
- décomposition possible de la méthode pour dériver des informations descriptives et potentiellement diagnostiques de chaque métrique (Karr, 1999) ;
- détection des différences entre des sites non perturbés et perturbés là où des méthodes plus classiques comme les analyses multivariées (Fore *et al.*, 1996; Karr, 1999), les indices biotiques (Yoder & Rankin, 1998), ou les métriques simples (Resh *et al.*, 1995 ; Barbour *et al.*, 1999 ; Dahl & Johnson, 2004 ; Ofenböck *et al.*, 2004) n'y parviennent pas, dû à une variation spatiale et temporelle moins importante ;
- addition de nouvelles métriques possible en tout temps ;
- méthode non limitée géographiquement, et donc transférable à d'autres régions

4.2 Métriques potentielles des assemblages de macroinvertébrés pour les étangs

Une phase importante du développement de la méthode est la recherche de métriques appropriées pour être intégrées dans l'indice multimétrique. Les métriques potentiellement utilisables pour les étangs peuvent se baser sur la communauté entière des macroinvertébrés présents ou sur une partie seulement. Des métriques peuvent aussi être basées sur d'autres groupes cibles comme les amphibiens ou les macrophytes. Le travail de Sager (2009; submitted), effectué en parallèle à celui-ci, s'est penché plus particulièrement sur l'utilisation de métriques intégrant les macrophytes. Les principales métriques utilisées peuvent être classées en six catégories principales :

Richesse taxonomique : elle montre une réponse variable face à divers types de dégradations du milieu, d'origine anthropique ou naturelle. Par exemple, si l'on observe la relation entre la richesse taxonomique et la production primaire, elle est en général représentée par une parabole (Chase & Leibold, 2002), avec une augmentation de la richesse observée jusqu'à un maximum d'espèces pour une valeur intermédiaire de ressource en nutriments, puis une diminution de sa valeur après l'optimum. Le niveau d'identification de cette catégorie de métriques peut être l'espèce, le genre, ou la famille. La richesse taxonomique peut également être calculée pour un seul groupe de macroinvertébrés ou pour un assemblage de certains groupes de la communauté. Ainsi, l'indice EPT, connu comme indicateur pertinent en rivières (Gaufin & Tarzwell, 1952 ; Quinn & Hickey, 1990 ; MACS, 1996), et dans les canaux (PCTPR, 2002), est composé du nombre de taxons appartenant aux ordres des Ephemeroptera, Plecoptera, et Trichoptera. Dans le Tableau 4.1 sont résumées les principales métriques de richesses taxonomiques trouvées dans la littérature pour évaluer les milieux lenticues.

Indices de similarité, indices de diversité, indices biotiques : certains de ces indices ont été utilisés comme métriques avec succès lorsqu'ils sont combinés avec d'autres

métriques de catégories différentes. Le Tableau 4.2 donne quelques exemples de métriques utilisées en milieux lenticques.

Tableau 4.1 Métriques de richesse taxonomique des milieux lenticques.

Métriques	Niveau d'identification	Références	Milieu étudié	Région biogéographique	Type(s) de dégradation(s) du milieu
Richesse en taxa totale	variable	Hicks, 1997; U.S.EPA, 1998; Burton et al., 1999; Gernes & Helgen, 1999; Rader et al., 2001; PCTPR, 2002; Solimini et al., 2008	étangs montagnards, lacs et réservoirs, marais, zones humides	Italie; U.S.A	atteinte à l'intégrité biologique ou écologique, dégradation de l'environnement ou de l'habitat, eutrophisation (Ptot)
Richesse en Chironomidae	variable	Gernes and Helgen, 1999; U.S.EPA, 2002; Solimini et al., 2008; Trigal et al, 2008	étangs méditerranéens et montagnards, zones humides	Italie; Espagne; U.S.A;	atteinte à l'intégrité biologique, dégradation de l'habitat, eutrophisation
Richesse en Chironomidae/richeesse totale	genre	Trigal et al, 2008	étangs méditerranéens	Espagne	dégradation de l'habitat, eutrophisation
Richesse en Tipulidae	genre	Anderson et Vondracek, 1999	zones humides	U.S.A	utilisation du sol dans un rayon de 50 et 400 m autour du site
Richesse en Ephemeroptera	variable	Anderson et Vondracek, 1999; Gernes and Helgen, 1999; U.S.EPA, 2002	zones humides	U.S.A	atteinte à l'intégrité biologique, utilisation du sol dans un rayon de 50 et 400 m autour du site
Richesse en Trichoptera	genre	Anderson et Vondracek, 1999; Gernes and Helgen, 1999; U.S.EPA, 2002	zones humides	U.S.A	atteinte à l'intégrité biologique, utilisation du sol dans un rayon de 50 et 400 m autour du site
Richesse en Odonata	variable	Burton et al., 1999; Gernes and Helgen, 1999; Rader et al., 2001; U.S.EPA, 2002	marais, zones humides	U.S.A	atteinte à l'intégrité biologique; dégradation de l'habitat, eutrophisation(Ptot)
Richesse en Coleoptera	famille	PCTPR, 2002	canaux, étangs	Grande-Bretagne	dégradation de l'environnement
Richesse en Hydrophilidae	genre	Anderson et Vondracek, 1999	zones humides	U.S.A	utilisation du sol dans un rayon de 50 et 400 m autour du site
Richesse en Corixidae	genre	Anderson et Vondracek, 1999	zones humides	U.S.A	utilisation du sol dans un rayon de 50 et 400 m autour du site
Richesse en Hirudinae	genre	Gernes and Helgen, 1999; U.S.EPA, 2002	zones humides	U.S.A	atteinte à l'intégrité biologique
Richesse en Mollusca	genre	Gernes and Helgen, 1999; U.S.EPA, 2002	zones humides	U.S.A	atteinte à l'intégrité biologique
Richesse en macrocrustacés	genre	Gernes and Helgen, 1999; U.S.EPA, 2002	zones humides	U.S.A	atteinte à l'intégrité biologique
Richesse en Chaoborus et bivalves	genre	Gernes and Helgen, 1999; U.S.EPA, 2002	zones humides	U.S.A	atteinte à l'intégrité biologique
Richesse en ET	genre	Burton et al., 1999	zones humides	U.S.A	dégradation de l'habitat
Richesse en ETSO	genre	Rader et al., 2001	marais	U.S.A	eutrophisation (Ptot)
Richesse ETO	variable	Hicks, 1997; U.S.EPA, 1998; Solimini et al., 2008	étangs montagnards, lacs et réservoirs, zones humides	U.S.A	atteinte à l'intégrité écologique, eutrophisation, DO, stress
Richesse en EPT	famille	PCTPR, 2002	canaux	Grande-Bretagne	dégradation de l'environnement
Richesse en MO	famille	PCTPR, 2002	étangs	Grande-Bretagne	environmental degradation
Richesse CrMo	variable	U.S.EPA, 1998; Burton et al., 1999	lacs et réservoirs, zones humides	U.S.A	acidification, dégradation de l'habitat
Richesse en ETSA	genre	Gernes and Helgen, 1999; U.S.EPA, 2002	zones humides	U.S.A	atteinte à l'intégrité biologique
Richesse en DyOTa	genre	Trigal et al, 2008	étangs méditerranéens	Espagne	eutrophisation, dégradation de l'habitat

A = Anisoptera; C = Coleoptera; Co = Corixidae; Cr = Crustacea; Dy = Dytiscidae; E = Ephemeroptera; M = Megaloptera; Mo = Mollusques; O= Odonata; P = Plecoptera; S = Sphaeriidae; T = Trichoptera; Ta = Tanyptodinae.

Tableau 4.2 Métriques basées sur des indices de diversité, de similarité ou biotiques des milieux lentiques.

Métriques	Références	Milieu étudié	Région biogéographique	Type(s) de dégradation(s) du milieu
Indice de diversité de Shannon-Weaver	U.S.EPA, 1998; Burton et al., 1999; Trigel et al, 2008	étangs méditerranéens, lacs et réservoirs, zones humides	U.S.A	atteinte à l'intégrité biologique, dégradation de l'habitat, eutrophisation,
Evenness (J')	Burton et al., 1999	zones humides	U.S.A	dégradation de l'habitat
Indice de Simpson (D)	Burton et al., 1999	zones humides	U.S.A	dégradation de l'habitat
Indice de similarité des communautés (taxa, groupes trophique)	Hicks, 1997	zones humides	U.S.A	atteinte à l'intégrité écologique
Family Biotic Index (FBI)	Hicks, 1997	zones humides	U.S.A	atteinte à l'intégrité écologique
Hilsenhoff Biotic Index (HBI), Hulbert's lake condition index (LCI)	U.S.EPA, 1998	lacs et réservoirs	U.S.A	atteinte à l'intégrité biologique
Average Score per Taxa (ASPT)	PCTPR, 2002; Solimini et al., 2008	canaux, étangs, étangs montagnards	Grande-Bretagne, Italie	dégradation de l'environnement, eutrophisation

Composition taxonomique : elle représente le ratio de l'abondance d'un ou de plusieurs taxons sur l'abondance totale des organismes présents dans un site. Selon le taxon ou le groupe de taxons analysés, une forte proportion peut être interprétée positivement ou non. Par exemple, une proportion élevée de chironomides ou d'oligochètes ou des taxons considérés comme tolérants aux perturbations (Barbour *et al.*, 1999), sont généralement un signe de mauvaise qualité du milieu, alors qu'une densité relative élevée de taxons EPT est généralement un signe de bon état pour les rivières. L'abondance d'un taxon peut également être calculée par rapport à l'abondance d'un groupe plutôt que par rapport à l'abondance totale des individus. Le Tableau 4.3 présente les métriques couramment utilisées pour la mesure de la composition taxonomique dans les milieux lentiques. Cette mesure est toutefois fortement dépendante du cycle de vie des macroinvertébrés. Par exemple, le nombre de larves de *Caenis sp.* peut changer durant le mois de juillet de 100 à plus de 10'000 individus en une semaine seulement. Cette catégorie de métrique ne sera donc pas retenue dans notre méthode d'évaluation, d'autant plus qu'aucune mesure d'abondance n'a été effectuée dans les précédentes études sur les étangs de Suisse d'où sont tirées une grande partie des données de base (Oertli *et al.*, 2000).

Tolérance/intolérance à différents types de dégradation du milieu, d'origine anthropique ou naturelle: cette catégorie de métriques regroupe des descripteurs comme le pourcentage d'espèces exotiques, le nombre

d'espèces intolérantes ou encore le nombre d'espèces dominantes en proportion de la liste totale des taxons. Ainsi, une communauté fortement dominée par quelques taxons peut-elle indiquer la présence d'une dégradation. De même, un taxon qui est représenté dans un site de référence et absent d'un site dégradé est défini comme intolérant. Les espèces menacées n'appartiennent pas forcément à cette catégorie, leur statut pouvant être dû à d'autres facteurs. Les tendances de l'évolution de la distribution d'un taxon basée sur des données historiques peuvent aider à l'assigner à l'une ou l'autre des catégories. L'échelle de tolérance peut aussi être basée sur des facteurs indiquant le conservatisme du taxa, privilégiant l'indication par des espèces au spectre écologique étroit. Dans les cas où peu de données sur les taxa sont disponibles, une approche basée sur un avis d'expert peut être nécessaire. Il est possible de retenir comme intolérantes aux perturbations humaines les espèces présentes dans les sites les plus intacts et qui diminuent progressivement avec l'augmentation du degré de perturbation (Gernes & Helgen, 1999). Souvent, la simple présence d'une espèce intolérante et un indicateur fort de bonnes conditions biologiques et écologiques. Pour la mise au point d'un indice efficace, seule une fraction n'excédant pas 15% de la liste totale des taxons doit être classée dans les espèces tolérantes ou intolérantes sans quoi les métriques perdent de leur efficacité (Karr & Chu, 1999). Le Tableau 4.4 donne quelques exemples de métriques de tolérance/intolérance.

Tableau 4.3 Métriques de composition taxonomique des milieux lenticques.

Métriques	Références	Milieu étudié	Région biogéographique	Type(s) de dégradation(s) du milieu
% des différents taxons	Hicks, 1997; U.S.EPA, 1998; Rader et al., 2001	lacs et réservoirs, marais, zones humides	U.S.A	atteinte à l'intégrité biologique, dégradation de l'habitat, eutrophisation, toxicité
% de Insecta, Caenidae, Hydraenidae, <i>Enochrus</i> , <i>Hydrobius</i> , <i>Callicorixa</i> , Hydropsychidae, Hydroptilidae, Ceratopogonidae, Psychodidae, Culicidae, Simuliidae	Anderson et Vondracek, 1999	zones humides	U.S.A	utilisation du sol dans un rayon de 50 et 400 m autour du site
% de Diptera	Burton et al., 1999	zones humides	U.S.A	dégradation de l'habitat
% de Chironomidae	Hicks, 1997; Burton et al., 1999; Rader RB, 2001; U.S.EPA, 2002	marais, zones humides	U.S.A	atteinte à l'intégrité biologique ou écologique, dégradation de l'habitat, eutrophisation (Ptot)
% de Macropelopiini	Trigal et al, 2008	étangs méditerranéens	Espagne	eutrophisation, dégradation de l'habitat
% Tanytarsini	Burton et al., 1999	zones humides	U.S.A	dégradation de l'habitat
% d'Ephemeroptera	Burton et al., 1999	zones humides	U.S.A	dégradation de l'habitat
% de Caenidae	Anderson et Vondracek, 1999	zones humides	U.S.A	utilisation du sol dans un rayon de 50 et 400 m autour du site
% de Trichoptera	Burton et al., 1999	zones humides	U.S.A	dégradation de l'habitat
% d'Odonata	Burton et al., 1999	zones humides	U.S.A	dégradation de l'habitat
% de CCo	Gernes and Helgen, 1999; Rader et al., 2001; U.S.EPA, 2002	marais, zones humides	U.S.A	atteinte à l'intégrité biologique, dégradation de l'environnement, eutrophisation (Ptot)
% de non insectes	U.S.EPA, 1998	lacs et réservoirs	U.S.A	atteinte à l'intégrité biologique
% de Crustacea	Burton et al., 1999	zones humides	U.S.A	dégradation de l'habitat
% de Sphaeriidae	Burton et al., 1999	zones humides	U.S.A	dégradation de l'habitat
% d'Amphipoda	Burton et al., 1999	zones humides	U.S.A	dégradation de l'habitat
% d'Isopoda	Burton et al., 1999	zones humides	U.S.A	dégradation de l'habitat
% de Gastropoda	Burton et al., 1999	zones humides	U.S.A	dégradation de l'habitat
% de CrMo	Burton et al., 1999; U.S.EPA, 1998	lacs et réservoirs, zones humides	U.S.A	acidification, dégradation de l'habitat
% d'Oligochaeta	Hicks, 1997; U.S.EPA, 1998	lacs et réservoirs, zones humides	U.S.A	atteinte à l'intégrité écologique, enrichissement organique
% d'Erpobdella	Gernes and Helgen, 1999; U.S.EPA, 2002	zones humides	U.S.A	atteinte à l'intégrité biologique
% des groupes trophiques majeurs	Hicks, 1997	zones humides	U.S.A	atteinte à l'intégrité écologique
% ETO / Chironomidae	Hicks, 1997	zones humides	U.S.A	atteinte à l'intégrité écologique
% Odonata / Coenagrionidae	Hicks, 1997	zones humides	U.S.A	atteinte à l'intégrité écologique

Tableau 4.4 Métriques de taxa de tolérance ou intolérance des milieux lenticques.

Métriques	Type	Références	Milieu étudié	Région biogéographique	Type(s) de dégradation(s) du milieu
Nombre de taxa intolérants	qualitatif	Rader et al., 2001	marais	U.S.A	eutrophisation (Ptot)
Nombre de taxa intolérants (Leucorrhinia, Libellula, Tanytarsus, Procladius, Triaenodes, Oecetis)	qualitatif	Gernes and Helgen, 1999; U.S.EPA, 2002	zones humides	U.S.A	atteinte à l'intégrité biologique
% d'espèces intolérantes	quantitatif	U.S.EPA, 1998	lacs et réservoirs	U.S.A	atteinte à l'intégrité biologique
% taxa tolérants/ % intolérants	quantitatif	Hicks, 1997	zones humides	U.S.A	atteinte à l'intégrité écologique
% taxa tolérants / % taxa totaux	quantitatif	Gernes and Helgen, 1999	zones humides	U.S.A	atteinte à l'intégrité biologique
% des 3 taxa dominants	quantitatif	Gernes and Helgen, 1999; Rader RB, 2001 ; U.S.EPA, 2002	marais, zones humides	U.S.A	atteinte à l'intégrité biologique, eutrophisation (Ptot)
% du taxa dominant	quantitatif	Hicks, 1997; U.S.EPA, 1998	lacs et réservoirs, zones humides	U.S.A	atteinte à l'intégrité biologique ou écologique

Valeurs de conservation : les valeurs de conservation expriment les valeurs de l'étang en termes de réservoir de diversité biologique et d'espèces rares ou menacées selon la définition adoptée par Oertli *et al.* (2000). D'après notre expérience, des métriques liées à cette catégorie pourraient se révéler pertinentes. En effet, il a été montré lors de l'étude d'Oertli *et al.* (2000) que la valeur de conservation apporte une information différente de celle de la richesse spécifique pour tous les groupes considérés (hormis les amphibiens). La valeur de conservation est d'ailleurs aussi utilisée pour l'évaluation écologique des milieux aquatique en Grande-Bretagne à partir des coléoptères (Foster *et al.*, 1989), des macroinvertébrés, ou des macrophytes (Biggs *et al.*, 2000), en Irlande à partir des coléoptères (Foster *et al.*, 1992 ; Painter, 1999) ou encore en France à partir des odonates adultes (Oertli, 1994 ; Godreau *et al.*, 1999).

Traits biologiques et écologiques : l'utilisation de métriques comme les traits

biologiques et écologiques a déjà été testée en milieux lotiques. Ils ont été reconnus comme très robustes face à la variabilité altitudinale ou géologique, à la variabilité saisonnière des communautés, ainsi qu'à l'effort d'échantillonnage, contrairement aux indices saprobiques, biotiques, ou de diversité (Townsend *et al.*, 1997 ; Charvet *et al.*, 2000 ; Rawer-Jost *et al.*, 2000 ; Usseglio-Polatera, 2001 ; Dolédec *et al.*, 2006). En milieu lentique, peu d'études incorporent les traits dans l'évaluation écologique. Ce sont surtout les groupes fonctionnels trophiques qui ont été utilisés et testés (Tableau 4.5). De manière générale, les organismes généralistes vis-à-vis des conditions trophiques ont plus de chance de succès que les spécialistes. Il arrive en effet que des groupes entiers de spécialistes vis-à-vis des conditions trophiques disparaissent suite à une perturbation d'origine anthropique. L'utilisation des traits en milieu lentique apparaît donc intéressante et reste à explorer.

Tableau 4.5 Métriques reliées aux traits écologiques des milieux lenticques.

Métriques	Type	Références	Milieu étudié	Région biogéographique	Type(s) de dégradation(s) du milieu
Richesse au genre en râcleurs	qualitatif	Solimini et al., 2008	étangs montagnards	Italie	eutrophisation
Richesse au genre en collecteurs-mangeurs de sédiments fins	qualitatif	Solimini et al., 2008	étangs montagnards	Italie	eutrophisation
Richesse au genre en fouisseurs	qualitatif	Solimini et al., 2008	étangs montagnards	Italie	eutrophisation
% broyeur	quantitatif	U.S.EPA, 1998	lacs et réservoirs	U.S.A	eutrophisation
% filtreurs en suspension	quantitatif	U.S.EPA, 1998	lacs et réservoirs	U.S.A	atteinte à l'intégrité biologique
% prédateurs	quantitatif	Hicks, 1997	zones humides	U.S.A	atteinte à l'intégrité écologique

4.3 Mise en conformité avec la Directive Cadre Européenne (DCE)

Le développement de la méthode sera basé en grande partie sur les recommandations de la DCE, afin que la méthode soit euro-compatible :

- prise en compte d'éléments de qualité biologique (voir Tableau 2.1),
- standardisation de la méthode développée (selon Annexe V de la DCE, point 1.3.6),

- détermination des écorégions et types de masses d'eau de surface (voir Annexe 18),
- recommandations concernant l'établissement des conditions de références (Annexe V de la DCE; point 1.2),
- classification de l'état écologique des eaux défini en 5 classes allant de « très bon » à « mauvais » (Tableau 4.6).

4.3.1 Détermination des écorégions et types de masses d'eau de surface

La DCE exige qu'un réseau de sites de référence soit établi pour chaque type de masse

d'eau de surface (Annexe V de la DCE; point 1.2.2., présenté en Annexe 18).

Tableau 4.6 Classification de l'état écologique selon l'Annexe V, point 1.4.2. de la DCE (2000).

Classification de l'état écologique	Code de couleur
Très bon	bleu
Bon	vert
Moyen	jaune
Médiocre	orange
Mauvais	rouge

Or la typologie proposée par la DCE est difficilement applicable aux étangs. En effet, l'annexe II de la DCE propose deux approches possibles (systèmes A et B) pour définir une typologie (Annexe 18). Le système A est très complexe et n'est pas applicable aux étangs. Il nécessiterait un très grand nombre de sites d'études. De plus, les plans d'eau inférieurs à 50ha ne sont pas pris en compte dans la typologie. En revanche, le système B est plus simple, plus souple, et inclut potentiellement les étangs en laissant le libre choix de la taille limite à prendre en compte. Il inclut un facteur de concentration en nutriments qui peut être influencé par la présence de l'homme et donc interagir sur l'état écologique de l'écosystème. L'intégration d'un tel facteur est, selon notre propre expérience, à éviter dans les composants de la typologie, comme recommandé d'ailleurs par Moss *et al.* (2003) ou l'U.S.EPA. (1998).

En conséquence, nous proposons une adaptation de la typologie proposée par la DCE (annexe II de la DCE, point 1.2.2., système A, cf. Annexe 18) pour l'évaluation écologique des étangs de Suisse pris en compte dans cette étude. Ceux-ci sont préliminairement classés selon trois classes d'altitudes. En effet, dans un pays comme la Suisse, l'altitude joue un rôle déterminant dans la distribution de la biodiversité (voir l'étude de Hinden *et al.*, 2005, présentée en Annexe 13 ; Oertli *et al.*, 2005b ; Rosset *et al.*, 2008). Les détails du processus de classification sont expliqués dans le chapitre 5.

4.3.2 Etablissement des conditions de référence

L'établissement des conditions de référence

constitue un processus clé dans le développement de la méthode multimétrique pour la formulation des objectifs de qualité écologique. Selon la DCE (Annexe V de la DCE; point 1.2), les conditions de référence sont définies comme correspondant à une qualité écologique élevée, caractérisée par un état naturel peu ou pas influencé par l'homme. Les sites de référence doivent être définis en fonction des paramètres biologiques, hydromorphologiques et physico-chimiques.

Dans la pratique, de telles conditions sont difficiles à trouver et à délimiter clairement. D'une part, des sites peu ou pas influencés par l'homme sont de plus en plus rares à observer en Europe, mise à part dans les régions de haute altitude. D'autre part, la définition exacte de ce que représente le bon état écologique ainsi que les problèmes de sa mise en œuvre posent encore de grosses difficultés. Pour assurer la réussite de ces travaux, la compréhension des différents termes de la Directive, mais surtout de l'expression « bon état écologique », est indispensable.

Des définitions complémentaires sont fournies dans les annexes de la DCE et de nombreux textes de commentaires ont été émis à ce sujet. Le texte de la DCE ne donne en effet pas de définition claire, directement applicable du « bon état écologique ». Cette définition se construit au travers de l'établissement d'un état de référence, le bon état écologique correspondant déjà à une certaine dégradation de cet état écologique. Actuellement, les Etats membres réalisent un état des lieux recensant les sites pouvant servir de référence et les sites pour lesquels le bon état écologique ne pourra certainement pas être atteint. La définition du bon état écologique fait donc encore l'objet de controverses et doit encore être précisé. C'est un processus dynamique dont les difficultés de mises en œuvre sont liées au manque de données de terrain ainsi qu'au manque d'outils scientifiques opérationnels.

La DCE précise cependant que l'évaluation de l'état écologique doit être établi sur la base de données historiques, paléologiques, des modèles, ou encore grâce à un avis d'expert (DCE, Annexe II ; 1.3.iii, iv et v). Les conditions de référence peuvent aussi être établies en tenant compte de sites disponibles sur le terrain représentatifs des conditions les moins dégradées possible. C'est cette dernière approche qui est utilisée dans ce travail, les

données historiques, paléologiques, ou des modèles, étant inexistantes ou non disponibles (ch. 7). Une validation est ensuite effectuée par un avis d'expert.

4.3.3 Eléments de qualité pour la classification de l'état écologique des étangs

De plus, nous proposons aussi une adaptation des paramètres de classification de la qualité écologique proposés par la DCE (Annexe V ; point 1.1.2., présenté dans le Tableau 2.1) pour l'établissement des conditions de références, adaptées aux étangs. La qualité écologique des étangs dans ce travail est issue de la combinaison de sept paramètres indiquant l'état du système (points 1 et 2) ou traduisant des facteurs de pression sur l'écosystème d'origine anthropique liés à l'utilisation du sol (points 3 à 7) :

- 1) étude des communautés végétales : richesse spécifique en macrophytes,
- 2) l'état trophique basé sur la concentration en nutriments (phosphore total et azote total),
- 3) le pourcentage d'environnement naturel dans un rayon de 50m autour

des étangs,

- 4) la connectivité à d'autres plans d'eau dans un rayon de 1000m,
- 5) le degré d'urbanisation (statistiques communales),
- 6) le pourcentage d'agriculture dans le bassin versant,
- 7) le pourcentage de pâturages dans le bassin versant.

Les critères de sélection de ces paramètres sont détaillés dans le chapitre 7.

4.3.4 Caractérisation de l'état trophique des étangs

Vu le problème majeur que représente l'eutrophisation dans les étangs, l'élaboration d'une méthode d'évaluation biologique de la qualité écologique de ces écosystèmes se doit d'intégrer ce phénomène.

La caractérisation de l'état trophique comme élément déterminant de l'évaluation de la qualité de l'eau est fréquemment utilisée dans les lacs. Elle peut être évaluée à l'aide de plusieurs critères (Tableau 4.7)

Tableau 4.7 Exemple de classification de l'état trophique des milieux stagnants (alcalinité et pH selon (Palmer & Roy, 2001); Phosphore total selon OCDE (1982), azote minéral selon Wetzel (2001), conductivité selon Rimann (2001), chlorophylle a selon OCDE (1982); transparence mesurée par le disque de Secchi selon OCDE (1982).

	Dystrophe	Oligotrophe	Mésotrophe	Eutrophe	
pH	< 6	6-7	environ 7	> 7	
Alcalinité [mg/l CaCO ₃]	≤ 2	≤ 10	10-30	> 30	
	Ultra-oligotrophe	Oligo-mésotrophe	Méso-eutrophe	Eutrophe	Hypereutrophe
Conductivité [µS/cm]	≤ 100	100-400	400-750	> 750	
Azote minéral [mg/m ³]	< 200	200-400	300-650	500-1500	> 1500
	Ultra-oligotrophe	Oligotrophe	Mésotrophe	Eutrophe	Hypereutrophe
Phosphore total [mg/m ³]	≤ 4	4-10	10-35	35-100	≥ 100
Chlorophylle a [mg/m ³]	≤ 1	1-2.5	2.5-8	8-25	≥ 25
Teneur maximale en Chlorophylle a [mg/l]	≤ 2.5	2.5-8	8-25	25-75	≥ 75
Transparence moyenne [m]	≥ 12	6-12	3-6	1.5-3	≤ 1.5
Transparence minimale [m]	≥ 6	≥ 3	1.5-3	0.7-1.5	≤ 0.7

Pour les étangs, la caractérisation de l'état trophique est plus difficile à évaluer car les critères du Tableau 4.7, valables pour les lacs, ne sont pas aussi statiques pour les étangs qui ont une dynamique beaucoup plus forte. Il s'est donc avéré nécessaire de créer une classification de l'état trophique propre aux étangs, incluant des variables du sédiment (Serrano, com. pers.). Sondergaard *et al.* (2005b) proposent une classification adaptée aux lacs peu profonds. Binderheim-Bankay

(1998) propose pour les petits lacs un indice tenant compte de la dynamique du milieu : le « silting rate » (taux de sédimentation). Ils restent encore à être testés et adaptés aux étangs. En l'absence de critères satisfaisant indiquant l'état trophique pour les étangs, nous avons pris dans notre étude les paramètres à disposition mesurés lors des études antérieures, c'est-à-dire le phosphore total (TP) et l'azote total (TN). Les valeurs ont été combinées en tenant compte de la plus mauvaise classe de

valeur caractérisant chaque étang, comme suggéré par Rimann (2001), de façon à les placer dans une classe de trophie distincte (de oligotrophe à hypertrophe). En effet, il était préférable d'éviter de considérer les trophies P et N comme deux indices séparés en raison de leurs valeurs parfois diamétralement opposées,

observées pour un même étang lors de l'étude PLOCH (Oertli *et al.*, 2000) et par Rimann (2001). La caractérisation de chaque étang dans une classe de trophie permet de limiter une partie du biais dans le cas d'une fréquence d'échantillonnage insuffisante.

CHAPITRE 5

Looking for metrics to assess the trophic state of ponds. Macroinvertebrates and Amphibians.

Nathalie Menetrey, Lionel Sager, Béat Oertli, and Jean-Bernard Lachavanne. 2005.
Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems. 15: 653-664.

Abstract

Ponds are particularly rich habitats and play an essential role in the conservation of aquatic biodiversity. Therefore it is necessary to develop a specific method for evaluating their biological integrity, and particularly their water quality. Metrics have proved to be efficient for studies on running waters. Such an approach would be particularly useful for ponds and therefore needs to be tested.

Eight metrics based on the richness of invertebrates and amphibians and 73 others derived from the biological/ecological trait categories linked to Coleoptera, Odonata and Gastropoda were tested for their potential as indicators of the trophic state of 94 ponds in Switzerland. The relationships between these metrics and the state of water eutrophication were explored.

Four metrics based on richness responded to excessive nutrient levels in the colline vegetation belt. These were: aquatic Coleoptera species richness; the pooled species richness of aquatic Coleoptera, aquatic Gastropoda, adult Odonata and Amphibia (COGA); the family-level richness of macroinvertebrates and the family-level richness of the combined Megaloptera and Odonata groups (MO). At altitudes above 800 m (i.e. montane-subalpine and alpine vegetation belts), two to four other metrics were identified as pond water-quality indicators.

Furthermore, many trait categories were sensitive to excessive nutrient levels. In the colline belt, 13 out of the 33 metrics derived from the biological/ecological traits responded to an increase in the trophic state (i.e. at least one metric for each of the three invertebrate groups tested). However, the patterns of the relationships are unclear and further investigations are required to identify and select the relevant metrics for an assessment of water quality.

In conclusion, for the future assessment of pond quality, four metrics derived from richness could be taken into consideration. Nevertheless, further investigations are required to identify the biological/ecological traits that could be combined with these richness metrics.

5.1 Introduction

The monitoring of water quality and of freshwater biodiversity contributes to the current focus on the ecological assessment of surface water resources (DCE/WFD 2000/60/EC; Irmer, 2000). In fact, biological variables have many advantages over conventional physical and chemical analyses: they integrate the effects of nutrient variables (particularly phosphorus and nitrogen in this context) over a long period of time, they are economical and they involve a relatively low sampling effort. Standardized biological methods of assessment exist for running waters and for lakes, but do not apply in the specific context of small standing water bodies, such as ponds (Binderheim-Bankay, 1998; Williams *et al.*, 1998, 2004). These methods comprise the use of individual taxonomic groups as indicators - for example, diatoms, macrophytes, invertebrates (Oligochaeta and Chironomidae), and fish. Otherwise combined method indicators are chosen (e.g. biotic/diversity indices, combinations of the Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera taxa (EPT), or fish indices).

Recent biological multi-metric approaches (Karr, 1999) offer new monitoring possibilities because they integrate multiple dimensions of ecological systems into interpretable reference measures. In addition, as required by the WFD, they allow site assessments using comparisons between investigated and reference sites. This approach has been developed by Pond Conservation in Britain (Biggs *et al.*, 2005) who applied this approach to assessing the ecological quality of ponds; however, until now, this method has been applied only to water bodies in Britain.

Recent research on small standing water bodies in Switzerland (Oertli *et al.*, 2000; Rimann, 2001) has provided a database of 94 ponds from which metrics (selected from the available literature) could be identified and tested for their potential as indicators of pond water quality. The present study focuses on eutrophication, as this is still considered to be one of the major impairments of small standing water bodies (Brönmark and Hansson, 2002). While eutrophication can be a naturally occurring process in ageing lakes and estuaries, human activities can accelerate the

rate at which nutrients enter aquatic ecosystems from surrounding catchment areas.

The aim of the current work was, therefore, to identify the metrics that are sensitive to a change in the state of water eutrophication, regardless of its origin (natural or human). Usually, the term 'metric' is defined as "a biological variable (e.g. taxonomic richness) which responds to human impact (e.g. nutrient levels, heavy metal levels, presence of road runoff, etc.)" (Karr and Chu, 1999). Here, however, the term refers to both natural and human eutrophication as these two causal effects cannot be separated. Potential metrics can include aspects of community structure, such as species- or family-level richness, as well as biological and ecological traits. For example, the family-level richness of the combined group of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT) is well known to be an effective indicator of water quality in lotic systems (Gaufin and Tarzwell, 1952; Quinn and Hickey, 1990; MACS, 1996). The family-level richness of another combined group, Megaloptera and Odonata (MO), was shown to be a good indicator of water quality in British ponds (Biggs *et al.*, 2000). Biological traits have also recently been proved useful assessment tools in running water studies because they seem unaffected by altitude, geology or other site characteristics (Charvet *et al.*, 2000, Rawer-Jost *et al.*, 2000, Usseglio-Polatera *et al.*, 2000).

Taking these observations into consideration, two hypotheses were tested in the present study:

- 1) Metrics based on species or family-level richness are effective indicators for showing the effect of eutrophication;
- 2) Biological/ecological traits of the three taxa considered here (Coleoptera, Odonata, Gastropoda) can be used in ponds to assess the effect of eutrophication.

Secondary questions considered in this study were:

- 1) Are all selected metrics relevant for all altitudinal vegetation belts ?
- 2) Is the family level as relevant as an indicator of eutrophication as the species level ?
- 3) Are the family-level richness of the EPT and MO groups also relevant metrics for

Swiss ponds ?

5.2 Material and methods

5.2.1 Study sites

Figure 5.1 shows the location of the 94 permanent ponds sampled in the different altitudinal vegetation belts in Switzerland. The ponds varied in size from 5m² to 10ha, and all were more than 10 years old.

5.2.2 Methods

Each pond was sampled once during the summer months from 1996 to 2003. Sampling techniques and measurements of species richness followed the PLOCH method (Oertli *et al.*, 2005b). Aquatic invertebrates were collected using a small hand-net (rectangular frame 14x10cm, mesh size 0.5mm). For each sample, the net was swept intensively through the preselected dominant habitats for 30s. In all cases, the collected material was preserved in 4% formaldehyde or 70% alcohol and then sorted in the laboratory.

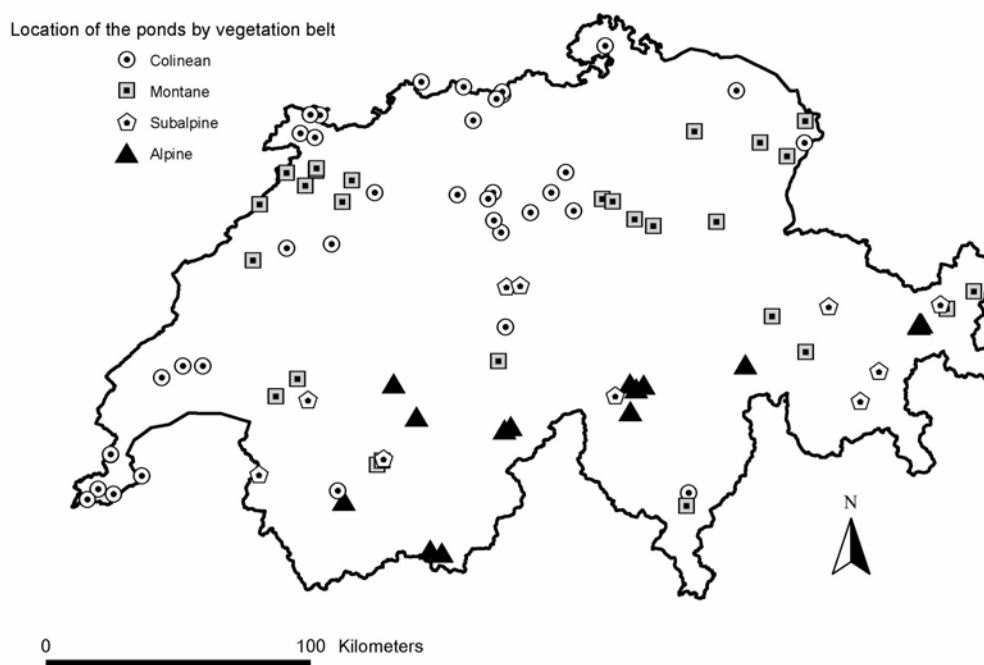


Figure 5.1 Location of the 94 ponds sampled in Switzerland, showing the altitudinal vegetation belts to which each pond belongs: colline (200–800m), montane-subalpine (600–2000m) and alpine (> 1800m).

Selection criteria based on New (1995) led to the choice of four indicator groups which were identified to species level: Coleoptera, Odonata, Gastropoda and Amphibia (COGA).

These selected groups :

- are representative of the surveyed types of habitat,
- are reasonably diverse but with an established taxonomic framework,
- include representation of diverse ecology,
- are geographically widespread,
- are accessible and amenable to quantitative sampling by standard techniques,

- are already well studied and have a substantial ecological knowledge base (e.g. ecological traits, conservation value),
- are likely to engender political sympathy and support.

Other groups that have proved to be good indicators elsewhere (such as EPT in running waters or MO in British ponds) were not discarded, but were identified at a lower taxonomic resolution (family level). These groups included EPT, MO, Diptera, Hirudinea, Crustacea, Heteroptera, Turbellaria, Hydracarina, Hydridae, Arachnida and

Bryozoa.

The taxon “Coleoptera” includes larvae and adults, which were, as far as possible, identified to species level. When identification to species level was not possible (for example, for young larval stages) and if the specimen was clearly a new taxon for the pond, then a letter characterized the species (for example species A or species B); this allowed these taxa to be taken in account for the calculation of species richness.

The diversity of adult Odonata was assessed using a standardized field survey method (Oertli *et al.*, 2005b). The amphibian species richness data were obtained from an exhaustive inventory collected in the past (Borgula *et al.*, 1994) and made available from the Swiss fauna databank (CSCF-KARCH, Neuchâtel, Switzerland).

Eight metrics were linked to species or family richness (Table 5.1).

Table 5.1 The eight tested metrics linked to species and family richness.

<i>Species richness</i>	Aquatic Coleoptera Adult Odonata Aquatic Gastropoda Amphibia Aquatic Coleoptera + adult Odonata + aquatic Gastropoda + Amphibia (COGA)
<i>Family richness</i>	Macroinvertebrates Ephemeroptera + Plecoptera + Trichoptera (EPT) Megaloptera + Odonata larvae (MO)

Seventy-three other metrics were selected from 24 biological and nine ecological trait categories (adapted by Castella from the traits presented for macroinvertebrate genera by Tachet *et al.* (2000)) (Table 5.2). The number of metrics tested for each taxonomic group varied, depending on the number of trait categories represented by the taxa. Therefore, 26 metrics for Coleoptera, 21 metrics for Odonata, and 26 metrics for Gastropoda were selected. Each of the metrics was tested for each altitudinal vegetation belt. Fuzzy coding procedures (Tachet *et al.*, 2000) describe the link between the genus groups and each of the variables considered. A score was assigned to a genus group to describe its affinity to each category of every variable, from 0 indicating “no affinity” to 5 indicating “high affinity”. Then, for each pond, a mean score for the community considered was calculated.

In addition, each pond was characterized by environmental and geomorphological data including age, area and altitude (Table 5.3). Chemical measures of nutrients (phosphorus and nitrogen) were taken during winter months as described by Oertli *et al.* (2000) (site details are available on request).

5.2.3 Statistical analysis

Two preliminary steps were conducted prior to the process of selecting metrics. The first step involved the separation of the sites according to their altitudinal location and trophic state (Table 5.4). Thus, Oertli *et al.* (2000) found that altitude was the most important environmental factor driving biodiversity in Swiss ponds and that variables correlated with biodiversity in lowland ponds often differed from those important in alpine ponds (Hinden *et al.*, 2005, Annexe 13).

To comply with the standards for member countries of the EU, three altitudinal vegetation belts were taken into consideration based on the classification proposed in the WFD: the colline belt (200–800m), the montane-subalpine belt (600–2000m) and the alpine belt (> 1800m).

Each site was also classified, according to the degree of eutrophication (identified from phosphorus and nitrogen content), into one of the following four trophic states (OECD, 1982; Wetzel, 2001): oligotrophic, mesotrophic, eutrophic and hypertrophic. Depending on the altitudinal vegetation belt, some of the pond subsets were clearly underrepresented and were therefore discarded from the statistical analyses.

Table 5.2 The five selected biological and one ecological traits of aquatic macroinvertebrates with the corresponding 33 trait categories (adapted by Castella from the traits presented for macroinvertebrates genera by Tachet et al., 2000).

Biological traits	Trait categories
Life cycle duration	≤ 1 year > 1 year
Potential number of reproduction cycles per year	<1 =1 >1
Reproduction	isolated eggs, free isolated eggs, cemented clutches, cemented or fixed clutches, free eggs or clutches, in vegetation (endophytic) clutches, terrestrial
Food	detritus <1 mm plant detritus > 1 mm living microphytes living macrophytes dead animals > 1 mm living macroinvertebrates living macroinvertebrates vertebrates
Feeding habits	shredder scraper filter-feeder piercer (plants or animals) predator (carver/engulfer/swallower)
Ecological traits	Trait categories
Substrate (preference)	flags, boulders, cobbles, pebbles gravel sand silt macrophytes microphytes twigs, roots organic detritus, litter mud

Table 5.3 Mean values and ranges of selected variables characterizing the 94 ponds.

	Mean	Median	Minimum	Maximum
Altitude	1068	812	210	2757
Area [m²]	8181	1834	6	96200
Mean depth [cm]	175	115	26	910
Maximal depth [cm]	336	210	40	2400
Age [years]	1586	159	18	4000
Total nitrogen [mg N/l]	1.8	0.57	0.03	28.0
Total phosphorus [μP/l]	110	32	2	1400
Conductivity [μS/cm]	399	431	6	1367
Hardness [CaCo₃ mg/l]	186	182	0.8	884

Table 5.4 Number of the sampled ponds per altitudinal belt and trophic state. Subset of ponds marked by an asterisk were underrepresented and were therefore discarded from statistical analyses.

	Colline	Montane-subalpine	Alpine	<i>n</i> = total of ponds
Oligotrophic	1*	0*	10	10
Mesotrophic	3*	15	5	20
Eutrophic	16	12	1*	28
Hypertrophic	19	12	0*	31
<i>n</i> = total of ponds	35	39	15	89

The second preliminary step was to conduct a statistical analysis of pond size. Indeed, as area has an influence on biodiversity (Oertli *et al.*, 2002), it was necessary to check that for the three altitudinal vegetation belts, pond sizes were equally distributed between the four trophic classes of ponds. Only in the montane-subalpine belt was there a significant difference in pond size between the eutrophic and hypertrophic states ($p = 0.002$); therefore, these datasets were excluded from the statistical analysis.

The process of metric selection consisted of testing the significance of the relationships between metrics derived from aquatic macroinvertebrate assemblages and the state of eutrophication for each altitudinal vegetation belt. For each metric, differences between trophic categories were tested. A nonparametric test (Kruskal–Wallis) could be performed for the whole of the montane-

subalpine belt, since there were enough ponds in each trophic state. In addition, a nonparametric Mann–Whitney *U*-test was conducted for each metric and for all vegetation belts, in order to analyse differences between all pairs of trophic states.

5.3 Results

5.3.1 Relationship between richness and eutrophication

Four out of the eight tested richness metrics responded negatively to an increase in nutrient concentration in the colline vegetation belt. These were the species richness of aquatic Coleoptera, the pooled species richness of aquatic Coleoptera, aquatic Gastropoda, adult Odonata and Amphibia (COGA), the family richness of macroinvertebrates and the family richness of MO (Table 5.5 and Figure 5.2).

Table 5.5 Significance of differences in richness between oligotrophic and mesotrophic ponds (1-2), mesotrophic and eutrophic ponds (2-3), eutrophic and hypertrophic ponds (3-4) mesotrophic and hypertrophic ponds (2-4); nonparametric Mann–Whitney *U*-test was utilized to test the difference for the eight metrics; trophic state is not recorded when there were insufficient data for statistical analysis; n.s. = not statistically significant; * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$; + = positive relationship; - = negative relationship; value of *p* is indicated if near to significance ($0.05 < p < 0.10$).

		Colline	Montane-Subalpine		Alpine
Tested metric		3-4	2-3	2-4	1-2
<i>Species richness</i>	Aquatic Coleoptera	*-	*+	0.051 ⁺	n.s.
	Adult Odonata	n.s.	*+	n.s.	n.s.
	Aquatic Gastropoda	n.s.	n.s.	n.s.	0.079 ⁺
	Amphibia	n.s.	n.s.	n.s.	*+
	COGA	*-	*+	n.s.	n.s.
<i>Family richness</i>	Macroinvertebrates	*-	n.s.	n.s.	n.s.
	EPT	n.s.	n.s.	**-	0.063 ⁺
	MO	*-	n.s.	n.s.	n.s.

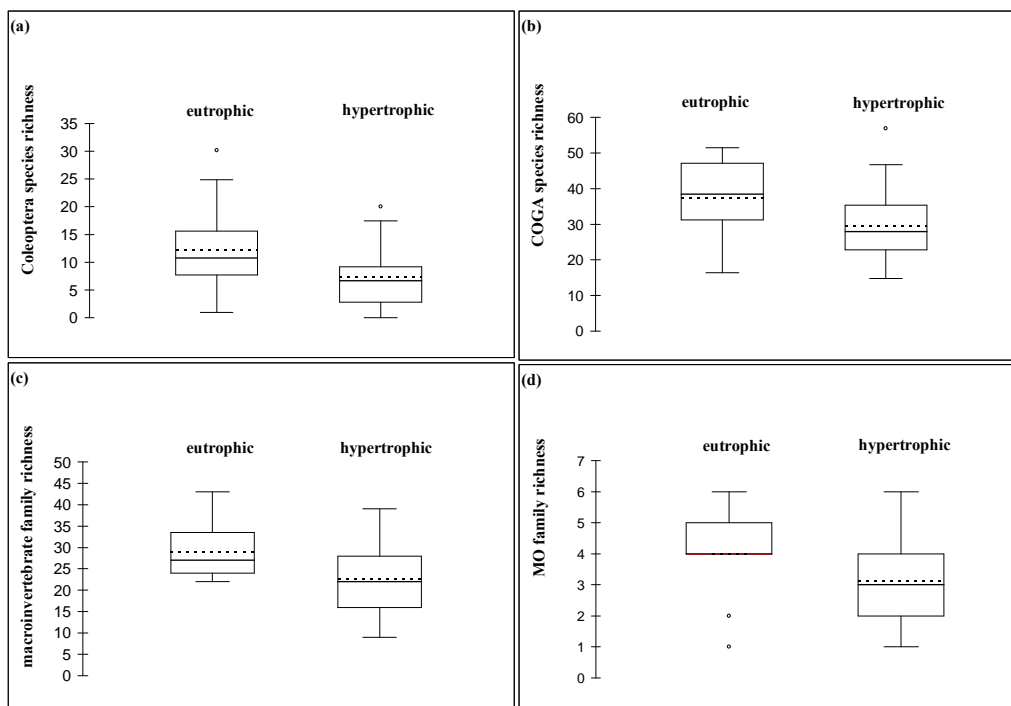


Figure 5.2 Richness metrics (box-plots) for eutrophic and hypertrophic ponds from the colline belt. (a) Species richness of aquatic Coleoptera. (b) Species richness of COGA. (c) Family richness of macroinvertebrates. (d) Family richness of MO. Each box represents the interquartile distance (25–75%) with the horizontal lines indicating the median (continuous) and the mean (dashed). Upper error bars indicate the non-outlier maximum. Lower error bars indicate the non-outlier minimum. Circles indicate outlier values. For all four metrics, the difference between the eutrophic and hypertrophic ponds is significant ($p < 0.05$, i.e. Table 5.5).

At altitudes above 800m (montane-subalpine and alpine belts), two to four metrics either responded positively or negatively or were near the significance level (Table 5.5). Furthermore, only some of these metrics were the same as the metrics that responded for the colline belt.

5.3.2 Relationship between biological/ecological traits and eutrophication

For the colline belt, 13 out of the 33 metrics revealed a significant or nearly significant relationship with eutrophication for one or more of the three taxonomic groups (Table 5.6). One of these metrics was associated with the “potential number of reproductive cycles per year” (less than one); three metrics were derived from the biological trait “reproduction” (free deposition of isolated eggs, deposition of cemented or fixed clutches, terrestrial clutch deposition); three were associated with the trait “food type” (detritus 51mm, plant detritus > 1mm, dead animal matter > 1mm); two were linked to the trait “feeding mode” (shredder, scraper); and four

were derived from the ecological trait “substrate” (flags/boulders/cobbles/pebbles, twigs/roots, organic detritus/litter, mud). The only metrics that showed no significant relationships were the ones derived from the life-cycle duration. Considering all of the altitudinal vegetation belts, only six of the 33 metrics were inconsistent in identifying a change in the state of eutrophication.

An examination of the relationships within the three taxonomic groups demonstrated that, for the Coleoptera, seven out of the 26 metrics tested reacted or almost reacted ($p = 0.052$ to 0.075) to an increase in eutrophication in the colline belt (Table 5.6). This was also the case for four of the 21 metrics tested for the Odonata ($p = 0.05$ or $= 0.091$) and three out of the 26 metrics for the Gastropoda ($p = 0.05$ or $= 0.084$ and 0.095) (Table 5.6). Nevertheless, over an altitude of 800m (montane-subalpine belt), these results no longer applied. For these higher altitudinal vegetation belts, other metrics were found to respond to changes in nutrient levels, depending on the trophic state and the indicator groups considered.

5.4 Discussion

5.4.1 Relationship between richness and eutrophication

In this study, four metrics based on richness (species or family level) were effective indicators of excessive nutrient concentration for the colline belt. All richness metrics demonstrated a decrease between the eutrophic and hypertrophic states (Figure 5.2). Assuming that eutrophication is a surrogate of productivity, the resultant curves conform with the second part of the “hump-shaped” pattern most often described in the literature for the productivity–biodiversity relationship (Rosenzweig, 1995; Chase and Leibold, 2002). At altitudes above 800m (montane-subalpine and alpine belts), another set of richness metrics were shown to be effective, which integrated only a part of the sensitive metrics from lower altitudes. Furthermore, the relationships with an increase in nutrients, in seven of the eight cases, were positively indicative of an increase in the species number. This difference with the observed patterns for ponds in the colline belt could result from the lower trophic state of the ponds at higher altitudes. It is possible that for many taxonomic groups, the relationship is described by the first part of the hump-shaped curve, where richness increases with productivity.

The Coleoptera was the only group whose species richness responded to an increase in eutrophication for both the colline and the montane-subalpine belts. This accords with previous studies which have already demonstrated that water beetles (particularly the families Hydraenidae and Elmidae) are considered to be sensitive to eutrophication. For example, Guignot (1931–1933) demonstrated that, in general, aquatic Adephaga prefer good water quality. Garcia-Criado *et al.* (1999) and Foster *et al.* (1992) showed that beetle distribution was correlated with eutrophication. Cooper *et al.* (2005) showed that trophic status was a key predictor of plant species composition and that the vegetation community structure significantly influences the composition of water beetle assemblages. For the Odonata, Gastropoda and Amphibia, the relationship between eutrophication and species richness was not

significant for the colline belt. In contrast, the relationship was significant for species richness when the four groups were pooled together (COGA). The Gastropoda were found to be insensitive to eutrophication, a surprising result considering their great dependency on water (adult and reproductive stages in water, low mobility and low dispersal). This was particularly unexpected in the case of the Prosobranch gastropods which are gill breathers. It has been confirmed in lake studies that Prosobranch species are particularly sensitive to oxygen depletion (Clarke, 1979; Mouthon, 1992), which is one of the indirect consequences of nutrient enrichment. Nevertheless, in our study, the Prosobranch species (*Bythinia tentaculata*, *Valvata cristata*, *Valvata piscinalis*, *Viviparus contectus*) were present in all trophic states, although they were more commonly found in mesotrophic or eutrophic ponds. Most probably, another chemical variable, calcium concentration, which is known to be the major chemical factor governing the distribution of aquatic molluscs (Boycott, 1936; Briers, 2003), had a more influential role than eutrophication in this study. As the species richness of Coleoptera, and of the combined COGA group, both clearly responded negatively to a nutrient increase (in the colline belt), this underlines that rather than using the entire invertebrate community, a selection of taxonomic groups would be sufficient to assess the effect of eutrophication. At altitudes above 800m, testing metrics derived from the Chironomidae could also be relevant, since chironomids often make up a large proportion of the fauna at these higher altitudes (Lang and Reymond, 1996; Kownacki *et al.*, 2000; Hinden *et al.*, 2005 (Annexe 13)) and are already known to be good indicators of eutrophication (Lods-Crozet & Lachavanne, 1994).

Two other metrics already shown to be sensitive to water quality both in rivers and in English pond studies (Biggs *et al.*, 2000) were also confirmed as indicators of eutrophication in this study: the number of macroinvertebrate and MO families (Table 5.5 and Figure 5.2 (c) and (d)). Therefore, the use of family-level metrics would seem to be as efficient as those at the species level, as often described in the literature (Biggs *et al.*, 2000). However, this was only true between the eutrophic and the hypertrophic states, and it is worth noting that this relationship did not apply to ponds situated

above altitudes of 800m.

For EPT family richness, known as an efficient indicator of water quality in running waters (Gaufin and Tarzwell, 1952; Quinn and Hickey, 1990; MACS, 1996), there was an absence of a relationship with eutrophication in the colline belt. This could be explained by the summer sampling, an inappropriate period for this group, since most larvae would either have emerged as adults or be in a very early stage of development. As a result, some species were probably missed in the sampling process. Nevertheless, a clear negative relationship was observed for the montane-subalpine and alpine belts.

5.4.2 Relationship between biological/ecological traits and eutrophication

Biological traits have until now proved to be useful assessment tools for studies on running water. Here, in spite of many significant relationships with pond eutrophication, there were no coherent relationship patterns. The relationships that were significant have probably an indirect connection with eutrophication which could not be identified in this study. Furthermore, no trait categories were particularly responsive for all three indicator groups. It appears that there is a clear need for further investigations before using traits as indicators of eutrophication. For example, trait categories were tested here separately for each invertebrate group, while for further investigations it would be reasonable to test them as a ratio of the whole ecosystem, as sometimes suggested in the literature (Rawer-Jost *et al.*, 2000). Furthermore, instead of looking at each trait category separately for each invertebrate group, it would be interesting to study, for example, the metric “percentage of scrapers” for the total invertebrate community of the pond. This, however, would be difficult and time-consuming in practice, as all the invertebrates would have to be determined to the genus level. Another point worth mentioning is that the traits taken from Tachet *et al.* (2000) are assigned both to adults and larvae of the groups considered, and only to

the genus level. The effectiveness of using biological and ecological traits in scientific studies is still under investigation; thus, it would be worthwhile exploring the tables more precisely and making the necessary modifications.

5.4.3 Conclusion

This study has demonstrated that metrics derived from species or family richness are relevant for describing the level of eutrophication, and can be integrated into a future pond assessment method. However, the set of metrics to be used for the assessment of excessive nutrient levels should differ between high-altitude and lowland zones. The metrics related to biological/ecological traits demonstrated many relationships with eutrophication, but for the moment they should not be used for an assessment method as further investigations are needed to identify and select the appropriate metrics. A future challenge would be the selection, integration and calibration of the relevant metrics, within a combined multi-metric index to assess the effect of eutrophication.

The present study focused on the evaluation of a single effect, eutrophication (either the consequence of human disturbance or the natural evolution of the ecosystem). Further investigation of the bio-assessment of ponds would enable the identification of metrics sensitive to other important aspects of impairment, such as land use in the buffer zone surrounding the water body, or in the wider catchment. Additional metrics that account for the presence of introduced and invasive species and/or fish would also probably help to improve the assessment, because of their known effects on the biological equilibria in ecosystems. This set of metrics would assess the quality of the pond (water, environment). Coupled with an assessment of biodiversity (i.e. identified using the PLOCH method (Oertli *et al.*, 2005b)) this would allow the development of a general biological assessment method for ponds with the purpose of re-establishing the conditions for good ecological status, as recommended by the WFD.

CHAPITRE 6

Eutrophication: are mayflies (Ephemeroptera) good bioindicators for ponds ?

Nathalie Menetrey, Beat Oertli, Michel Sartori, Jean-Bernard Lachavanne. 2008.
Hydrobiologia. 597: 125-135.

Abstract

Ephemeroptera larvae are recognized worldwide for their sensitivity to oxygen depletion in running waters, and are therefore commonly used as bioindicators in many monitoring programmes. Mayflies inhabiting lentic waters, like lakes and ponds, in contrary have been poorly prospected in biomonitoring. For this purpose, a better understanding of their distribution in lentic habitats and of the relations of species presence with environmental conditions are needed.

Within this framework, 104 ponds were sampled in Switzerland. The Ephemeroptera are found to be an insect order particularly well represented in the ponds studied here (93% of the lowland ponds). Nevertheless, in terms of diversity, they are relatively poorly represented (mean species number = 1.9). Two species dominated: *Cloeon dipterum* (Baetidae) and *Caenis horaria* (Caenidae).

The investigations contributed to the updating of the geographical distribution of the species in Switzerland, as many of the observations appear to be from new localities.

The trophic state of ponds appears here to be important for Ephemeroptera communities. First, there is a negative relationship between total phosphorus (TP) concentrations and species richness. Second, the presence of *Caenis horaria* or *Cloeon dipterum* is dependent on the trophic state. *Caenis horaria* is most closely associated with low levels of TP concentrations, while *Cloeon dipterum* appears to be less sensitive, and is most frequently found in hypertrophic conditions.

A probable consequence of these relations, is that Baetidae are always present when Caenidae are also present. Contrastingly, Baetidae is observed as the only mayflies family present in several ponds.

6.1 Introduction

Mayflies are considered as “keystone” species and their presence is believed to be an important environmental indicator of oligotrophic to mesotrophic (i.e. low to moderately productive) conditions in running waters (Barbour *et al.*, 1999; Bauernfeind & Moog, 2000). A high sensitivity of mayfly taxa to oxygen depletion, acidification, and various contaminants including metals, ammonia and other chemicals was demonstrated in both observational and experimental studies (Hubbard & Peters, 1978; Resh & Jackson, 1993; Moog *et al.*, 1997; Hickey & Clements, 1998). Various Biological Indices including mayflies to assess water quality have been developed over the years (Lenat, 1988; Metcalfe, 1989; Kerans & Karr, 1994). Subsequently, many of the biological water quality assessment methods for streams include Ephemeroptera, as for example the EPT (Ephemeroptera + Plecoptera + Trichoptera) taxa richness (Lenat & Penrose, 1996) which has been incorporated into studies in the United States and in many other countries. Other examples include the River InVertebrate Prediction and Classification System (RIVPACS) for the UK (Wright *et al.*, 1998) and the «Indice Biologique Global Normalise» (IBGN) for France (AFNOR, 1992). A major EU project with 14 participating member states entitled STANdardisation of River Classifications (STAR) has now been established, which will calibrate different biological survey results against ecological quality classifications that have to be developed for the WFD of 2000 (Furse *et al.*, 2006).

On the contrary, mayflies inhabiting lentic waters (e.g. lakes and ponds), have been poorly used in biomonitoring programmes (see however Madenjian *et al.*, 1998). Nevertheless, in such environments, we could expect that mayflies also adequately integrate some aspects of water quality. Ephemeroptera have also other advantages for monitoring: they are highly visible, relatively easy to sample and are represented by only a few species in such habitats, which makes identification easier. In Lake Erie, Ephemeroptera are successfully used in biomonitoring, following the example of a recent study that showed burrowing mayfly nymphs (*Hexagenia spp.*) to be

associated with an improvement of the ecosystem health (Schloesser & Nalepa, 2002). In smaller waterbodies like ponds, the water quality is rarely assessed. Nevertheless, with the implementation of the WFD, such procedures will be developed. This is already the case in some European states (UK, see Biggs *et al.*, 2000; Catalonia, see Boix *et al.*, 2005; Switzerland, see Menetrey *et al.*, 2005).

For the purpose of better understanding the importance of Ephemeroptera in the assessment of water quality in lentic habitats and especially in ponds, a better understanding is needed of: (i) the distribution of mayflies in such habitats; (ii) the relations of species presence with environmental conditions. In this study, the distribution of mayflies is investigated for 104 ponds from Switzerland. In a second step, their presence is assessed in relation to environmental variables, particularly the trophic state indicators (total phosphorus (TP), total nitrogen (TN) and conductivity). Finally, we will examine whether a new metric using Ephemeroptera can be proposed for inclusion in rapid bioassessments methods for swiss ponds.

6.2 Materials and methods

6.2.1 Study area

Table 6.1 shows the location of the 104 permanent small water bodies sampled within the following four altitudinal vegetation belts in Switzerland: colline, montane, subalpine, and alpine. They vary in size from 5m² to 10ha (Table 6.2), with a mean depth comprising between 15 and 910cm. We will further refer to these small water bodies as “ponds”, since most of them correspond to the criteria of the definition of a pond presented by Oertli *et al.* (2005a). Only one third of these ponds are known to have a natural origin with an age exceeding 4'000 years (last glacial retreat). The others, with various ages (1–900 years), are artificial, linked to past or present human activities (gravel or clay extraction, fish production, nature conservation, etc.). The range of altitude is from 210 to 2'757m. The trophic state varies between oligotrophic and hypertrophic (Table 6.1). Additionally, each pond was characterized with environmental and geo-morphological data (Table 6.2) (site details are available on request).

Table 6.1 Number of sampled ponds per altitudinal vegetation belt (colline (200–800m), montane (600–1'400m), subalpine (1'300–2'000m), alpine (> 1'800m)) and trophic state (based on the concentration of total phosphorus (TP) and total nitrogen (TN) as described by OECD (1982) and Wetzel (2001).

	Colline	Montane	Subalpine	Alpine	n = total of ponds
Oligotrophic	1 (1)	1 (1)	1 (1)	11(2)	14 (5)
Mesotrophic	4 (4)	7 (7)	9 (4)	6 (1)	26 (16)
Eutrophic	19 (19)	12 (11)	0 (0)	1 (0)	32 (30)
Hypertrophic	20 (17)	7 (5)	4 (3)	1 (0)	32 (25)
n = total of ponds	44 (41)	27 (24)	14 (8)	19 (3)	104 (76)

In brackets: number of ponds of each type containing Ephemeroptera.

Table 6.2 Mean values and ranges of selected variables characterising the 104 ponds.

	Mean	Median	Minimum	Maximum
Altitude [m a.s.l.]	1069	733	210	2757
Area [m ²]	8619	2328	6	96200
Mean depth [cm]	175.5	113	15	910
Maximal depth [cm]	343	210	40	2400
Age [years]	1258	68	1	4000
Total nitrogen (TN) [mg N/l]	1.07	0.55	0.04	8.79
Total phosphorus (TP) [µg P/l]	65	26	1	611
Conductivity [µS/cm]	350	360	3	1367
Hardness [CaCo ₃ mg/l]	174	175	0.8	884
Transparence [Snellen, cm]	44	54	3	54
Number of habitats sampled	4	4	0	9
Sinuosity of the shoreline	1.5	1.3	1	3.3
Macrophyte species richness	11	10	0	34
Macroinvertebrate family richness	19	18	3	44

6.2.2 Sampling

Each pond was sampled once during the summer months (June to early August) from 1996 to 2005 following the PLOCH method (Oertli *et al.*, 2005b). Mayflies were collected using a small hand-net (rectangular frame 14 x 10cm, mesh size 0.5mm). For each sample, the net was swept intensively through the pre-selected dominant habitats for 30s. In all cases, the collected material was preserved in either 4% formaldehyde or 70% alcohol solutions and then sorted in the laboratory.

The physico-chemistry of the water was measured during winter and summer months,

as described by Oertli *et al.* (2000), by establishing a profile using WTW field probes down to the deepest point of the pond (to measure conductivity, pH and oxygen concentration). The transparency was additionally recorded from a surface water sample using a Snellen tube. Laboratory analyses of the content of TP and TN were made with winter water samples. TP concentrations and TN concentrations were then used to classify each pond into one of the four following trophic categories: oligotrophic, mesotrophic, eutrophic or hypertrophic, as described by the OECD (1982) and Wetzel (2001).

6.2.3 Statistical analyses

Statistical analyses were performed exclusively on 71 out of the 104 ponds from the colline and montane vegetation belts. The remaining 33 ponds from the subalpine and alpine belts were excluded from this dataset because of the particularity of their mayfly assemblages: only 11 ponds contained Ephemeroptera (Table 6.1). In addition, *Cloeon dipterum* and *Caenis horaria*, the two most abundant species present in many lowland ponds, were much less common at these altitudes. Indeed, most of the mayflies that are present in the subalpine and alpine belts were rare species.

A between-class Principal Component Analysis (PCA) was performed to test if there was an overall difference between the ponds containing Caenidae + Baetidae (33 ponds) and those with Baetidae only (31 ponds) for 12 relevant selected environmental and physico-chemical variables. Three of these variables were log-transformed: area, mean depth and sinuosity of the shoreline; five were transformed in categories: TP, TN, conductivity, transparency and altitudinal vegetation belt; and the last four were not transformed: presence versus absence of fishes, % of natural zone surrounding the waterbody, % of catchment area and macrophyte species richness.

A non-parametric Mann–Whitney *U*-test was conducted to test if there was a significant difference for three trophic state variables considered separately (concentrations of TP, TN or conductivity) between ponds where *Cloeon dipterum* or *Caenis horaria* were present or absent, respectively. In addition, a non-parametric Mann–Whitney *U*-test was performed to analyse the differences in the mayfly species richness between groups of ponds based upon their trophic state (being defined separately by TP, TN or conductivity values).

Furthermore, Generalized Additive Models (GAMs) were used to model the occurrence of *Cloeon dipterum*, or of *Caenis horaria* with the purpose of (i) identifying the physico-chemical and environmental variables explaining the presence of these species in the ponds, and (ii) building predictive models of their occurrence. GAMs are nonparametric regressions that lead to complex response curves, which differ from the linear and parabolic responses; therefore, non-normally distributed data (including

binomial distributions) can be modelled. GAMs were carried out with S-PLUS software using a set of functions developed to perform generalized regression analyses and spatial predictions (GRASP) (Lehmann *et al.*, 2002). After an exploratory stepwise procedure of the same twelve selected variables as the ones taken for PCA, the least contributive were discarded to avoid an over-parameterization of the models. This means that the final model was built around the five most relevant variables: altitude, log of area, TP (expressed as four trophic categories), log of mean depth, and macrophyte species richness.

The diagnostic procedure for the GAMs included: (1) the most relevant variables retained in the two final regression models at $P = 0.05$ level, (2) the contributions of each explanatory variable expressed as a deviance reduction associated to dropping the variable from the model, (3) the percentage of the deviance explained by the models, (4) a linear correlation ratio (r) between observed and predictive values derived from a cross-validation procedure.

6.3 Results

6.3.1 Ephemeroptera species distribution in ponds

Mayflies were found to be present in 76 of the 104 sampled ponds. Of the 85 species (and 11 families) of Ephemeroptera present in Switzerland, 12 species from five families were identified (Table 6.3). This list included logically a majority of lentic species; however, lotic species were also found to be present (i.e. *Baetis rhodani*, *Centroptilum luteolum*, *Ephemera danica* and *Siphonurus aestivalis*), which could be explained by the presence of tributaries. The lotic species *Baetis alpinus* was additionally found in one alpine pond, and this independently of the presence of a tributary. An explanation for the presence of lotic species in lentic ecosystem is that in alpine ponds, the physico-chemical conditions (oxygen, nutrient content, T°C) are similar to those observed in streams (Hieber *et al.*, 2005). Amongst the 12 identified species, four are mentioned in the red list of threatened species for Switzerland (Sartori *et al.*, 1994): *Centroptilum luteolum*, *Cloeon simile*, *Ephemera danica* (all three potentially

endangered) and *Siphonurus aestivalis* (endangered). The finding of *Habrophlebia fusca* was a first for Switzerland, while *Habrophlebia lauta* was observed for the first time in the Canton of Graubünden.

The 28 ponds where Ephemeroptera were absent included a set of ponds situated at an altitude over 1'410m (22 ponds) or another set with hypertrophic conditions (six ponds).

However, mayflies were not always absent from ponds with hypertrophic conditions. Baetidae were observed in 26 hypertrophic ponds, and of these, 15 ponds also contained Caenidae. Likewise, mayflies were not always absent from ponds over an altitude of 1'410m: nine ponds over 1'410m contained mayflies, mostly from the Baetidae or Caenidae families.

Table 6.3 List of the 12 Ephemeroptera species sampled in 104 ponds from Switzerland, with frequency of observation and altitudinal range.

Families	Species	Current (preference)	Number of ponds	Red list	Altitudinal range (m) in Switzerland	
					Known (Sartori & Landolt, 1999)	Observed (our study)
Baetidae	<i>Baetis rhodani</i> (Pictet, 1843)	lo	2	nd	200-1900	458-910
	<i>Baetis alpinus</i> (Pictet, 1843)	lo	1	nd	200-2600	2191
	<i>Centroptilum luteolum</i> (Müller, 1776)	lo	1	4	300-1100	910
	<i>Cloeon dipterum</i> (Linné, 1761)	le	71	nd	300-1500	210-1855
	<i>Cloeon simile</i> Eaton, 1870	le	9	4	300-1000	350-1813
Caenidae	<i>Caenis horaria</i> (Linné, 1758)	le	34	nd	200-1200	210-1813
	<i>Caenis luctuosa</i> (Burmeister, 1839)	le	6	nd	300-600	350-725
	<i>Caenis robusta</i> Eaton, 1884	le	12	nd	300-500	419-1685
Ephemeridae	<i>Ephemera danica</i> Müller, 1764	lo	1	4	200-1200	838
Leptophlebiidae	<i>Habrophlebia fusca</i> (Curtis, 1834)	lo	2	nd	-	425-910
	<i>Habrophlebia lauta</i> Eaton, 1884	lo	2	nd	200-1200	930-1907
Siphonuridae	<i>Siphonurus aestivalis</i> (Eaton, 1903)	lo	1	3	200-800	665

Red list for Switzerland (Sartori *et al.*, 1994): nd, status not defined; 3 = endangered; 4 = potentially endangered. le, lentic taxa; lo, lotic taxa.

When present in a pond, the Ephemeroptera community diversity was low (see Table 6.3 and Figure 6.1) and composed of only a few taxa (mean species number = 1.9 and mean family number = 1.6). The dominant lentic species were *Cloeon dipterum* (in 93% of the ponds containing Ephemeroptera) and *Caenis horaria* (in 45%). In 43% of the cases, ponds included only one family, generally the Baetidae with, in most of these cases, *Cloeon dipterum* being found alone. Otherwise, there was one case each where *Cloeon simile* was found alone or both together with *Cloeon dipterum*. For 55% of the ponds containing Ephemeroptera, two families were recorded, with Baetidae (*Cloeon dipterum*) present in all cases. One pond included three families. Therefore, Baetidae appeared as the most common mayfly family to be found in Swiss ponds. An interesting observation was that Caenidae were only present when Baetidae were present (with one exception). However, considering the selected environmental and physico-chemical variables, these were found

to have no relevance in differentiating the ponds between sites with the presence of both Baetidae and Caenidae and sites with Baetidae alone. Only 3% of the variability given by the between-class PCA could be explained by environmental and physico-chemical variables. The Monte Carlo P-value was not significant for the parameters tested ($P = 0.654$).

Out of the 40 ponds containing Caenidae, *Caenis horaria* was found once alone, while in most cases (52%, Figure 6.1) its presence was associated with the Baetidae family. Otherwise, with the presence of Baetidae in most cases, *Caenis luctuosa* was observed together with *Caenis horaria* (12% of cases, only once alone). *Caenis robusta* was associated with *Caenis horaria* (17%) or without (13%). *Cloeon simile* could be observed alone, or in combination with *Cloeon dipterum*, and/or *Caenis horaria*, and/or *Caenis robusta* and/or even *Caenis luctuosa*. But *Caenis luctuosa* and *Caenis robusta* were never found in the same pond together.

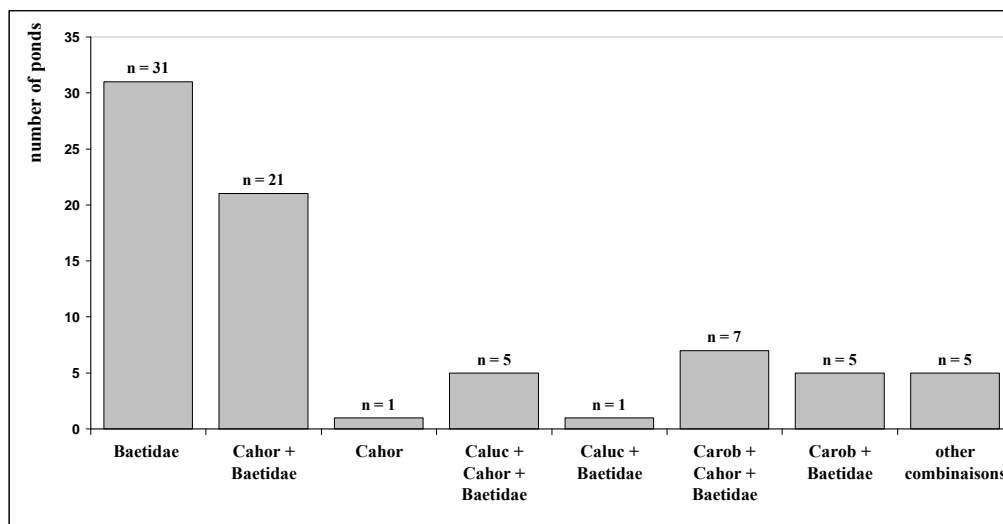


Figure 6.1 Distribution of the mayflies among the 76 ponds containing Ephemeroptera. n = number of ponds. cahor = *Caenis horaria*; caluc = *Caenis luctuosa*; carob = *Caenis robusta*. The case of “other combinaisons” comprises: three ponds with Baetidae + another family than Caenidae, one pond with Leptophlebiidae only and one pond with three families: Baetidae, Caenidae and Leptophlebiidae.

6.3.2 Mayflies and eutrophication

There was no significant difference in the values of the trophic state variables (concentration of TP, TN or conductivity) between the group of ponds with *Cloeon dipterum* (or *Caenis horaria*) present and the group of ponds without the species (Mann–Whitney U test; $P > 0.05$, see Table 6.4). Nevertheless the relationship between TP and *Cloeon dipterum* was near to being significant ($P = 0.085$).

Table 6.4 Signification (P-values) of the differences for three trophic state variables between the group of ponds with *Cloeon dipterum* (or *Caenis horaria*) present and the group of ponds without the species (Mann–Whitney U test).

Trophic state variables	<i>Cloeon dipterum</i>	<i>Caenis horaria</i>
Total phosphorus (TP) [$\mu\text{g P/l}$]	0.085	n.s.
Total nitrogen (TN) [mg N/l]	n.s.	n.s.
Conductivity [$\mu\text{S/cm}$]	n.s.	n.s.

n.s. = not statistically significant ($P > 0.05$). Value of P is indicate if near to significance ($0.05 < P < 0.10$). $n = 71$ ponds (from colline and montane vegetation belts).

There was also no significant difference of the mayfly species richness present between the groups of ponds based upon their trophic state (TP, TN or conductivity). However, the relationship between eutrophic and hypertrophic ponds for TP (Figure 6.2) was also almost significant (Mann–Whitney U-test; $P = 0.096$).

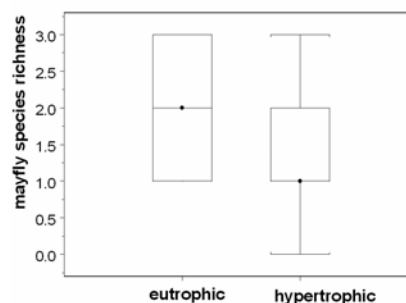


Figure 6.2 Differences near level of significance (Mann–Whitney U test; $P = 0.096$) in mayfly species richness (box-plots) between groups of ponds based upon the trophic state of TP. Oligotrophic and mesotrophic box-plots are not showed, thus they were no significant difference for these trophic states. $n = 71$ ponds (from colline and montane vegetation belts). Each box represents the interquartile distance (25–75%) with the horizontal lines indicating the median. Upper error bars indicate the non-outlier maximum. Lower error bars indicate the non-outlier minimum.

Generalised Additive Model regressions were calculated for the two most frequent taxa, *Caenis horaria* and *Cloeon dipterum*. Table 6.5 presents the most relevant variables (two variables for *Cloeon dipterum*, four for *Caenis horaria*) retained in the two final regression models at $P = 0.05$ level and their relative contributions. Cross-validation ratios were high for both models, with r above 0.7. Consequently, regarding r^2 values, more than 50% of the species' distribution could be explained by the two, respectively the four variables retained in the models. The models explained between 14.6% and 32.1% of the deviance for *Cloeon dipterum* and *Caenis horaria* respectively. The response curves for the variables retained in the models are presented in Figure 6.3. Confidence intervals were usually wider at both ends of all gradients

where there were fewer observations. For both species, the regression models showed one similar trend: the linear positive influence of area. This finding indicates that the two species were more frequently associated with larger sized ponds than with smaller ones. Also for both species, the trophic state of the pond was a significant variable, although the shape of the response curve was different for each species explaining that *Caenis horaria* was mostly present in oligotrophic ponds, while *Cloeon dipterum* was associated mainly with eutrophic ponds. The model for *Caenis horaria* incorporated two more variables: mean depth which showed a complex response curve that seemed incoherent; and macrophyte species richness which showed a bell-shaped response curve: *Caenis horaria* seemed therefore to be associated with species-rich ponds.

Table 6.5 Contributions of the explanatory variables and diagnostic parameters for the GAM of *Cloeon dipterum* and *Caenis horaria* at $P = 0.05$ level. GAMs included 71 ponds from colline and montane vegetation belts.

Taxon	n	Explanatory variables				Diagnostic parameters	
		Area	Total Phosphorus (TP)	Mean depth	Macrophytes species richness	Explained deviance [%]	Linear correlation ratio (r^2)
<i>Cloeon dipterum</i>	63	5.4	5.5	-	-	14.6	0.748
<i>Caenis horaria</i>	29	4.5	2.5	2.5	2.7	32.1	0.716

n , number of ponds where the species was present. area = \log_e transformed m^2 ; total phosphorus (TP) = transformed into one of the four trophic categories as described by OECD (1982); mean depth = \log_e transformed cm; macrophyte species richness = not transformed.

6.4 Discussion

6.4.1 Ephemeroptera species distribution in ponds

The Ephemeroptera are particularly well represented, being observed in 93% of the lowland ponds (colline and montane). Nevertheless, in terms of species richness, they are relatively poorly represented (mean species number = 1.9). This is mainly due to the fact that most mayflies are adapted to living in running waters where the environmental conditions are drastically different from those of standing waters. Both Caenidae and Baetidae families contain some of the most resistant species to organic pollution and to low levels of oxygen (Macan, 1973; Brönmark

& Hansson, 2000). Two species dominate our data group: *Cloeon dipterum* and *Caenis horaria*, both of which are known to be very resistant to eutrophic conditions (group 6 in Soldán *et al.*, 1998, or groups E-G in Kelly-Quinn & Bracken, 2000).

Only a few additional mayfly species could potentially be observed in Swiss ponds. These are: *Leptophlebia marginata*, *Leptophlebia verspertina*, *Rhithrogena loyolaea* (above altitude of 2'800m), *Ephemera glaucops* (recently discovered in one location in eastern Switzerland); *Ecdyonurus sp.* (in drift conditions or at altitude), *Paraleptophlebia werneri* (elsewhere) and perhaps *Arthroplea congener* (although at present only found in Germany and Austria). Interestingly, all these species mentioned are rare species and found in special conditions.

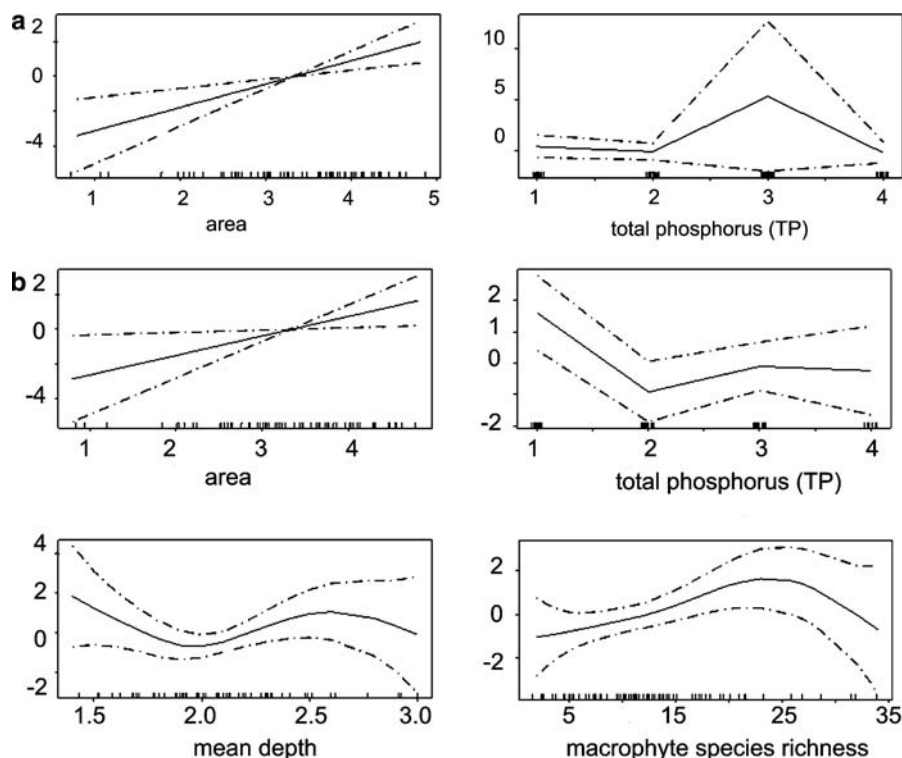


Figure 6.3 Response curves for the variables incorporated in the Generalized Additive Models (GAMs) calculated for the presence of (a) *Cloeon dipterum* and (b) *Caenis horaria*. The dashed lines are approximate 95% confidence intervals around the smooth function lines. area = \log_e transformed m^2 ; total phosphorus (TP) = transformed into one of the four trophic categories as described by OECD (1982); mean depth = \log_e transformed cm; macrophyte species richness = not transformed. Vertical axes are scaled according to the dimensionless linear predictor.

Many of our observations include new localities for Switzerland's Ephemeroptera, and therefore will contribute to the updating of the geographical distribution of the species presented in Sartori & Landolt (1999). Furthermore, altitudinal ranges presented by these authors will be largely revised, with new data for 7 out of the 12 species found in the sampled ponds (see Table 6.3).

6.4.2 Mayflies and eutrophication

Ephemeroptera species richness has a negative relationship with an increase of eutrophication (based on TP). Nevertheless, the presence of Ephemeroptera species in the studied ponds cannot be explained by the trophic state alone, since all simple direct relationships between the presence of *Caenis horaria* and *Cloeon dipterum* and the trophic state of water are not significant. However, in the model, taking into account the other predominant environmental variables (i.e. altitude, area, mean depth and macrophyte species richness), trophic state, based on TP, is significant. The two species appear to avoid hypertrophic ponds. Their

optimum conditions are oligotrophic for *Caenis horaria* and eutrophic for *Cloeon dipterum*. This relationship with trophic conditions has already often been demonstrated in running water studies. For example, in Tachet *et al.* (2000), the biological traits for *Caenis sp.* indicate that mesotrophic conditions are optimal for this genera. Contrastingly, *Cloeon sp.* could be found in either mesotrophic or eutrophic habitats. Furthermore, Baetidae appears as one of the Ephemeropteran families the most tolerant to organic pollution. For example, *Cloeon dipterum* is the European species that exhibits the greatest saprobic index among mayflies (SI = 2.6) making it a characteristic element of β - α mesosaprobic conditions. *Caenis horaria* and *C. robusta* are ranked as less tolerant (SI = 2.2) and more confined to β mesosaprobic environments (Moog, 1995; Moog *et al.*, 1997).

Following these relations, a really interesting observation was made on the association of the two most common families observed in the ponds sampled. Baetidae is observed as the only Ephemeroptera family present in several

ponds. This is not the case for Caenidae, which are found only if Baetidae are already present. This particularity has also been observed for several sets of water-bodies in the French Rhône and Ain floodplains (Castella *et al.*, 1984, 1991; Castella, 1987).

The presence of Caenidae alongside Baetidae, could be important for bioassessment work. As the potential number of mayfly species in such environment is normally low (five in general), the occurrence of an additional species from the Caenidae family may have some significance with regard to environmental conditions. On the contrary, the presence of rare species in ponds seems to depend more on special conditions than on trophic states. This finding represents an important development for the use of Ephemeroptera as bioindicators in Switzerland. Therefore, frequently observed species like *Caenis sp.* and *Cloeon sp.* seem to be more suitable to assess the trophic state of ponds (as demonstrated in this study).

The fact that Caenidae are more often absent from sampled ponds than Baetidae could be a discrepancy in the sampling dates among ponds. One hypothesis could be that Caenidae were not present in ponds sampled in late summer because the adult emergence occurs earlier in the season and before the sampling session. *Caenis sp.* shows large variations in their life history patterns as demonstrated for *Caenis luctuosa* by Cayrou & Cereghino (2003) and for *Caenis horaria* and *Caenis luctuosa* by Oertli (1992) and Bänziger (2000). Nevertheless, the population dynamics presented by these authors demonstrate that individuals of *Caenis sp.* are present in the water throughout the year (even if their repartition in size classes largely varies); This being the case, the time of sampling is probably not an explanation for the absence of this taxa. An alternative explanation could be the capacity of dispersion and colonisation since it is known that this capacity is greater for Baetidae than for Caenidae. Furthermore, *Cloeon dipterum* is relatively well known as a pioneering coloniser of new waterbodies and of temporary habitats (Sartori & Landolt, 1999). The explanation of *Cloeon dipterum*'s "success story" is to be found in its peculiar biology, ecology, and physiology. It is one of the rare ovoviviparous species in Europe, with females having an unusual life span of about 2 weeks during which the whole embryonic

development takes place in the genital ducts (Degrange, 1959; Soldán, 1979). Females are often found quite far from the waterbody where they were born and disperse actively towards new habitats, making it a true colonizer species. Finally nymphs are detritivorous (Brown, 1961; Cianciara, 1980) and can afford very low levels of oxygen concentration, even anoxia in some conditions (Nagell, 1977a, b; Nagell & Fagerström, 1978) and seem tolerant to rapid temperature changes (McKee & Atkinson, 2000). These traits enable *Cloeon dipterum* to be very successful in small ponds where it encounters few competitors. In fact, this species is known to be relatively independent of environmental factors. Another hypothesis is that ponds where only Baetidae are present are young ponds or temporary ponds. However, this is not supported by our data since only 12 of the 71 ponds containing Baetidae are younger than 25 years old. Furthermore they are all permanent ponds. Therefore, the most likely explanation of this singularity is the trophic state of ponds as discussed in the previous section.

In conclusion, our study has demonstrated that there is a great potential in using mayflies as bioindicators for the management of the water quality of ponds. Indeed, a relationship with the trophic state of ponds is hereby revealed for Ephemeroptera species richness and for the presence of *Caenis horaria* and *Cloeon dipterum*. These findings allow us to propose two new metrics for the water assessment of Swiss ponds: first, the Ephemeroptera species richness and second the presence of Caenidae associated with Baetidae. Nevertheless, these metrics need to be tested before being integrated into routine monitoring. Furthermore, other investigations must be made to confirm the suitability of these pond bioindicators for areas outside of Switzerland. Moreover, as these two metrics are only based on a small number of species, it would be necessary to use them in conjunction with other metrics to enable accurate assessments. Other such metrics, based on species or families richness (from macroinvertebrates and macrophytes assemblages), are currently in development (Hering *et al.*, 2004; Menetrey *et al.*, 2005; Furse *et al.*, 2006). These should help to put into practice a scientific-based management of water quality in ponds as required for other waterbodies by the WFD.

CHAPITRE 7

The CIEPT : a new multimetric index based on macroinvertebrates to assess the ecological quality of ponds.

Nathalie Menetrey, Beat Oertli and Jean-Bernard Lachavanne. Submitted.

Abstract

Since ponds are limnologically different from rivers and lakes, and as there is a lack of appropriate methods to assess their ecological quality, we propose such a method to assist managers in routine biomonitoring of ponds. Within this framework, 146 ponds were sampled in Switzerland and a subset of 36 lowland sites were classified along a gradient from reference to degraded sites.

The site degradation was characterized by seven variables reflecting the pond ecological condition: (i) plant communities (macrophyte species richness); (ii) one descriptor of the trophic state (total phosphorus and total nitrogen); and (iii) five anthropogenic stressors linked to land use : percentage of natural areas within a 50m wide belt, connectivity with other wetlands (1km), percentage of agricultural activities and pastures in the catchment area, and inhabited areas.

A total of 55 candidate metrics linked to macroinvertebrates and amphibians were tested for their relationship with the site degradation. The metrics were based on selected and total taxonomic richness; intolerance to the site degradations; conservation values, and biological/ecological traits.

The selection of the metrics to be integrated into an index followed a stepwise procedure. They had to fulfil four criteria: 1) significant relationship with at least one of the seven indicators of the pond ecological condition; 2) ability to discriminate between reference and degraded sites; 3) Relative Scope of Impairment inferior to 1 (low inherent variability of a metric); 4) no redundancy with the other metrics used in the index. To produce the index, 18 combinations of the selected metrics were tested.

The final index CIEPT was built with three metrics: the genera richness of Coleoptera (C), combined with the macroInvertebrate family richness (I), and the Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT) family richness. Indeed, the CIEPT responded significantly to the pond ecological condition and can furthermore be assessed by managers at reduced cost. Moreover, this index has been tested successfully with an external dataset to confirm its suitability in and also outside Switzerland.

7.1 Introduction

The recognition of the important multiple roles of small waterbodies (i.e. ponds) is now well established. Downing *et al.* (2006) demonstrated that they contribute significantly to the global carbon cycle, being more efficient than oceans as carbon traps, because of their great abundance and high productivity in the continental land masses. In addition, ponds have many other functions relating to education, recreation, economy, hydrology, culture and aesthetics (E.P.C.N, 2007). Moreover, ponds play an important role in the conservation of regional biodiversity, which is high when compared to rivers and lakes (Williams *et al.*, 2004 ; Angelibert *et al.*, 2006; Davies *et al.*, 2008). The protection and management of these ecosystems are thus of great importance, especially considering that the proportion of wetlands loss (including ponds) is between 50% and 90%, and that consequently the connectivity between them is, from day to day, being drastically reduced (E.P.C.N, 2007). The Ramsar Convention on Wetlands, signed in Iran in 1971, established the need for conservation and wise use of all types of wetlands and their resources. However, small waterbodies like ponds receive little protection under national legislations and methods for their ecological assessment are rare.

Because ponds are limnologically different from lakes (Oertli *et al.*, 2002; Sondergaard *et al.*, 2005a), end-users often expressed the need to develop standardized biological methods of assessment that are specific to ponds. In the absence of such methods, they often have to use inappropriate tools designed for lakes or running waters. Some indexes are starting to become available from several regions such as the North Iberian Plateau of Spain (Trigal *et al.*, 2008), Great Britain (PCTPR, 2002), central Apennines of Italy (Solimini *et al.*, 2008;), and the USA (U.S.EPA., 1998, 2002a; Burton *et al.*, 1999; Gernes & Helgen, 1999). However, these indexes are only applicable at a local scale, because they are based on a regional species pool.

A multimetric approach allows the integration of different descriptors of the community by combining different types of metrics categories (e.g. taxonomic richness, biological traits, cf.

Karr & Chu, 1999). Therefore, it can potentially reflect several effects of human impact on different aspects of the structure and function of the community. As such, this approach provides a more powerful tool for assessing freshwater ecosystems than the classical methods like multivariates (Fore *et al.*, 1996; Karr, 1999), previous biological indexes (Yoder & Rankin, 1998), or single metrics (Resh *et al.*, 1995 ; Barbour *et al.*, 1999; Dahl & Johnson, 2004; Ofenböck *et al.*, 2004). Furthermore, the multimetric approach is not geographically restricted, and therefore can be applicable to other regions (Reynoldson *et al.*, 1997). Multimetric indexes are already commonly used in the routine water management of lakes (U.S.EPA., 1998 ; Blocksom *et al.*, 2002) and running waters (Klemm *et al.*, 2003 ; Dahl & Johnson, 2004; Hering *et al.*, 2004; Vlek *et al.*, 2004).

In this study, we aim to develop a multimetric index to assess the ecological quality of Swiss lowland ponds based on macroinvertebrates communities. Special attention is given to the development of a cost-effective practical index to assist end-users in their routine management procedure. In a second step, the index proposed is tested on an external set of ponds to confirm its suitability in and outside Switzerland.

7.2 Sites, material and methods

Out of a set of 146 available ponds available to conduct the study, twelve ponds were set aside to test afterwards the performance of the index. Twelve other ponds were discarded from the study because they were either too young (< 9 years old), of a temporary or lotic nature, or have missing data. Additionally, 29 ponds were also discarded to avoid too many sites representing the same region. Preliminary investigations of the 93 remaining ponds revealed that, for the montane-subalpine and the alpine vegetation belts, none of the tested metrics were suitable for integration into a multimetric index. This paper focused on the development of an index for the colline vegetation belt alone (altitude between 200 and 800m).

7.2.1 Calibration data set

Thirty-six calibration Swiss lowland ponds, situated in the colline vegetation belt, were

selected to construct the index (Figure 7.1). These sites varied in size from 60m² to 6ha

with a mean depth from 0.5m to 9m (Table 7.1).

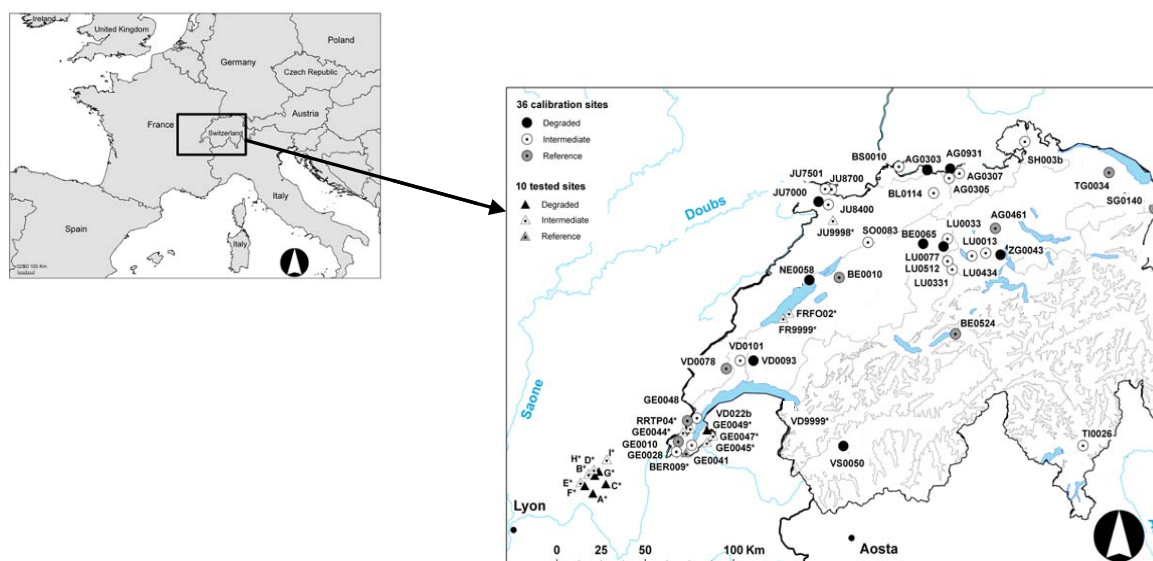


Figure 7.1 Location of the 36 Swiss calibration and the 19 tested lowland sites. Out of the 19 tested sites, ten were situated in Switzerland and nine in « la Dombes » (France).

Table 7.1 Mean values and ranges of selected variables characterising the 36 calibration sites.

	Mean	Median	Minimum	Maximum
Altitude	473	470	210	665
Area [m ²]	9650	4930	66	58065
Maximal depth [cm]	242	215	55	920
Mean depth [cm]	147	114	26	706
Age [years]	610	64	9	4000

7.2.2 Tested data set

Additionally, two independent datasets not used to construct the index were used to test the performance of the multimetric index. The first set consisted of ten lowland sites from Switzerland, representative of the same mean sizes and depths as the 36 calibration sites (Table 7.1). The second set of nine sites was sampled on a different area, in France (60km from the Swiss border, cf. Figure 7.1). The French sites were larger than the calibration

sites, with a size varying from 5ha to 40ha, a mean depth from 0.1m to 1.5m, and an altitude from 200 to 350m.

7.2.3 Sampling and identification of the fauna

Each pond was sampled once during the summer (June to early August), between 1996 and 2006, following the standardized method PLOCH (Oertli *et al.*, 2005b). Aquatic invertebrates were collected using a small hand-net (rectangular frame 14 x 10cm, mesh size 0.5mm). For each sample, the net was swept intensively through the preselected dominant habitats for 30 seconds. In all cases, the collected material was preserved in 70% alcohol and then sorted in the laboratory. Coleoptera, Gastropoda and Ephemeroptera were identified to species level. All the other macroinvertebrates present in the net sweep samples were identified to the family level. The Odonata were assessed during two sampling days (at the end of spring and end of summer) on one-third of the shore length. The abundance of each species was recorded. The amphibian species richness data were obtained from exhaustive inventories conducted by

volunteers with a method described in Schmidt (2004); these data were analysed and managed by the CSCF and the KARCH (Neuchâtel, Switzerland). Since species and genera richness were obtained through heterogeneous sampling effort (except for amphibians), the Jackknife richness estimator was used to correct this bias (Burnham and Overton, 1979).

The French sites were assessed using an adaptation of the standardized method PLOCH, because of their greater average area and their lower habitat diversity in comparison to the Swiss ponds. In practice, the two most dominant mesohabitats were assessed (20cm in front of the emergent vegetation) and the numbers of samples were between 6 and 12, proportionally with the pond area.

7.2.4 Defining the pond ecological condition of the 36 calibration sites

Pond ecological condition was defined to identify reference and degraded sites. Approximately one hundred biological, environmental and physico-chemical variables were measured, as described by Oertli *et al.* (2005) and Menetrey *et al.* (2005, 2008). From these, a subset of seven pertinent variables was used to describe the site degradation with regard to the ecological status of ponds. The selected variables comprised: one descriptor of plant communities (macrophyte species richness, see definition in Table 7.2), one descriptor of the trophic state (total phosphorus and nitrogen (PN)), and five anthropogenic stressors linked to land use: percentage of natural areas within a 50m wide belt, connectivity with other wetlands (1km), percentage of agricultural activities and pastures in the catchment area, and inhabited areas.

The richness of plant communities was assessed during summer months (most often in July) by the PLOCH method (Oertli *et al.*, 2005b). The number of quadrates (0.5 x 0.5m) was calculated depending on the surface area

of the ponds and equally distributed along transects regularly spaced and perpendicular to the longest axis of the pond. Presence or absence of species was recorded in each quadrat. Laboratory analyses of the content of total phosphorus and total nitrogen were made with winter water samples. The percentage of natural areas within a 50m wide belt was delimited in the field following the standardized typology of habitats from Delarze *et al.* (1998). The catchment area of the ponds was defined with ArcView using a Digital Elevation Model of Switzerland with a cell size of 25m provided by the FOT (MNT 25). Land use (agriculture, pasture) in the catchment and inhabited areas of the ponds were extracted from grids with a cell size of 1ha obtained from the SFSO (GEOSTAT).

For each of the seven variables, the ponds were scored from five (high ecological status) to one (bad ecological status). The class intervals of each variable were determined by the equal distribution of the sites within the five classes (Table 7.2). An exception was made with the trophic state, where the predefined classes given by OECD (1982) and Wetzel (2001) were translated into the five-classes of pond ecological status. The same was applied to the variable “inhabited areas”, where categories were also predefined by GEOSTAT. For the variable “Percentage of pasture in the catchment area”, only two classes were defined because of the presence of many extreme values (i.e. no pastures for the majority of ponds, or superior to 30% for the other ponds). The final pond ecological condition was determined from the average score of the seven variables. This score allowed the classification of the sites along a gradient from the best to the worst available sites. In a second phase, along this gradient of 36 sites, eight reference and nine degraded sites were defined, validated from expert knowledge (Figure 7.1). The other 19 sites were classified in an intermediate group (Appendix 7.1).

Table 7.2 Description of the five-classes (from high to bad) and the corresponding scores (from 5 to 1) assigned to each pond for determining pond ecological condition. The pond condition was based on seven variables related to biological conditions, water chemistry, and land-use.

POND ECOLOGICAL CONDITION					
	High = Optimal or best available (5)	Good (4)	Moderate (3)	Poor (2)	Bad or highly degraded (1)
BIOLOGICAL CONDITIONS					
Plant community	An exceptionally rich plant assemblage. Macrophytes ^a species richness >19	Support a rich community of macrophytes species richness between 14-19	Below average number of macrophytes species richness: 12-14	Support a species poor community: 9-12	Support a species poor community of plants < 9
CHEMICAL CONDITIONS					
Trophic state of PN ^b (water)	Oligotrophic	Mesotrophic	Eutrophic	Eutrophic	Hypertrophic
REGIONAL CONDITIONS					
Percentage of natural areas within a 50 meters wide belt ^c	< 3 %. Very minor disturbance	4-10 %	11-17 %.	18-25 %	> 25 %.
Connectivity with other wetlands (1 km) ^d	High connectivity > 6.2, presence of many ponds	5.2-6.2	Middle connectivity 4.4-5.3	0.1-4.3	Bad connectivity = 0, no ponds
Agricultural activities in the catchment area ^e	No agricultural activities	1-30 %	30-54 %	55-80 %	> 80 %
Pastures in the catchment area ^e	< 30 %	-	-	-	> 30 %
Inhabited areas ^f	Natural areas, parks or leisure places	Transport places	Buildings	Special infrastructures	Industrial surfaces
^a Macrophytes are defined by the Swiss Federal Office for the Environment (FOEN) as aquatic plants whose parts involved in photosynthesis are submerged or float on the water surface either permanently or at least for several months each year. It refers to all plants large enough to be visible to the naked eye - not only flowering plants but also ferns, bryophytes and algae.					
^b Trophic state category is given by the maximum of the two parameters total phosphorus and total nitrogen as described by OECD (1982) and Wetzel (1983).					
^c Natural areas within a radius of 50 m comprised the typologies one to 6, defined in Delarue et al. (1998).					
^d Measure of the pond isolation. This measure takes into account the number and size of ponds within a radius of 1000 m and their distance to the studied pond. Large values correspond to low isolation.					
^e Obtained from the database GEOSTAT, made available by the Swiss statistical office.					
^f Dominant category of inhabited area at the communal level. Adapted from: "Statistics of the cover and use of the area from the nomenclatures 1992/97 (NOAS92) and 2004/09 (NOAS04)"; made available by the Swiss statistical office.					

Additionally, as area has an influence on biodiversity (Oertli *et al.*, 2002) and therefore on the metrics, it was necessary to check that pond sizes were equally distributed between the reference and degraded sites. This was indeed found to be the case, since no significant differences were observed between the two sets (Mann-Whitney test for two independent samples with $p = 0.24$).

7.2.5 Defining the pond ecological condition of the 19 tested sites

The procedure was the same as the one developed for the calibration ponds. However, for the nine French sites, only four out of the seven variables were available (the trophic state, percentage of natural areas within a 50m wide belt, connectivity with other wetlands (1km), percentage of agricultural activities in the catchment area).

Out of the 19 test sites classified along the gradient from the best to the worst available sites, seven were selected to be incorporated into one reference sites, and six degraded sites (Figure 7.1). The other sites were classified in an intermediate group (Appendix 7.1).

7.2.6 Identification of candidate metrics

A total number of 55 potential metrics representing various aspects of the macroinvertebrates and amphibians ecological communities were selected from: 1) the literature available on lentic ecosystems, (Hicks, 1997 ; U.S.EPA., 1998 ; Anderson & Vondracek, 1999; Burton *et al.*, 1999; Gernes & Helgen, 1999; Rader *et al.*, 2001 ; PCTPR, 2002; Williams *et al.*, 2002; Solimini *et al.*, 2008; Trigal *et al.*, 2008;), 2) our previous studies (Oertli *et al.*, 2000 ; Menetrey *et al.*, 2005; 2008); 3) by expert knowledge. The metrics were tested for their potential to respond to site degradation (Table 7.3). They were based on selected and total taxonomic richness, intolerance to the site degradations, conservation values, and biological/ecological traits.

Taxonomic richness - The number of taxa within the selected taxonomic groups was calculated at species and/or genera level for Coleoptera, Odonata, Gastropoda, Amphibia, Ephemeroptera or combined together (COGA). Additionally, other metrics were calculated at

the family level: the total number of the macroinvertebrates families, the Ephemeroptera combined with Plecoptera and Trichoptera (EPT), the Megaloptera combined with the Odonata larvae (MO); and Ephemeroptera combined with Trichoptera and Odonata larvae (ETO). The “Indice de Biodiversité des Etangs et Mares” (IBEM), a Swiss lowland pond biodiversity index, was also tested as a candidate metric (Angelibert *et al.* & Indermuehle *et al.*, submitted). The IBEM takes into account the pooled genera richness of Macrophytes, Coleoptera, Odonata, Gastropoda, and the species richness of Amphibia (MyCOGA).

Intolerance to the site degradations - The presence or absence of the Caenidae (Ephemeroptera family) on the sites was recorded. Additionally, a relative richness was calculated, representing the ratio of the number of the non-insect families to the total number of the macroinvertebrates families.

Conservation values - A conservation value was calculated separately for Coleoptera, Odonata, Gastropoda, Amphibia, or as a combined value (COGA). The conservation value is a score defining the rank of each species according to its degree of threat in Switzerland, as described in the national Red List (Duelli, 1994; Gonseth & Monnerat, 2002; Schmidt & Zumbach, 2005). The conservation value per site of the species assemblage is the sum of the scores of all species present (see Oertli *et al.* (2002) for details).

Biological/Ecological traits - Additionally, other metrics linked to 21 biological and ecological trait categories were selected. Our previous study (Menetrey *et al.*, 2005), demonstrated that they depend on the number of the trait categories available for each taxonomic group. As a result, 9 metrics for Coleoptera, 13 metrics for Odonata and 11 metrics for Gastropoda were selected. A fuzzy coding approach was used to describe the link between the genera groups and each of the variables considered. A score was assigned to a genera group to describe its affinity to each category of every variable, from zero indicating “no affinity” to five indicating “high affinity” (Tachet *et al.*, 2000). Then, for each pond, a mean score for the group considered was calculated.

Table 7.3 The 55 tested metrics linked to several aspects of the structure and functioning of macroinvertebrates and amphibians communities used in lentic ecosystems.

<i>Categories</i> Metrics	Major taxonomic groups	Author(s)
Taxonomic richness Species richness	Coleoptera; Odonata; Gastropoda; Amphibians; Ephemeroptera; and the pooled Coleoptera + Odonata + Gastropoda + Amphibia (COGA)	Menetrey et al., 2005, 2008 Menetrey et al., 2005
Genera richness	Coleoptera; Odonata; Gastropoda; and the pooled Coleoptera + Odonata + Gastropoda + Amphibia (COGA)	Burton et al., 1999; Gernes and Helgen, 1999 Menetrey et al., 2005
Family richness	Macroinvertebrates; Ephemeroptera + Plecoptera + Trichoptera (EPT); Megaloptera + Odonata (MO); Ephemeroptera + Trichoptera + Odonata (ETO)	U.S.EPA, 1998; Burton et al., 1999; PCTPR, 2002; Menetrey et al., 2005 PCTPR, 2002; Menetrey et al., 2005 PCTPR, 2002; Menetrey et al., 2005 U.S.EPA, 1998; Solimini et al., 2008
Pond biodiversity index (IBEM)	The pooled Macrophytes + Coleoptera + Odonata + Gastropoda + Amphibia (MyCOGA)	Angélibert et al., submitted; Indermuehle et al., submitted
Intolerance to the site degradations Relative richness	Non-insects / Macroinvertebrates	U.S.EPA, 1998
Presence or absence	Caenidae	Anderson et Vondracek, 1999; Menetrey et al., 2008
Conservation values Conservation value	Coleoptera; Odonata; Gastropoda; Amphibians; and the pooled Coleoptera + Odonata + Gastropoda + Amphibia (COGA)	Oertli et al., 2000 Menetrey et al., 2005
Biological and ecological traits Life cycle duration <=1 year > 1 year	Odonata; Gastropoda Odonata; Gastropoda	Menetrey et al., 2005 Menetrey et al., 2005
Potential number of reproduction cycles per year <1 >1 = 1 >=1	Odonata Odonata Odonata Odonata	Menetrey et al., 2005 Menetrey et al., 2005 Menetrey et al., 2005 Menetrey et al., 2005
Mode of reproduction clutches, terrestrial other	Coleoptera; Odonata Coleoptera; Odonata	Menetrey et al., 2005 Menetrey et al., 2005
Food herbivore detritivore herbivore-detritivore predator	Gastropoda Gastropoda Coleoptera Coleoptera	Menetrey et al., 2005 Menetrey et al., 2005 Menetrey et al., 2005 Menetrey et al., 2005
Feeding habits shredder scraper filter-feeder other	Coleoptera; Gastropoda Coleoptera; Gastropoda Gastropoda Gastropoda	U.S.EPA, 1998; Menetrey et al., 2005 U.S.EPA, 1998; Menetrey et al., 2005; Solimini et al., 2008 U.S.EPA, 1998; Menetrey et al., 2005 Menetrey et al., 2005
Resistance form yes none	Odonata Odonata	this study this study
Substrate (preferendum) mineral organic vegetal	Coleoptera; Odonata; Gastropoda Coleoptera; Odonata; Gastropoda Coleoptera; Odonata; Gastropoda	Menetrey et al., 2005 Menetrey et al., 2005 Menetrey et al., 2005

Gastropoda and Ephemeroptera are represented by aquatic specimens. Coleoptera are represented by aquatic adults and larvae. Odonata are represented by adults, except for MO and ETO where the larvae are taken into consideration. The biological and ecological traits are adapted from the traits presented for the macroinvertebrate genera level by Tachet *et al.* (2000).

7.3 Data analysis

7.3.1 Selection of the relevant metrics

A stepwise procedure was followed to evaluate the effectiveness of a given metric to be integrated into a multimetric index, as described by U.S.EPA. (1998, 2002a), Barbour *et al.* (1999), or Hering *et al.* (2006), and successfully applied by many authors (e.g. Blocksom *et al.* (2002), Klemm *et al.* (2003), Bohmer *et al.* (2004), Ofenböck *et al.* (2004), Baptista *et al.* (2007), Solimini *et al.* (2008).

Four criteria are to be evaluated in the following order:

- 1) Relationship with indicators of the pond ecological condition,
- 2) Discriminatory power,
- 3) Relative scope of impairment (RSI),
- 4) Redundancy.

Relationship with indicators of the pond ecological condition - The same seven variables used to characterise the pond ecological condition were tested separately in this section. The relationships between the 55 metrics and each of the seven variables were tested using a regression analysis for the quantitative variable (macrophytes species richness). A non-parametric test (Kruskal-Wallis) was performed for the other six qualitative variables. The metrics showing a significant relationship with at least one variable were retained.

Discriminatory power - The discriminatory power of a metric is its ability to distinguish between reference and degraded ponds. This can be revealed using box-and-whisker plots. For any given metric, a strong discriminatory power is shown when the interquartile (IQ) ranges of the metric distribution (from reference, respectively degraded sites) have minimal or no overlap. This indicates that both medians are outside this interquartile range overlap (Barbour *et al.*, 1996; U.S.EPA., 1998; Blocksom *et al.*, 2002). Additionally, these results were confirmed by using a Mann-Whitney *U*-test.

Relative scope of impairment - RSI is an indication of the inherent variability of a given metric. A highly variable metric is not useful because it will have a low discriminatory power between reference and degraded sites

(Barbour *et al.*, 1996). By using only the values from the reference ponds, the RSI was calculated for each metric as: $RSI = (IQ)/(q_a - q_b)$; where q_a and q_b are the percentile values of the metric distribution. For metrics that decrease with site degradation $a = 25$ and $b = 0$ (minimum); while for metrics that increase with degradation, $a = \text{maximum}$ and $b = 75$ (Barbour *et al.*, 1996; U.S.EPA., 1998). Metrics with an RSI greater than one were excluded from further consideration.

Redundancy - To avoid redundant metrics into a multimetric index, a Spearman correlation test was finally performed on the retained metrics. Metrics that were highly correlated (Spearman $r > 0.7$) were not combined together.

7.3.2 Index development

Each remaining metric was transformed into a unitless score. As the method of scoring can affect the performance of the index, we previously evaluated different methods of scoring metrics (Blocksom, 2003). A trisection discrete scoring method was finally chosen using the 95th percentile of the entire distribution of the 36 available sites. U.S.EPA. (1998), Karr and Chu (1999), and Hering *et al.* (2006) also recommended this scoring method for cases where true reference conditions are difficult to determine or where there are too few reference sites (i.e. less than 5-10 samples).

Metric values from 0 (or the lowest possible value) to the 95th percentile were trisected. This meant that values in the top one-third received a five (representing the reference values), values in the middle third received a three (lower condition), and values in the bottom third received a one (the greatest deviation from the reference value). The 95th percentile value was taken to avoid using outliers. The scores of the selected metrics were summed and then divided by the maximum score, so that the index value ranged from 0.2 to 1. For example, if three metrics were taken into consideration for their aggregation into the index, then the maximum score would be 15 and thus the maximum score of the index would be one.

All possible combinations of the retained metrics were considered, whereby avoiding having the redundant metrics together.

7.3.3 Selection of the final multimetric index

The best combination of the selected metrics to be retained for building the index was made by two tests.

First, the percentage of the sites correctly classified by each combination was compared to the classification calculated by the seven variables reflecting the pond ecological condition to evaluate the appropriateness of each combination. For that, the range of the index was subdivided into the same “reference” and “degraded” categories. As suggested by U.S.EPA (1998), the 25th percentile of the reference site’s index distribution was selected as the criterion for the minimum value of the index representing reference conditions. Using the 25th percentile was a good compromise, as it takes into account natural variability and excludes unknown impairments and extreme outliers (Barbour *et al.*, 1996; Hering *et al.*, 2006). Thus, index values above the 25th percentile of reference sites were classified as “reference” sites. On the other hand, index values under the 75th percentile of degraded sites were defined as “degraded” sites. The index values occurring between these boundaries were defined as “intermediate” sites. Additionally, the discrimination efficiency (DE) of the index was calculated. The DE is the percentage of the degraded sites showing values lower than the 25th percentile of reference values for decreasing metrics, and higher than the 75th percentile for increasing metrics, respectively.

Second, as the aim of this study was the application of this index by end-users for routine management procedures, an important criterion in the selection of the index was the evaluation of its costs. For that, field and laboratory work were calculated in hours for an average pond, from a surface area of approximately 5000m². Finally, the combination that correctly classified the highest number of ponds with the lowest cost was marked as the multimetric index.

7.3.4 Testing the performance of the index

An external dataset (i.e. different from the one used to build the index), composed by seven reference and degraded sites out of the 19 available test sites, was taken to assess the

performance of the index. The percentage of the sites correctly classified in comparison to the classification calculated by the seven variables was also evaluated.

7.4 Results

7.4.1 Selection of the relevant metrics

Following the stepwise procedure, six metrics were selected for their incorporation into the multimetric index (Table 7.4). These were: Coleoptera genera richness; COGA genera richness; macroinvertebrate family richness; EPT family richness; IBEM; and Conservation value of Coleoptera. They significantly discriminated reference sites from degraded sites; they showed a significant relationship with at least one indicator of the pond ecological condition (Table 7.5), and had an RSI of less than one. They all decreased as disturbance increased (Figure 7.2). Among these six relevant metrics, few pairs of metrics were highly correlated (Spearman $r > 0.7$, see Table 7.6) and considered redundant: (1) The Coleoptera genera richness with: the COGA genera richness ($r = 0.84$), the IBEM ($r = 0.72$), and the Conservation value of Coleoptera ($r = 0.79$); (2) The COGA genera richness with the IBEM ($r = 0.86$).

7.4.2 Index development

The medians, the IQ, the minimum and the maximum of the six selected metrics are shown in Figure 7.2. The ranges of scores are shown in Table 7.7. The metrics described the reference sites with values equal or higher than: 13.1 for the Coleoptera genera richness (median=17.1), 32.5 for the COGA genera richness (median=41.2), 32.2 for the macroinvertebrate family richness (median=37), 4.3 for EPT family richness (median=5), 0.68 for the IBEM (median=0.75), and 22 for the Conservation value of Coleoptera (median=23.5). The degraded sites showed values lower than: 9 for the Coleoptera genera richness (median = 3.6), 24 for the COGA genera richness (median=23.9), 26 for the macroinvertebrate family richness (median=19), 3 for the EPT family richness (median=3), 0.56 for the IBEM (median=0.52), and 14 for the Conservation value of Coleoptera (median=5).

Table 7.4 Results of the stepwise procedure (four criteria) for the selection of the relevant metrics.

		Selection criteria				
Categories	Groups	1) Relationship with indicators of the pond condition	2) Discriminatory power	3) RSI	4) Redundancy	
<i>Metrics</i>						
Taxonomic richness	aquatic Coleoptera	yes	** ⁻	1.80	-	
	adult Odonata	yes	* ⁻	6.25	-	
	aquatic Gastropoda	yes	n.s.	-	-	
	Amphibians	no	n.s.	-	-	
	COGA	yes	** ⁻	1.10	-	
	Ephemeroptera	yes	* ⁻	1.00	-	
Genera richness	aquatic Coleoptera	yes	**⁻	0.77	yes^a	
	adult Odonata	yes	* ⁻	4.00	-	
	aquatic Gastropoda	no	n.s.	-	-	
	COGA	yes	**⁻	0.86	yes^{ab}	
Family richness	macroinvertebrates	yes	**⁻	0.63	no	
	EPT	yes	* ⁻	0.86	no	
	MO	yes	n.s.	-	-	
	ETO	yes	* ⁻	1.43	-	
Pond biodiversity index (IBEM)	MyCOGA	yes	**⁻	0.61	yes^{ab}	
<i>Intolerance to the site degradations</i>						
Relative richness	Non-insects / Macroinvertebrates	no	n.s.	-	-	
Presence or absence	Caenidae	no	n.s.	-	-	
<i>Conservation values</i>						
Conservation value	aquatic Coleoptera	yes	*⁻	0.89	yes^a	
	adult Odonata	yes	0.0504 ⁻	5.36	-	
	aquatic Gastropoda	no	n.s.	-	-	
	Amphibians	no	n.s.	-	-	
	COGA	yes	** ⁻	1.17	-	
<i>Biological and ecological traits</i>						
Life cycle duration	Odonata	<=1 year	no	n.s.	-	-
		> 1 year	no	n.s.	-	-
	Gastropoda	<=1 year	no	n.s.	-	-
		> 1 year	no	n.s.	-	-
Potential number of reproduction cycles per year	Odonata	no	n.s.	-	-	
	Odonata	no	n.s.	-	-	
	Odonata	yes	*⁺	0.45	no	
	Odonata	no	0.0616 ⁺	0.51	no	
	Odonata	no	n.s.	-	-	
Mode of reproduction	clutches, terrestrial	Coleoptera	no	* ⁻	0.8	-
		Odonata	yes	n.s.	-	-
	other	Coleoptera	no	n.s.	-	-
		Odonata	no	n.s.	-	-
Food	herbivore	Gastropoda	no	n.s.	-	-
		Gastropoda	no	n.s.	-	-
	herbivore-detritivore	Coleoptera	no	n.s.	-	-
		Coleoptera	no	n.s.	-	-
Feeding habits	shredder	Coleoptera	no	0.0653 ⁺	0.60	no
		Gastropoda	no	n.s.	-	-
	scraper	Coleoptera	no	* ⁻	0.8	-
		Gastropoda	yes	n.s.	-	-
	filter-feeder	Gastropoda	no	n.s.	-	-
Gastropoda		yes	n.s.	-	-	
Resistance form	Odonata	no	n.s.	-	-	
	Odonata	yes	n.s.	-	-	
Substrate (preferendum)	mineral	Coleoptera	no	n.s.	-	-
		Odonata	no	n.s.	-	-
		Gastropoda	no	n.s.	-	-
	organic	Coleoptera	no	n.s.	-	-
		Odonata	no	n.s.	-	-
		Gastropoda	no	n.s.	-	-
	vegetal	Coleoptera	no	0.0766 ⁺	0.70	no
		Odonata	yes	0.0561 ⁺	1.84	no
		Gastropoda	yes	n.s.	-	-

A relationship with the site degradation is noted if there is at least one significant difference between the metrics and one of the seven variables selected (see 7.5 for details). For the Discriminatory power (see Figure 7.2), n.s. = not statistically significant; * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$; + positive relationship; - = negative relationship; value of P is indicated if near to significance ($0.05 < p < 0.10$). RSI is calculated only for metrics having a significant discriminatory power (worse when >1 ; see explanations in the text). Selected metrics are in bold. Metrics are considered redundant if highly correlated with other metrics ($r > 0.7$, $P < 0.05$). a=correlation between Coleoptera genera richness and : COGA genera richness, IBEM, and the conservation value of Coleoptera; b=correlation between COGA genera richness and IBEM (see Table 7.6 for details).

Table 7.5 Significance of the relationship between the six selected metrics and the seven variables reflected the pond ecological condition tested separately.

	Macrophyte species richness	Trophic state of PN	Natural areas within a 50 meters wide belt	Connectivity with other wetlands (1 km)	Agricultural activities in the catchment area	Pastures in the catchment area	Inhabited areas
Coleoptera genera richness	***	0.05	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
COGA genera richness	***	n.s.	*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Macroinvertebrate family richness	***	*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
EPT family richness	**	0.06	n.s.	n.s.	0.09	n.s.	n.s.
IBEM	***	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Conservation value of Coleoptera	***	*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

A regression analysis was performed for the quantitative variable (macrophyte species richness of plant community). A nonparametric test (Kruskal-Wallis) was performed for the other six qualitative variables. n.s. = not statistically significant; * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$; value of P is indicated if near to significance ($0.05 < p < 0.10$).

Table 7.6 List of pairwise Spearman correlations among the six selected metrics.

	Coleoptera genera richness	COGA genera richness	Macro-invertebrate family richness	EPT family richness	IBEM
COGA genera richness	0.84				
Macroinvertebrate family richness	0.61	0.65			
EPT family richness	0.28	0.33	0.56		
IBEM	0.72	0.86	0.58	0.23	
Conservation value of Coleoptera	0.79	0.58	0.44	0.05	0.58

High correlations are in bold ($r > 0.7$, $P < 0.05$).

7.4.3 Selection of the final multimetric index

Eighteen combinations were tested (Table 7.8). Regarding the calibration sites, the percentage of the sites correctly classified in comparison to the classification calculated by the seven variables varied from 76% (two to three combined metrics) to 88% (two to three combined metrics). Three metric combinations had the highest number of sites correctly classified (15 out of the 17 calibration sites): the CIEPT (Coleoptera genera richness (C) + macroInvertebrate family richness (I) + EPT family richness (EPT)); the IEPTB (Macroinvertebrate family richness (I) + EPT

family richness (EPT) + IBEM (B)); and the COGAEPT (COGA genera richness + EPT family richness). They all performed well in discriminating between degraded and reference sites ($p < 0.01$ for the CIEPT and the COGAEPT, and $p < 0.001$ for the IEPTB). Additionally, the Discrimination Efficiency (DE) was also good: 89% of the degraded sites scored below the 25th percentile of the original reference sites for the three above indexes.

Regarding the cost-effectiveness, the CIEPT was without doubt obtained at reduced costs, with 22 hours of field and laboratory work. In comparison, the IEPTB needed 54 hours, and respectively 33 hours for the COGAEPT.

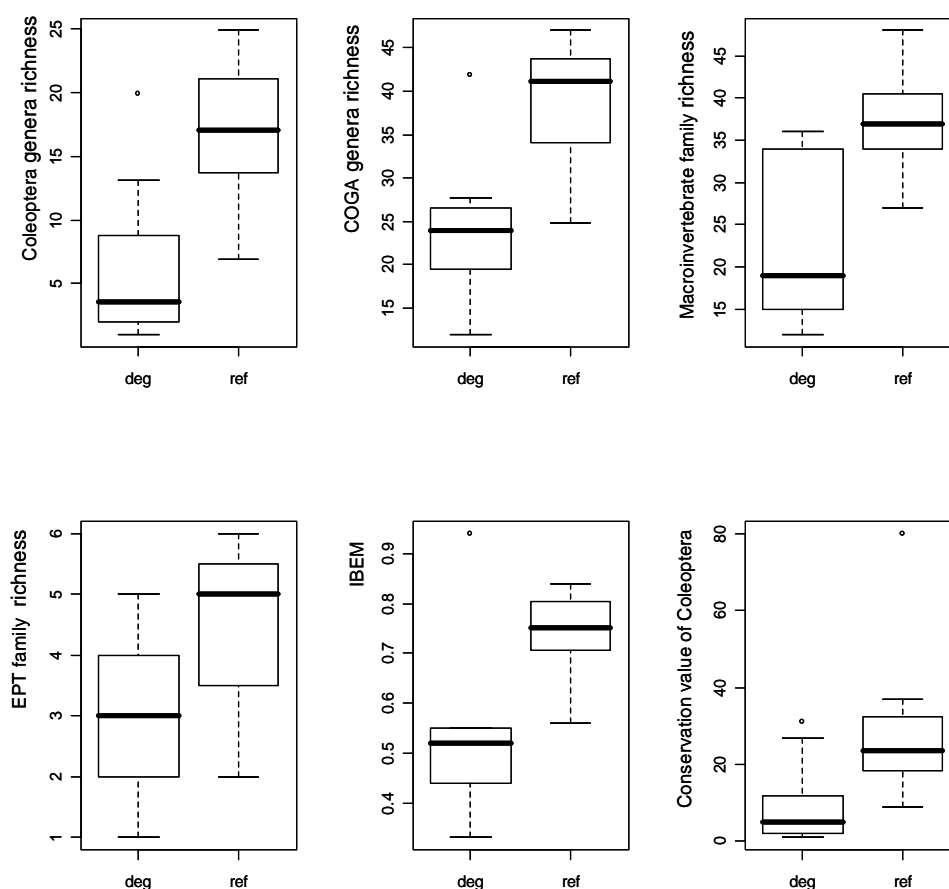


Figure 7.2 Box-and-Whisker plots of each of the six relevant metrics, showing their ability to discriminate between degraded (deg) and reference (ref) sites. Range bars show maximum and minimum of non-outliers; boxes are interquartile ranges (25-75% percentiles); small squares are medians; dots are outliers.

Table 7.7 Scores of the six selected metrics, according to the trisection discrete scoring method (U.S.EPA., 1998).

Metrics	Scores		
	5	3	1
Coleoptera genera richness	≥ 13.2	9-13.19	< 9
COGA genera richness	≥ 32.5	24-32.49	< 24
Macroinvertebrates family richness	≥ 32.2	26-32.19	< 26
EPT family richness	≥ 4.3	3-4.329	< 3
IBEM	≥ 0.68	0.56-0.679	< 0.56
Conservation value of Coleoptera	≥ 22	14-21.9	< 14

Metric values from 0 (or the minimum possible value) to the 95th percentile are trisected; values in the top one-third receive a 5 (representing the reference values), values in the middle third receive a 3 (lower condition), and values in the bottom third receive a 1 (the greatest deviation from the expected value).

Table 7.8 Index testing showing the eighteen possible combinations of metrics performed on the calibration and on the tested sites.

Name	Metric combination	% of sites correctly classified by the index in comparison to the classification calculated by the seven variables reflecting the pond ecological condition		Costs (in hours)
		17 Swiss calibration sites	7 test sites	
IEPTVB	macroInvertebrates family richness + EPT family richness + conservation Value of Coleoptera + IBEM	82	86	60
COGAIEPTV	COGA genera richness + macroInvertebrates family richness + EPT family richness + conservation Value of Coleoptera	76	86	43
CIEPT	Coleoptera genera richness + macroInvertebrates family richness + EPT family richness	88	86	22
COGAIV	COGA genera richness + macroInvertebrates family richness + conservation Value of Coleoptera	76	57	43
COGAEPTV	COGA genera richness + EPT family richness + conservation Value of Coleoptera	82	86	40
IVB	macroInvertebrates family richness + conservation Value of Coleoptera + IBEM	82	71	57
EPTVB	EPT family richness + conservation Value of Coleoptera + IBEM	82	86	54
IEPTB	macroInvertebrates family richness + EPT family richness + IBEM	88	100	54
EPTB	EPT family richness + IBEM	82	100	51
CEPT	Coleoptera genera richness + EPT family richness	82	71	19
CI	Coleoptera genera richness + macroInvertebrates family richness	82	71	22
COGAI	COGA genera richness + macroInvertebrates family richness	82	100	36
COGAEPT	COGA genera richness + EPT family richness	88	100	33
COGAV	COGA genera richness + conservation Value of Coleoptera	76	57	37
IV	macroInvertebrates family richness + conservation Value of Coleoptera	82	71	25
IB	macroInvertebrates family richness + IBEM	82	100	54
EPTV	EPT family richness + conservation Value of Coleoptera	82	86	22
VB	conservation Value of Coleoptera + IBEM	82	57	51
B	IBEM	82	100	48

The selected combination marked as the index is in bold. The costs were evaluated by field and laboratory work (displacements not included). They are calculated for an average pond with an area of 5000m².

7.4.4 Performance of the index

The CIEPT index correctly classified six out of the seven test sites (Table 7.8) and showed a significant correlation with the pond ecological condition ($p = 0.001$, Figure 7.3). If considering only the water quality reflected by the trophic status, a similar pattern was observed for eutrophication ($p = 0.03$, Figure 7.4).

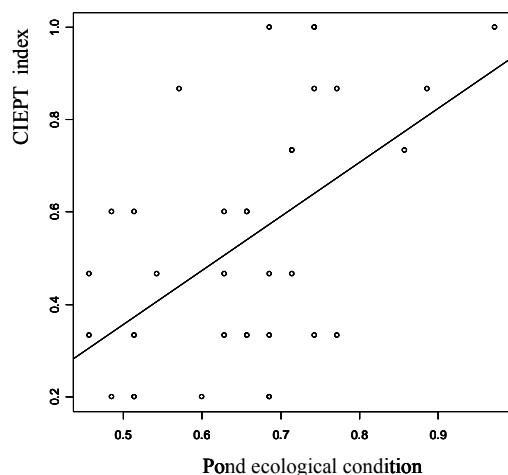


Figure 7.3 Distribution of the CIEPT index among the pond ecological condition (the seven variables combined together). The relationship is significant with $p = 0.001$. $n = 33$ sites.

The CIEPT index had a range value of under 0.6 for degraded sites (75th percentile), between 0.6 and 0.85 for intermediate sites and over 0.85 for reference sites (25th percentile, Table 7.9).

If taking into account the available Swiss sites (calibration and tested sites), 55% of the sites are considered degraded by the index. As for the rest, 19% are classified as reference sites, and 26% are classified as intermediate sites (Figure 7.5).

7.5 Discussion

7.5.1 Pertinence of the three metrics combined in the CIEPT index

The Coleoptera genera richness was retained as a relevant metric for integration into the CIEPT index. Water beetles are generally considered a suitable group to assess the environmental conditions of ponds (Foster *et*

al., 1992 ; Bilton *et al.*, 2006). They comprise a great number of species, are taxonomically stable, are ecologically well understood (Burmeister, 1939; Klausnitzer, 1996), occur in a broad range of habitat types (Sanchez-Fernandez *et al.*, 2006), and exhibit high functional diversity including predators, herbivores and detritivores (Tachet *et al.*, 2000). They have been shown to be effective indicators of spatial and temporal changes in aquatic systems (Bournaud *et al.*, 1992; Richoux, 1994 ; Eyre *et al.*, 2006 ; Carron *et al.*, 2007). Coleoptera were found to give effective contribution for the assessment of the ecological quality in British ponds at the family level (PCTPR, 2002).

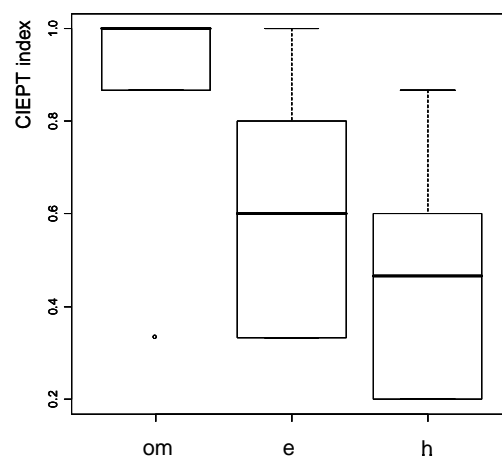


Figure 7.4 Box-and-Whisker plots of the distribution of the CIEPT index among the trophic state of PN where om = oligotrophic + mesotrophic state; e = eutrophic state; h = hypertrophic state. (a) Range bars show maximum and minimum of non-outliers; boxes are interquartile ranges (25-75% percentiles); small squares are medians; dots are outliers. The Kruskal-Wallis test gives a significant difference ($p = 0.03$).

Table 7.9 Categories for the numerical values of the CIEPT index, and their definition for lowland ponds in Switzerland.

CIEPT index scores	Definition
> 0.85	Highly comparable to reference sites
0.6-0.85	Defined as intermediate sites
< 0.6	Comparable to degraded sites

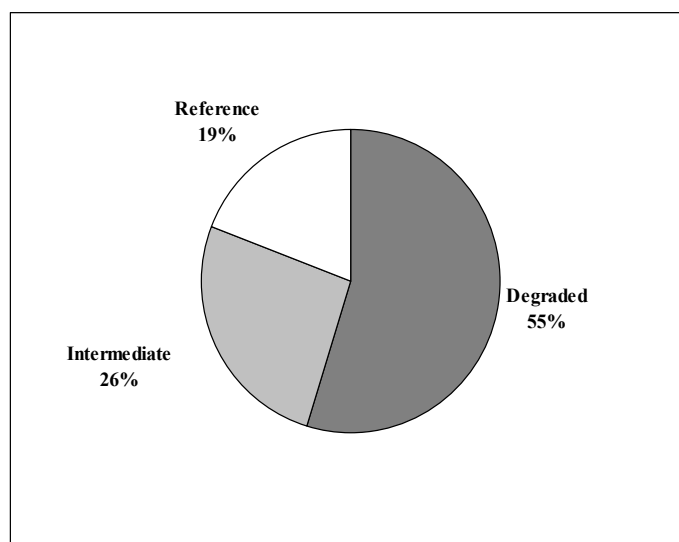


Figure 7.5 Ecological quality of the Swiss lowland ponds (n = 42, including calibration and test sites), assessed with the CIEPT index. The CIEPT index has a range value of under 0.6 for degraded sites, between 0.6 and 0.85 for intermediate sites and over 0.85 for reference sites.

The macroinvertebrate family richness was retained as a metric relevant for integration into the multimetric index. This metric is a primary component of ecological integrity and is already known to be useful when integrated into multimetric indexes in lotic ecosystems (Karr and Chu, 1999, Ofenböck *et al.*, 2004 ; Baptista *et al.*, 2007). In lentic ecosystems, this metric was effective for assessing environmental degradation in canals (PCTPR, 2002). Macroinvertebrate richness (to genera) was also identified by Solimini *et al.* (2008) as an effective metric for assessing Appenninic mountain ponds in central Italy.

The EPT family richness was also retained in the CIEPT index. Even if Plecoptera are generally poorly represented in ponds, they are nevertheless relevant for being integrated into the EPT family richness metric. Indeed, as the values of EPT family richness are low in ponds (one to six families), an additional family of Plecoptera could significantly increase the value of the EPT. Furthermore, the combined group of EPT taxa is already well known to be an effective indicator of water quality in lotic systems (Rosenberg and Resh, 1993; Lenat and Penrose, 1996) and has therefore been included in many multimetric indexes (e.g. Fore *et al.*, 1996 ; Bohmer *et al.*, 2004 ; Dahl & Johnson, 2004 ; Ofenböck *et al.*, 2004; Applegate *et al.*, 2007 ; Baptista *et al.*, 2007). It is also retained in canals assessment (PCTPR, 2002). As demonstrated in Menetrey *et al.* (2008), there is a great potential in using Ephemeroptera as

bioindicators of pond water quality. Nevertheless, it seemed more appropriate to use the combined EPT family richness rather than the Ephemeroptera species alone (The RSI was better for the combined EPT metric (RSI = 0.86) than for Ephemeroptera species richness (RSI = 1)).

7.5.2 Use of biological and ecological traits in lentic ecosystems as relevant metrics

Biological/ecological traits were not useful as indicators in our study and were therefore not appropriate for their integration into the index. Only one out of the 32 metrics tested satisfied the four criteria recommended by U.S.EPA. (1998). It was the trait “Potential number of reproduction cycles per year = 1 for the Odonata”. Despite the potential of this metric in terms of its discriminatory power, its RSI and its relationship with indicators of the pond ecological condition (Table 7.4), details from the datasets revealed the homogeneity amongst the genera present. This metric was therefore not selected.

The percentage of shredders and percentage of scrapers were shown to be effective on rivers (Resh *et al.*, 1995 ; Usseglio-Polatera *et al.*, 2001 ; Dolédec *et al.*, 2006 ; Baptista *et al.*, 2007;), and lakes (U.S.EPA., 1998), although Fore *et al.* (1996) reported their variable response to human impacts. In this study, both metrics for Coleoptera significantly (or almost significantly, see Table 7.4) discriminated the

degraded from the reference sites and had a low RSI. Nevertheless, these two metrics didn't satisfy all the criteria recommended by U.S.EPA. (1998) and were therefore not selected in the final index.

Several reasons could explain why the biological/ecological traits were not relevant here. All the macroinvertebrates do not always feed according to their appointed functional feeding groups, therefore using different strategies either at one time or during different life stages (i.e. larvae and adult Coleoptera are not differentiated in Tachet *et al.* (2000)). Otherwise, the taxonomic identification is not sufficiently precise (the traits from Tachet *et al.* (2000) are assigned only to the genus level). Probably the most important consideration is that the traits were obtained here from a small representation of the community (Coleoptera, Odonata and Gastropoda taxa). It would be more relevant to obtain the traits for the whole community. For example, the shredders include a large proportion of Trichoptera. However, their inclusion was not possible in our study, because the identification for this taxonomic group was performed to the family level only.

7.5.3 General consideration about the CIEPT index

The CIEPT index incorporated two different combinations of the same categories of metrics, i.e. the family richness of the macroinvertebrates and the EPT family richness. Moreover, the EPT family richness is a part of the calculation of the macroinvertebrate family richness. Despite their close relation, these two metrics are not highly redundant (Spearman $r = 0.56$), and they were sensitive to different types of variables indicating the pond ecological condition, following the recommendations of Karr and Chu (1999).

Coleoptera genera richness, macroinvertebrate family richness, and EPT family richness showed a strongly negative significant relationship with the vegetation richness ($p < 0.00001$ and $p < 0.01$, Table 7.5). In fact, this was the case for all of the metrics selected in the index. Thus, the alteration of the habitat, reflected by the loss in vegetation species richness, seemed to be the most important factor explaining the loss of the macroinvertebrate community. The other

predominant stressor that significantly negatively influenced macroinvertebrate family richness was the increase of the trophic state ($p = 0.04$). For EPT, a relationship with the trophic state or with the percentage of agricultural activities in the catchment area was near to being significant ($0.05 < p < 0.10$). For the Coleoptera genera richness, a relationship was also near significance with the trophic state ($p = 0.05$). Consequently, this study showed the importance of taking into account different metrics when building a bioassessment method to evaluate the ecological quality of the ponds, because they showed varying responses to the pond ecological condition (Table 7.5).

The most relevant combination of the appropriate metrics to add into the index consisted of three out of the four available metrics combinations. This shows that the selection of the best combination didn't include the maximal number of metrics. This finding contradicted the observation of Karr and Chu (1999), who suggested that an index with the largest number of metrics will tend to be less variable. Furthermore, the three metrics selected belonged to taxonomic richness categories, showing that in this study, the richness metrics were more suitable than metrics from the other categories to be integrated into the final index. Although richness metrics are generally sensitive to natural variability and seasonality, and thus are influenced by the period of sampling (Bilton *et al.*, 2006), the combination of three different metrics diminishes this effect and thus increases the robustness of the multimetric index.

7.5.4 The CIEPT index reflected the pond ecological condition

The CIEPT index values responded to a gradient of the pond ecological condition (Figure 7.3). If regarding only the water quality, the index showed a significant decrease with an increase in the trophic state (Figure 7.4). In fact, among the site degradation, eutrophication is still one of the major problems in Swiss ponds. Although all successional stages are potentially valuable habitats (Williams *et al.*, 1999; Biggs *et al.*, 2005), the number of hypertrophic ponds is disproportionate in comparison to the other earlier stages. At low altitude, it was observed

that more than half of the ponds are hypertrophic (Appendix 7.1). If no reversal process happens (e.g. protection with buffer strips, human management or creation of new ponds), the number of pristine ponds will decline dramatically.

7.5.5 Application of the index CIEPT

This multimetric index CIEPT was developed to evaluate the ecological quality (which integrates water quality) of ponds. It aims to help end-users to define decision priorities (protection, restoration) in their water surface routine management procedure, as required for legal purposes. This index is one tool for the management of ponds. Indeed, a pond with a low CIEPT index value (classified as degraded), could nevertheless include rare or endangered species (Hunter, 2001).

7.6 Conclusion

The CIEPT index is a robust index which will assist end-users in providing a practical tool for measuring the ecological quality of lowland

ponds particularly useful for developing standard routine management. The combination of the genera richness of Coleoptera (C), the macroInvertebrate family richness (I), and the EPT family richness (EPT) were defined as the best relevant metrics for building the CIEPT index.

The index CIEPT is able to discriminate between two classes, i.e. the best and the worst available sites; it responded to a gradient of the site degradation and was successfully tested on an external dataset to assess its performance.

The advantages of this multimetric index are its replicated sampling design, its facility of use (determination of the fauna/flora to genera or family level only) and its cost-effectiveness. Additionally, it fulfills the WFD requirements in terms of the procedure, establishment of references conditions, and standardisation of the sampling method.

A future challenge would be sampling more sites in order to allow the adjustments and refinements of the CIEPT index into five categories, as recommended by the WFD.

Appendix 7.1 Classification of the sites along a gradient from the worst to the best available sites.

Sites	Macrophytes species richness	Trophic state of PN	Natural area within a 50 meters wide belt	Connectivity with other wetlands (1 km)	Agricultural activities in the catchment area	Pastures in the catchment area	Inhabited area	Average Score	Final classification (Expert opinion)	CIEPT index
A*	-	1	1	5	2	-	-	2.25	degraded	0.47
B*	-	1	1	4	3	-	-	2.25	degraded	0.33
AG0303	1	1	3	2	1	5	3	2.29	degraded	0.33
NE0058	3	1	1	2	1	5	3	2.29	degraded	0.47
LU0077	1	1	3	1	3	5	3	2.43	degraded	0.60
VD0093	1	1	2	4	2	5	2	2.43	degraded	0.20
GE0049*	4	1	1	1	2	5	3	2.43	degraded	0.60
C*	-	1	1	5	3	-	-	2.50	degraded	0.33
D*	-	1	1	5	3	-	-	2.50	degraded	0.20
E*	-	1	1	5	3	-	-	2.50	degraded	0.47
BE0065	2	1	3	1	1	5	5	2.57	degraded	0.33
JU7000	3	1	4	1	1	5	3	2.57	degraded	0.20
VS0050	1	1	1	4	2	5	4	2.57	degraded	0.20
ZG0043	1	1	2	2	3	5	4	2.57	degraded	0.60
GE0044*	2	3	1	2	2	5	3	2.57	intermediate	-
GE0028	2	1	2	3	1	5	5	2.71	intermediate	0.47
F*	-	1	3	5	2	-	-	2.75	intermediate	0.33
AG0931	5	1	2	2	1	5	4	2.86	degraded	0.87
SH003b	3	1	2	2	5	5	3	3.00	intermediate	0.20
GE0045*	5	1	3	2	2	5	3	3.00	intermediate	-
G*	-	1	1	5	5	-	-	3	intermediate	0.20
H*	-	1	1	5	5	-	-	3	intermediate	0.20
AG0305	1	3	4	2	4	5	3	3.14	intermediate	0.33
LU0512	4	1	3	5	1	5	3	3.14	intermediate	0.60
T10026	1	3	3	3	4	5	3	3.14	intermediate	-
VD0101	2	1	4	4	3	5	3	3.14	intermediate	0.47
GE0047*	2	3	3	3	3	5	3	3.14	intermediate	-
AG0307	1	4	4	1	5	5	3	3.29	intermediate	0.33
BS0010	4	3	3	2	3	5	3	3.29	intermediate	0.33
GE0041	2	3	2	3	5	5	3	3.29	intermediate	0.60
SO0083	2	1	4	3	5	5	3	3.29	intermediate	0.60
RRTP04*	3	4	2	4	3	5	3	3.43	intermediate	0.47
BL0114	3	1	4	4	2	5	5	3.43	intermediate	0.20
JU8400	2	1	5	4	4	5	3	3.43	intermediate	0.33
LU0331	4	1	4	5	2	5	3	3.43	intermediate	0.47
BE0010	5	4	1	1	5	5	3	3.43	reference	1.00
BER009*	5	3	4	1	3	5	3	3.43	reference	0.73
VD022b	1	1	5	4	3	5	5	3.43	intermediate	0.20
JU8700	4	1	4	4	2	5	5	3.57	intermediate	0.73
LU0013	5	3	4	4	1	5	3	3.57	intermediate	0.73
LU0434	4	3	4	1	4	5	4	3.57	intermediate	0.47
JU9998*	4	1	5	1	5	5	4	3.57	intermediate	0.47
GE0010	5	4	4	1	4	5	3	3.71	reference	1.00
LU0033	3	3	5	5	2	5	3	3.71	intermediate	0.33
TG0034	4	3	4	4	3	5	3	3.71	reference	1.00
VD0078	4	3	5	3	1	5	5	3.71	reference	0.87
I*	-	1	4	5	5	-	-	3.75	intermediate	0.20
BE0524	5	3	5	1	3	5	5	3.86	reference	0.87
SG0140	4	3	4	3	5	5	3	3.86	reference	0.33
FR9999*	2	4	5	1	5	5	5	3.86	intermediate	0.47
FRFO02*	5	3	5	1	5	5	5	4.14	intermediate	0.73
VD9999*	5	3	5	3	5	5	3	4.14	intermediate	0.47
JU7501	5	3	5	5	4	5	3	4.29	intermediate	0.73
GE0048	5	4	5	5	4	5	3	4.43	reference	0.87
AG0461	5	5	5	5	5	5	4	4.86	reference	1.00

CHAPITRE 8

Discussion



Gütschweiher (Canton de Lucerne, juin 2003. Altitude 504m)

8.1 Une nouvelle méthode d'évaluation de la qualité écologique des étangs de Suisse : l'indice multimétrique CIEPT

8.1.1 Elaboration de l'indice CIEPT

Cette thèse de doctorat a permis de proposer un nouvel indice multimétrique d'évaluation de la qualité écologique des étangs de Suisse basé sur les macroinvertébrés. Les différentes étapes qui ont conduit à l'élaboration de cet indice, dénommé CIEPT, sont résumées dans le Tableau 8.1.

8.1.2 Pertinence de l'utilisation des macroinvertébrés dans l'index CIEPT

Le fort pouvoir indicateur des macroinvertébrés, dont les diverses espèces présentent une grande variété de réponses à la pollution organique (d'origine naturelle ou anthropique), a maintes fois été démontré dans les rivières et les lacs (voir Rosenberg & Resh, 1993 ; Karr & Chu, 1999). Dans les milieux stagnants, il est admis que la grande majorité des macroinvertébrés sont généralement adaptés à des conditions plutôt eutrophes et ne sont donc pas a priori sensibles à une augmentation de la charge en nutriments (Macan, 1973 ; Tachet *et al.*, 2000).

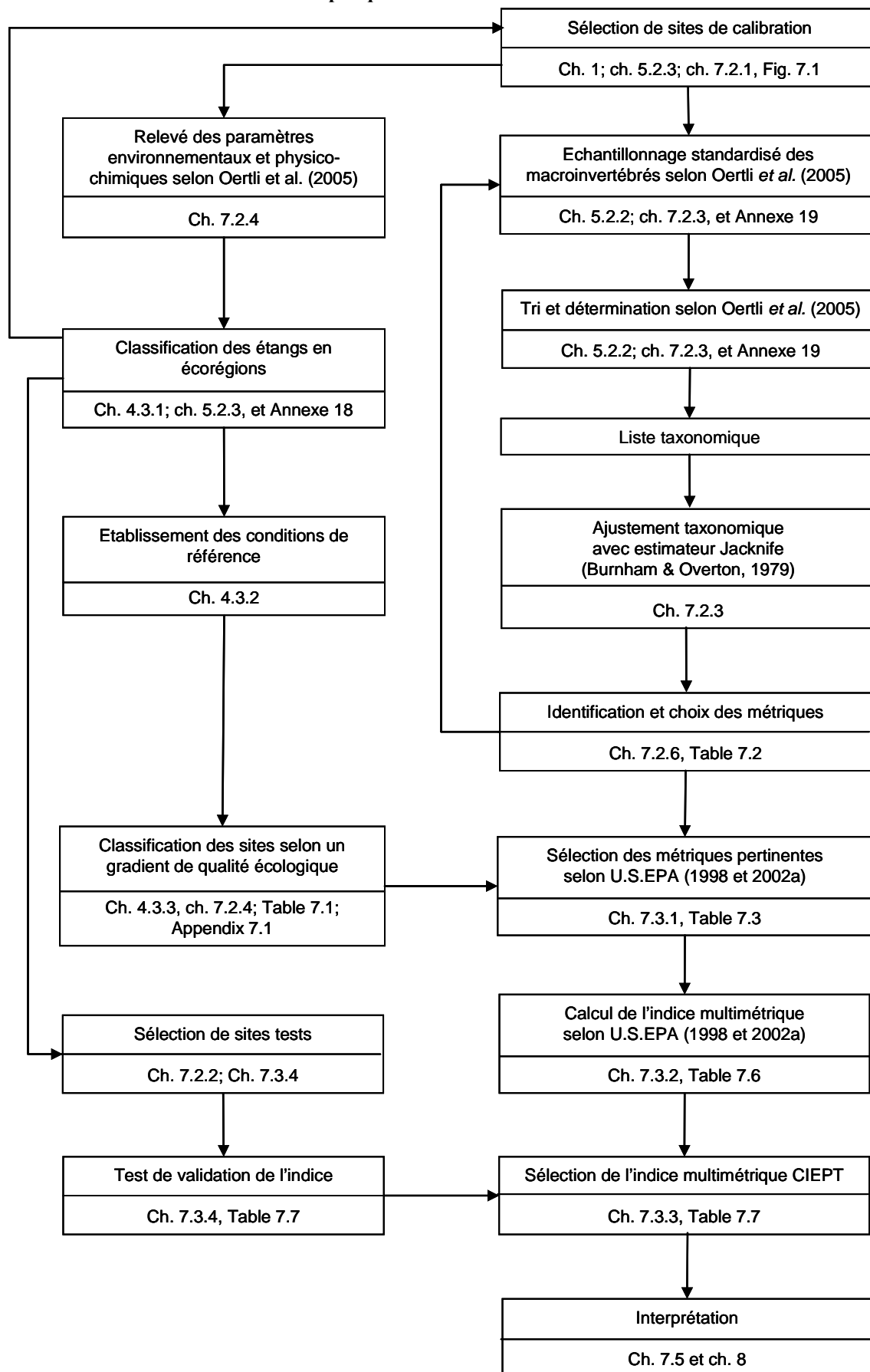
Or, les résultats de notre étude ont montré que plusieurs des métriques testées basées sur des groupes taxonomiques particuliers (coléoptères et gastéropodes aquatiques, odonates adultes, éphémères), voire sur l'ensemble de la communauté (nombre de familles de macroinvertébrés) s'avèrent sensibles non seulement à la qualité de l'eau (voir ch. 5), reflétée par l'état trophique (mesurée par les concentrations de phosphore total et azote total), mais aussi à la qualité écologique globale (voir ch. 7). La qualité écologique dans ce travail est issue de la combinaison de sept paramètres indiquant l'état du système (points 1 et 2) ou traduisant des facteurs de pression sur l'écosystème d'origine anthropique liés à l'utilisation du sol (points 3 à 7) :

- 1) l'étude des communautés végétales : richesse spécifique en macrophytes,
- 2) l'état trophique basé sur les concentrations en nutriments (phosphore total et azote total).

- 3) le pourcentage d'environnement naturel dans un rayon de 50m,
- 4) la connectivité à d'autres plans d'eau dans un rayon de 1km,
- 5) le degré d'urbanisation (statistiques communales),
- 6) le pourcentage d'agriculture dans le bassin versant,
- 7) le pourcentage de pâturages dans le bassin versant,

Il a été montré que, par rapport aux études d'évaluation de la qualité des lacs qui utilisent les communautés des macroinvertébrés benthiques des zones profondes (chironomidés, vers oligochètes, et mollusques) (Wiederholm, 1980b ; Mouthon, 1993; Verneaux *et al.*, 2004 ; AFNOR, 2005; Rossaro *et al.*, 2007), des métriques basées sur des groupes taxonomiques autres s'avèrent particulièrement intéressantes à considérer, en particulier, le nombre de genres de coléoptères aquatiques (C) et le nombre de familles de macroinvertébrés (I) (chapitre 7). De plus, le nombre de familles d'Ephéméroptères, Plécoptères et Trichoptères (EPT), utilisé fréquemment pour l'évaluation des milieux d'eau courante, a aussi été retenu comme métrique pertinente pour l'évaluation des étangs. Ce nombre a donc été intégré dans l'indice multimétrique final CIEPT que nous proposons. Il est à noter que le choix des taxons CIEPT est en accord avec les préférences émises par les services cantonaux en Suisse des secteurs environnements et/ou des eaux consultés lors de notre enquête sur le choix des groupes indicateurs qu'ils souhaitaient voir intégrer pour l'évaluation des étangs. En effet, plus de 40% d'entre eux ont proposé les coléoptères, les éphémères, les plécoptères, les trichoptères et les mollusques (question 4, Annexe 5). Lors de l'enquête, il apparaît en effet que ce sont les groupes les plus choisis après les diatomées (75%) et à égalité avec les macrophytes (42%) (Figure 8.1). Les réponses au questionnaire ont aussi mis en évidence l'importance de prendre en compte des métriques intégrant plusieurs groupes taxonomiques car ils réagissent de manière différente et complémentaire aux perturbations du milieu, que ce soit par rapport à la qualité de l'eau (ch. 5) ou à la qualité écologique globale de l'étang (ch. 7)..

Tableau 8.1 Schéma des différentes étapes qui ont conduit à l'élaboration de l'indice CIEPT



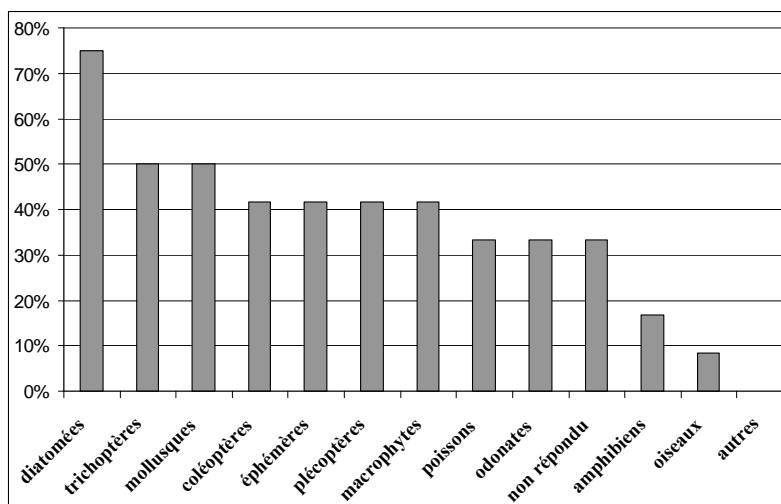


Figure 8.1 Résultats de l'enquête menée auprès des services cantonaux de protection de l'environnement et/ou des eaux de Suisse en relation avec la question 4 : "Quels groupes biologiques souhaiteriez-vous utiliser pour évaluer les étangs ?" (n = 18; choix multiples possibles).

8.1.3 Pertinence de l'intégration des traits biologiques/écologiques dans un indice d'évaluation écologique des étangs

L'utilisation des traits biologiques et écologiques représente un outil extrêmement intéressant pour la bioindication. En effet, Charvet (1999) a montré qu'ils apparaissent à la fois robustes face à la variabilité altitudinale, ou géologique, ainsi qu'à la variabilité saisonnière des communautés et face à l'effort d'échantillonnage, mais qu'ils étaient aussi sensibles au facteur pollution. Dans notre étude, nous avons montré que, à l'étage collinéen, 13 métriques sur les 33 testées réagissent à la qualité de l'eau (ch. 5). Seules les métriques dérivant de la catégorie « durée du cycle vital » n'ont montré aucune relation significative. De même, si l'on considère tous les étages de végétation (collinéen, montagnard/subalpin et alpin), seules 6 métriques sur les 33 n'ont montré aucune relation significative.

Cependant, les métriques dérivant des traits n'ont pas été retenus dans la construction de l'indice multimétrique car aucune ne répondait aux quatre critères de sélection finale des métriques comme recommandé par l'U.S.EPA (1998) (voir ch. 7). Il serait toutefois pertinent de se pencher plus en détail sur l'utilisation des traits dans l'évaluation écologique des étangs, car dans ce travail, nous avons limité l'étude des traits à un échantillon représentatif de la population seulement (Coleoptera, Odonata et

Gastropoda). Il serait pertinent de prendre en compte l'ensemble de la communauté, en testant les traits par groupe fonctionnel sur les taxons totaux, comme déjà suggéré dans la littérature (Rawer-Jost *et al.*, 2000). Par exemple, une métrique comme le pourcentage de broyeurs, qui s'est révélée pertinente dans de nombreuses études effectuées sur les rivières (Resh *et al.*, 1995; Usseglio-Polatera, 2001; Dolédec *et al.*, 2006; Baptista *et al.*, 2007) ou en lac (U.S.EPA., 1998), mais aussi dans notre étude (ch. 5 et 7), devrait intégrer la communauté des trichoptères qui représentent pour une large part la proportion des broyeurs présents dans un étang. Malheureusement, cela n'a pas pu se faire dans le cadre de ce travail car l'utilisation des traits (Tachet *et al.*, 2000) nécessite une détermination au genre (cf. ch. 5). Or, l'identification de ce groupe n'a été effectuée qu'à la famille dans la précédente étude PLOCH.

8.1.4 Limites d'application de l'indice CIEPT d'évaluation de la qualité écologique des étangs

8.1.4.1 Nombre de campagnes et période d'échantillonnage

Dans le cadre de notre étude, une seule campagne d'échantillonnage pour les étangs de plaine a été effectuée entre mi-mai et mi-septembre, et ceci pour deux raisons :

- le temps à disposition étant limité, il a été choisi de se focaliser plutôt sur l'acquisition de données d'un maximum de sites possibles

afin d'augmenter la fiabilité du développement de la méthode d'évaluation de ces milieux. En effet, il avait déjà été montré par Oertli *et al.* (2000), que les étangs présentent un caractère « individualiste » marqué d'un point de vue typologique,

- techniquement, afin de pouvoir intégrer les données des étangs de l'étude PLOCH et afin que ces données soient comparables, le protocole d'échantillonnage selon l'étude PLOCH a été utilisé (Oertli *et al.*, 2005b).

Selon l'étude PLOCH, un compromis a été trouvé pour déterminer la période d'échantillonnage la plus propice afin de récolter le maximum d'espèces (et plus particulièrement en ce qui concerne les coléoptères et gastéropodes). Cependant, la méthode d'échantillonnage PLOCH ne convient pas forcément pour l'étude des larves d'éphémères et de trichoptères vu les variabilités saisonnières importantes dans le cycle de vie de certains invertébrés (Clifford, 1982; Resh & Rosenberg, 1984) qui entraînent l'absence de nombreuses espèces lors des prélèvements estivaux (Oertli, 1992 ; Pulfer, 1998 ; Bänziger, 2000). Une étude exhaustive du cortège des espèces d'un site nécessiterait une récolte de données répétées à différentes périodes au cours de l'année, comme recommandé par exemple dans le cadre de l'évaluation des milieux lotiques pour l'IBGN (AFNOR, 1992).

La période d'échantillonnage la plus propice pour les larves de trichoptères sont les mois de janvier à mai (Pulfer, 1998), et avant fin mai pour les éphémères avant leur période d'émergence (Oertli, 1992 ; Bänziger, 2000). Par exemple, *Cloeon dipterum*, *Caenis luctuosa* et *Caenis horaria* présentent un cycle de vie de deux générations par an avec les dernières émergences de la génération d'hiver qui ont lieu vers la fin du mois de mai pour *Cloeon dipterum* (Oertli, 1992), à partir de fin mai et jusqu'à fin juin pour *Caenis horaria* (Oertli, 1992 ; Bänziger, 2000), voire jusqu'à début juillet pour *Caenis luctuosa* (Bänziger, 2000).

Cependant, ces études ont montré par ailleurs que les éphémères sont néanmoins présents durant toute l'année dans le plan d'eau, du fait d'un chevauchement des différentes générations. Des jeunes larvules de ce groupe étant déjà observées avant la fin de

l'émergence des adultes, les espèces sont donc recensées dans les échantillons, mais sont souvent de tailles hétérogènes et présentes en abondances très variables. Comme la détermination se fait au niveau de la famille ou du genre pour les groupes retenus, cela ne pose pas problème, d'autant plus que la méthode proposée n'a pas comme but un inventaire exhaustif de toute les espèces présentes. En outre, le fait d'utiliser une combinaison multiple de métriques augmente la robustesse de l'indice, comme l'ont mis en évidence Maloney & Feminella (2006).

8.1.4.2 L'indice CIEPT : un outil d'évaluation écologique des étangs collinéens

L'indice CIEPT développé ici est applicable à l'évaluation écologique des étangs de plaine (étage collinéen d'altitude inférieure à 800m), mais pas à ceux qui sont situés à des altitudes plus élevées.

Les étangs des étages montagnards, subalpins et alpins (> 600m d'altitude) fonctionnent différemment des étangs de plaine et possèdent une faune en partie spécifique (Oertli *et al.*, 2000 ; Hinden, 2004). Les relations entre la biodiversité et les paramètres environnementaux se révèlent être très différentes entre les étangs collinéens et les étangs situés à des altitudes plus élevées (cf. Annexe 13, Hinden *et al.* (2005)). De même, nous avons montré qu'un indice multimétrique utilisant des métriques basées sur des groupes taxonomiques différents doit être développé pour chaque étage de végétation (cf. ch. 5). Aux étages supérieurs à 600m, deux à quatre autres métriques ont été identifiées comme indicatrices de la qualité de l'eau. De même, pour la mise au point d'une méthode d'évaluation de la qualité écologique, les métriques pertinentes sélectionnées à l'étage collinéen ne se sont pas révélées pertinentes pour les autres étages (cf. ch. 7).

Il est donc nécessaire d'adapter la méthode et de développer un indice de qualité écologique spécifique pour évaluer les étangs montagnards, subalpins et alpins. Pour des raisons de limite de temps, la priorité a été mise ici sur l'étage collinéen en tenant compte des souhaits des services cantonaux (32% ont proposé les étangs collinéens, respectivement 11% pour les étangs montagnards, 14% pour les étangs subalpins, et 7% pour les étangs alpins. Cependant, 36% des services n'ont pas

répondu à cette question ; ce qui pourrait signifier qu'ils n'avaient pas de préférences).

8.1.4.3 *Autres critères pour la classification des étangs alpins*

A l'étage alpin (> 1800m), aucun site dégradé n'a pu être mis en évidence en utilisant les sept paramètres de qualité écologique. D'autres facteurs pourraient être explorés afin de distinguer des sites dégradés, ces milieux subissant des dégradations d'origine anthropique différentes de ceux de plaine. Par exemple, la présence de poissons, le pH ou la distinction entre les stades trophiques oligotrophes/mésotrophes se sont avérés représentatifs de la dégradation d'origine anthropique, comme montré par Hinden *et al.* (2005, cf. Annexe 13). Malgré l'exploration de ces paramètres, le nombre restreint de sites dégradés n'a pas permis dans cette étude de faire les tests adéquats.

8.1.4.4 *Identification de nouvelles métriques pour l'évaluation de la qualité écologique des étangs aux étages de végétation supérieurs à 800m d'altitude : utilisation des larves de chironomidés.*

En ce qui concerne la mise au point d'une méthode d'évaluation écologique des étangs des étages de végétation supérieurs à 800m d'altitude, les larves de chironomidés pourraient être des bioindicateurs pertinents malgré le fait que leur détermination est plus complexe que pour les autres macroinvertébrés et nécessite l'appel à un spécialiste. En effet, ils présentent de nombreux avantages (voir Berg (1995) ; Cranston (1995) ; Lang & Lods-Crozet (1997) ; Kownacki *et al.* (2000)) :

- ils représentent les groupes taxonomiques les plus diversifiés et les plus abondants en comparaison des autres macroinvertébrés,
- ils constituent la majeure partie de l'abondance totale de la macrofaune des milieux d'eau stagnante,
- ils se développent sur et dans tous les types de substrats à toutes les profondeurs,
- les adultes ailés colonisent les milieux très rapidement,
- ils couvrent une large variété des groupes fonctionnels (mangeurs de sédiments fins, broyeurs herbivores ou détritivores, racleurs/broueteurs, filtreurs, perceurs,

prédateurs),

- ils constituent une part importante de la nourriture de certains poissons,
- tous les stades de développement sont identifiables dans le benthos, contrairement aux oligochètes par exemple dont le stade immature est impossible à déterminer,
- ils répondent plus rapidement aux changements de la qualité de l'eau que les oligochètes car ils se nourrissent à la surface du sédiment (collecteurs d'algues, détritivores),
- ils incluent des espèces sensibles à des pollutions différentes.

Ainsi, il a été montré par Hinden (2004), Indermuehle & Oertli (2007), et Oertli *et al.* (2008c) que les étangs alpins de Macun dans le canton des Grisons n'hébergent que huit taxons (coléoptères, trichoptères, diptères, sphaeriidae, oligochètes, bryophytes et plantes supérieures) qui ne sont pas très diversifiés et peu abondants. Seuls les diptères (comprenant les chironomidés), bien adaptés aux conditions de l'étage alpin, sont globalement les plus abondants et diversifiés, comme cela a aussi été mis en évidence en lac par Lang & Reymond (1996), Kownacki *et al.* (2000), Marchetto *et al.* (2004), ou Fureder *et al.* (2006).

Les chironomidés se sont déjà avérés efficaces pour mettre en évidence des changements environnementaux à ces altitudes élevées. Par exemple, Robinson *et al.* (2007) ont montré que la composition en taxa des chironomidés était différente dans les rivières et les lacs alpins entre deux bassins présentant des caractéristiques physico-chimiques différentes. Solimini *et al.* (2008) utilisent la richesse en taxa des chironomidés dans un indice d'évaluation de la qualité écologique des étangs de montagne. En outre, Lods-Crozet & Lachavanne (1994), ainsi que Boggero *et al.* (2006), ont mis en évidence plusieurs facteurs environnementaux déterminant la répartition des chironomidés, comme l'altitude, la température, le pH et les conditions trophiques. Tous ces résultats montrent que les chironomidés constituent un groupe de choix pour l'évaluation des étangs d'altitude.

8.2 **Test de validation de l'indice CIEPT**

Une étape importante dans le développement

d'un nouvel indice est sa validation. L'indice global d'évaluation de la qualité écologique des étangs CIEPT a été testé avec succès sur un set d'étangs externes (ch. 7). L'indice a en effet classé 86% des sites correctement, en comparaison de la classification de l'état écologique des étangs issue de la combinaison de sept paramètres indiquant l'état du système ou traduisant des facteurs de pression sur l'écosystème d'origine anthropique (ch. 7).

Le set d'étangs externe comprenait non seulement des sites situés en Suisse, mais aussi des sites situés dans la région de Lyon (Dombes, France voisine). L'utilisation de l'indice dans une autre région est donc prometteuse, et confirme l'utilité de l'approche multimétrique pour le développement de la méthode. En effet, les résultats obtenus mettent en évidence que cette approche n'est pas restreinte régionalement contrairement aux autres méthodes plus classiques élaborées par le passé (voir ch. 3).

8.3 Implications pratiques pour l'évaluation écologique et le biomonitoring des étangs

8.3.1 Prise en compte des besoins des gestionnaires

L'enquête réalisée auprès de l'OFEV ainsi qu'auprès des 50 services cantonaux de protection de la nature et de l'environnement et/ou des eaux de Suisse (60% de réponse pour les services de la nature et 70% pour les services de l'environnement et/ou des eaux) a permis de réunir des informations utiles qui ont été prises en compte dans le cadre de l'évaluation de la nouvelle méthode d'évaluation proposée.

Plus de 75% des services consultés ont collaboré concrètement à ce travail en proposant la prise en compte de sites intéressants dans l'échantillonnage complémentaire à effectuer. Trois cantons ont aussi pris en charge les analyses chimiques des échantillons d'eau (Lucerne, Genève, Vaud).

8.3.2 Utilité de l'indice CIEPT pour les gestionnaires

L'indice CIEPT est facile d'accès et d'utilisation de par la simplicité de sa mise en œuvre. Il comporte de nombreux avantages :

- le protocole d'échantillonnage est standardisé (Oertli *et al.*, 2005b, cf. Annexe 19). Il permet ainsi la comparaison de l'évolution des données dans le cadre d'une évaluation écologique d'un étang particulier à un moment donné et au cours du temps dans le cadre d'un biomonitoring (suivi d'un milieu). Il permet aussi la comparaison spatiale de plusieurs milieux, au niveau d'une entité régionale : réserve naturelle, canton ou Suisse ;
- la détermination des macroinvertébrés est accessible aux non-spécialistes, au niveau de la famille seulement, ou au genre pour les coléoptères. Les récentes publications concernant par exemple les coléoptères (Carron, 2005, 2008) donnent une liste révisée des espèces présentes en Suisse. Une clé de détermination a été élaborée et est disponible chez le même auteur (Carron, document interne du LEBA, non publié) ;
- le coût est peu élevé. La durée nécessaire à l'évaluation d'un étang de 5000m² est du même ordre de grandeur que le calcul d'un IBGN pour une station en rivière (environ 20h) puisqu'il demande 22 heures de terrain et laboratoire, déplacements non compris, cf. ch. 7) ;
- l'indice, basé selon un protocole bien défini, est facile d'accès et à calculer (pour les détails de la construction de l'indice, voir ch. 7, résumé dans le Tableau 8.1).

8.3.3 Intégration de l'index CIEPT dans la stratégie de protection des eaux en Suisse

Les outils d'évaluation de la qualité écologique des étangs font actuellement défauts en Suisse et la valeur des quelques méthodes utilisées à l'étranger est restreinte aux régions biogéographiques où elles ont été créées. Ainsi, les gestionnaires (administrations cantonales ou communales ou leurs mandataires) ont-ils recours à l'utilisation de méthodes d'évaluation inadaptées spécifiques aux rivières et aux lacs, ou à des méthodes d'inventaire exhaustives sur un nombre limité de groupes, malheureusement peu appropriées pour des comparaisons spatiales (au niveau de la région) ou temporelles (biomonitoring).

Un des objectifs opérationnel de ce travail était de répondre aux besoins, attentes et souhaits des gestionnaires afin de mettre en place une méthode qui puisse être appliquée dans le

cadre de l'évaluation ou du monitoring de la qualité écologique des étangs.

L'indice CIEPT proposé constitue donc un instrument important de mise en œuvre de la législation sur la protection des eaux et du suivi des écosystèmes aquatiques au niveau cantonal et national (application de la LEaux et OEaux). Il permet de définir des priorités d'action afin de proposer des mesures de gestion adéquates à la conservation et au maintien de ces milieux en tant que réservoir de biodiversité aquatique.

Le suivi de l'évolution de ces milieux est de première importance, si l'on souhaite éviter des dommages irréversibles sur la biodiversité aquatique. Il est actuellement admis que les zones mises sous protection ne suffisent pas à elles seules à sauvegarder la biodiversité.

L'indice de qualité écologique élaboré dans ce travail permet aussi de répondre à la stratégie du maintien de la biodiversité en Suisse (LPN et OPN) puisque celle-ci dépend directement d'une bonne qualité écologique du milieu. En effet, les eaux de surface doivent avoir au minimum un bon état écologique pour protéger la faune et la flore indigènes, ainsi que leur diversité biologique spécifique à ce type de milieu (selon OFEV et DCE). A l'étage collinéen, la biodiversité (richesse taxonomique moyenne par étang) est significativement plus élevée pour un lot mixte de 43 étangs (bon et très bon) que pour celle d'un lot 34 étangs plus uniforme (moyen, médiocre, mauvais) ($p < 0.05$ pour tous les groupes, Mann-Whitney U-test, Figure 8.2).

Les seules exceptions sont les gastéropodes aquatiques ($p = 0.09$) et les amphibiens ($p = 0.25$). Pour ce dernier groupe, les résultats sont difficiles à interpréter, car plus des 2/3 des étangs pris en considération pour cette étude font partie des sites d'importance nationale pour la reproduction des amphibiens, ce qui pourrait biaiser les résultats obtenus. Quand aux gastéropodes, il semblerait que la qualité écologique ne soit pas un critère déterminant pour leur présence sur les sites.

La bonne qualité écologique des étangs, en Suisse ou au niveau mondial, est donc une richesse à préserver absolument, que ce soit d'un point de vue anthropocentriste (épuration et régulation des eaux superficielles, approvisionnement en eau pour l'arrosage,

incendies) ou naturaliste (maintien de la biodiversité).

8.3.4 Les odonates adultes et les amphibiens : indicateurs inappropriés pour l'évaluation écologique des étangs ?

Parmi les différents groupes pris en compte dans cette étude et qui n'ont pas été retenus dans l'indice multimétrique final, il apparaît important de discuter de deux groupes cibles, les odonates adultes et les amphibiens, de par l'intérêt qu'ils représentent pour le grand public et parce que les services du secteur nature ont montré un intérêt particulier à les utiliser dans l'évaluation écologique routinière des étangs, contrairement d'ailleurs aux services chargés de la qualité des eaux (Figure 8.1). En effet, 92% d'entre eux porte un intérêt plus particulièrement aux amphibiens et 67% aux odonates (Figure 8.3, et question 4, Annexe 5).

Cet intérêt est à mettre en relation avec les deux Listes Rouges (LR) des espèces menacées de Suisse qui les concernent :

- sur 20 espèces ou complexes d'espèces d'amphibiens présentes en Suisse, 70% figurent dans la LR des espèces menacées de Suisse (Schmidt & Zumbach, 2005);
- sur 72 espèces de libellules indigènes de la faune suisse, 36% figurent dans la LR des espèces menacées de Suisse (Gonseth & Monnerat, 2002).

Il apparaît que les services de l'environnement et/ou des eaux sont logiquement davantage intéressés par les groupes déjà reconnus comme indicateurs de la qualité des eaux alors que les services de la nature ciblent leurs préférences sur les espèces en relation avec le degré de menace des divers groupes et la perte de biodiversité.

Les résultats de ce travail suggèrent que le simple échantillonnage des amphibiens et/ou des odonates adultes sur un site donné ne permet pas d'effectuer une évaluation écologique du milieu (cf. ch. 7). Oertli (2008a, 2008b) a montré que les odonates ne sont jamais utilisés seuls dans les méthodes d'évaluation de la qualité écologique du milieu et les données les concernant sont plutôt combinées avec celles des assemblages de macroinvertébrés.

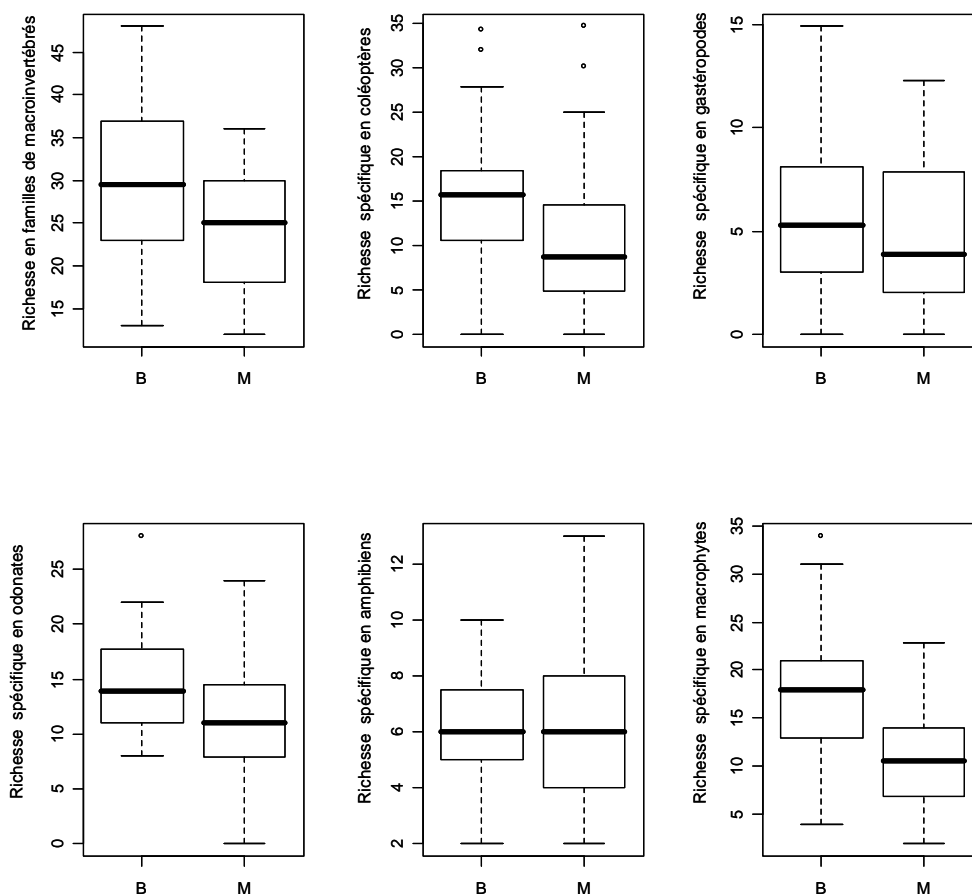


Figure 8.2 Richesse taxonomique moyenne par étang en Suisse : nombre de familles de macroinvertébrés, et d'espèces pour certains groupes (coléoptères, gastéropodes, macrophytes, odonates). ($n = 43$ étangs bon, très bon (B); $n = 34$ étangs moyens, médiocre et mauvais (M)). Les étangs ont été classés selon la combinaison des sept paramètres indicateurs de l'état écologique (cinq classes ont été considérées avec des échelles égales, où les étangs « bons » et « très bons » ont été définis avec un score supérieur à 3.43, cf. chapitre 7, Appendix 7.1). Les rectangles représentent l'écart interquartile (25-75% percentiles). Les moustaches donnent les valeurs limitrophes (maximum et minimum). Les valeurs éloignées (outliers) sont marquées individuellement par des points. Les médianes sont représentées par les traits en gras horizontaux.

Dans cette étude, seule la combinaison des métriques liées aux coléoptères aquatiques, aux odonates adultes, aux gastéropodes aquatiques et aux amphibiens (COGA) et la même combinaison pour l'indice de biodiversité IBEM¹ se sont avérées des métriques pertinentes pour mettre en évidence une différence significative entre les sites dégradés et les sites de référence. Ces deux métriques n'ont pourtant pas été retenues dans la construction de notre indice multimétrique car

l'utilisation d'autres groupes biologiques comme les macroinvertébrés se révèle moins coûteuse, notamment par le fait que l'échantillonnage des odonates et des amphibiens nécessitent environ 5h supplémentaires pour l'échantillonnage des odonates, respectivement 6h pour les amphibiens (déplacements sur les sites non compris), en plus de l'échantillonnage des macroinvertébrés.

¹ Méthode disponible sous <http://campus.hesge.ch/ibem/>

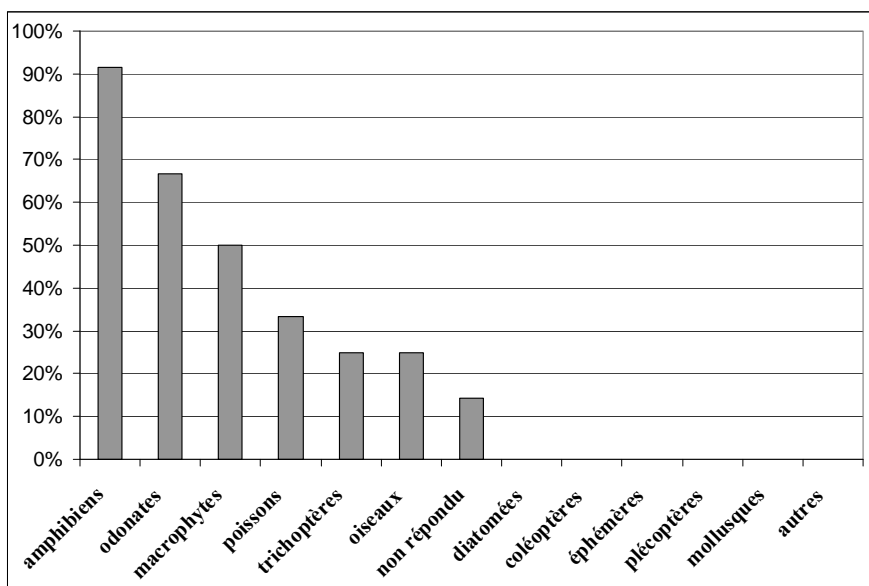


Figure 8.3 Résultats de l'enquête menée auprès des services de protection de la nature de Suisse relative à la question 4 : "Quels groupes biologiques souhaiteriez-vous utiliser pour évaluer les étangs ?" (n = 14; Choix multiples possibles).

Dans ce travail, seules les larves d'odonates ont finalement été prises en compte dans l'indice proposé (au niveau de la famille). Toutefois, l'interprétation des données et des résultats relatifs aux amphibiens sont à prendre avec précaution comme mentionné au chapitre précédent. Des investigations supplémentaires sur ce groupe après le rajout de sites supplémentaires seraient de nature à éclairer ce point.

8.3.5 Différences entre l'indice multimétrique CIEPT et l'IBEM

Il apparaît important de bien différencier ces deux indices car leurs objectifs sont différents. En effet, la méthode développée pour l'indice CIEPT présente des similitudes avec l'IBEM, mais s'en distingue à la fois dans son contenu (métriques prises en compte) et dans son objectif :

- l'IBEM vise essentiellement à évaluer globalement la biodiversité d'un étang par une classe de qualité (Angelibert *et al.* & Indermuehle *et al.*, submitted). En ce sens, il répond aux éléments requis par la Convention sur la biodiversité et dans le cadre de la loi fédérale sur la protection de la nature et du paysage (LPN),
- l'indice CIEPT quand à lui vise à donner une image plus intégrée et plus complète du milieu, en ce sens qu'il prend en considération non seulement l'intégralité des

facteurs structuraux et fonctionnels de l'écosystème dans son ensemble, mais aussi qu'il permet d'intégrer différents types de perturbation en prenant en compte plusieurs catégories de métriques.

Cependant, dans le cadre d'une évaluation de la qualité écologique, l'IBEM pourrait être utilisé en combinaison avec d'autres métriques comme présenté dans la Table 7.8 du chapitre 7. Le IEPTB par exemple, qui combine le nombre de familles de macroInvertébrés (I), le nombre de familles d'Ephéméroptères, de Plécoptères et de Trichoptères (EPT) et l'IBEM (B), s'est montré tout aussi performant que le CIEPT (Figure 8.4). Il n'a cependant pas été retenu car son coût était beaucoup plus élevé (54h de terrain et laboratoire, déplacements non compris) contre 22h pour le CIEPT (Figure 8.5). Par contre, le IEPTB pourrait être appliqué dans le cas où un IBEM est de toute façon prévu ou a déjà été effectué.

Il est à noter que dans un but de conservation des espèces classées sur la liste rouge (application de la LPN et OPN), une liste exhaustive d'espèces animales s'avère nécessaire. En effet, un milieu classé comme dégradé par le CIEPT peut néanmoins abriter des espèces menacées à valeur patrimoniale (Hunter, 2001), comme cela a été démontré pour des étangs hypertrophes de plaine qui comportaient une richesse spécifique pauvre et hébergeaient néanmoins des espèces menacées (Rimann, 2001).

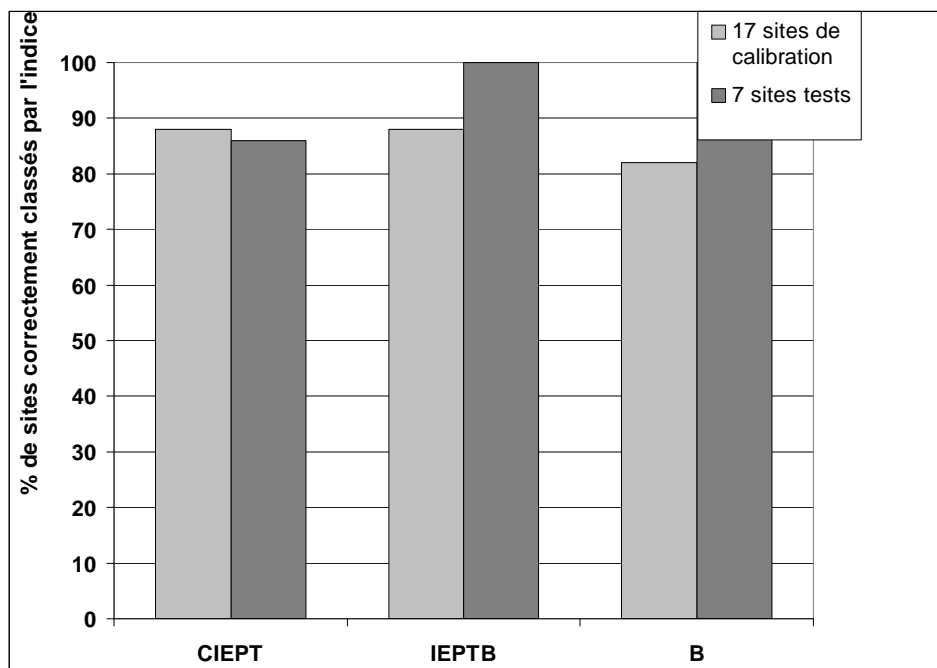


Figure 8.4 Sélection de trois combinaisons de métriques parmi les 18 testées. C = le nombre de genres de coléoptères aquatiques ; I = nombre de familles de macroInvertébrés ; EPT = le nombre de familles d'Ephéméroptères, de Plécoptères et de Trichoptères ; B = IBEM ($n = 24$ étangs).

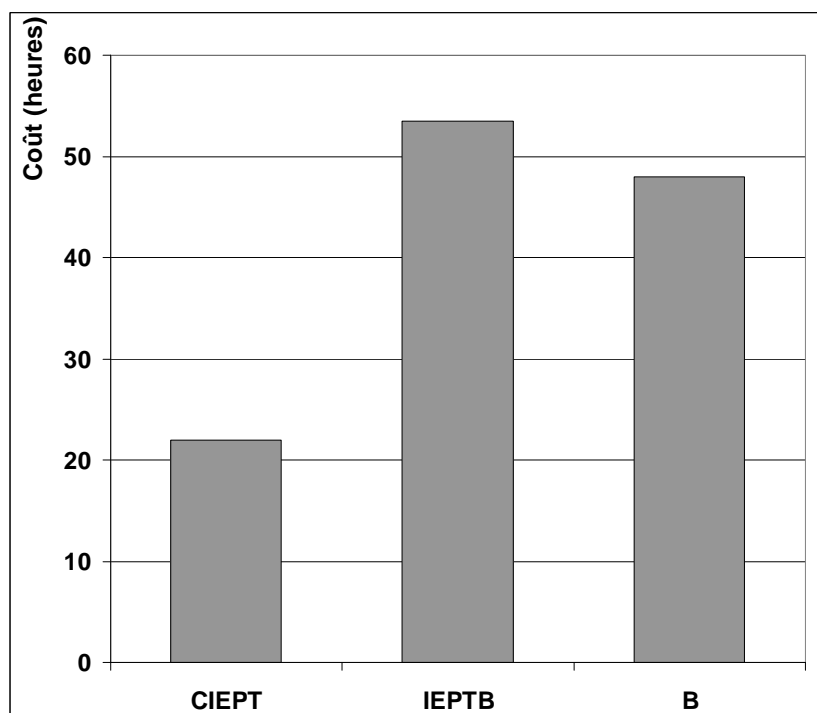


Figure 8.5 Coût en heures (travail de terrain et de laboratoire, déplacements non compris) des trois combinaisons de métriques. C = le nombre de genres de coléoptères aquatiques ; I = nombre de familles de macroInvertébrés ; EPT = le nombre de familles d'Ephéméroptères, de Plécoptères et de Trichoptères ; B = IBEM ($n = 24$ étangs).

8.4 Mise en conformité avec la Directive Cadre Européenne (DCE)

Le développement de l'indice CIEPT s'est basé en grande partie sur les recommandations de la DCE :

- prise en compte d'éléments de qualité biologique (voir Tableau 2.1),
- standardisation de la méthode développée (selon Annexe V de la DCE, point 1.3.6),
- détermination des écorégions et types de masses d'eau de surface (voir Annexe 18),
- recommandations concernant l'établissement des conditions de références (Annexe V de la DCE; point 1.2),
- classification de l'état écologique des eaux définie en 5 classes d'état écologique allant de « très bon » à « mauvais » (cf. ch. 4, Tableau 4.6).

L'indice CIEPT a été divisé pour le moment en trois classes d'état écologique (cf. ch. 7, Table 7.9), en utilisant d'un côté les meilleurs sites à disposition, définis comme étangs de « référence », de l'autre les plus mauvais sites disponibles, définis comme étangs

« dégradés », et en plaçant le reste des sites dans une classe intermédiaire, et ceci en raison du peu de sites étudiés (36 étangs de plaine au total). Une division en cinq classes d'état écologique selon la DCE est cependant toujours possible (cf. ch. 4, Tableau 4.6, « très bon », « bon », « moyen », « médiocre », et « mauvais ») mais doit se faire avec prudence. Dans ce but, et afin d'affiner l'indice, nous suggérons sur la base de nos résultats un échantillonnage supplémentaire de sites.

La comparaison de l'indice multimétrique CIEPT proposé ici, basé sur les macroinvertébrés, avec l'indice macrophyte développé en parallèle par Sager (2009 ; submitted) permettrait de confirmer leur robustesse. La combinaison de ces deux indices permettrait peut-être de pouvoir attribuer une seule valeur représentant la qualité écologique globale des étangs et de pouvoir établir une classification plus fine en cinq catégories répondant ainsi aux recommandations de la DCE. Il répondrait en plus à une autre exigence de la DCE, celle d'utiliser plusieurs paramètres biologiques dans l'évaluation de la qualité écologique, et notamment l'utilisation des macroinvertébrés et les macrophytes (voir Tableau 2.1 du ch. 2.).

CHAPITRE 9

Conclusion et perspectives



Uffiker Moos (Canton de Lucerne, août 2003. Altitude 498m)

La prise en compte sur le même plan d'une gestion durable et intégrale des eaux de surface est ancrée dans la législation de la Suisse et de nombreux autres pays, ainsi que, pour l'Europe, dans la Directive Cadre sur l'Eau. Dans le cadre des études réalisées sur la qualité des eaux de surface, il est apparu la nécessité d'élaborer de nouvelles méthodes d'évaluation de la qualité écologique des étangs qui prennent en compte à la fois des aspects physico-chimiques, hydro-morphologiques, et biologiques. En effet, les étangs sont des écosystèmes à la structure et au mode de fonctionnement différents de ceux des grands lacs et des rivières pour lesquels des méthodologies d'évaluation ont déjà été développées, mais qui ne sont pas adaptées pour ce type d'écosystème. En outre, il s'avère que les quelques méthodes élaborées pour les zones humides ou les étangs n'ont de pertinence que pour les régions biogéographiques où elles ont été élaborées (Espagne, Grande-Bretagne, Italie, Etats-Unis).

L'approche multimétrique a été choisie dans cette étude pour l'élaboration d'une méthode d'évaluation de la qualité écologique car elle s'avère plus performante que les méthodes classiques (voir ch. 3). Cette approche se base sur le développement d'un indice intégrant des variables multiples (métriques), sensibles à différents types de dégradation d'origine anthropique et témoignant de la diversité et du fonctionnement écologique du milieu. Il s'agit par ce biais de caractériser l'impact des activités humaines sur les organismes et les communautés aquatiques par l'étude à la fois de l'habitat et des assemblages biologiques. La comparaison des résultats des mesures avec des valeurs de référence permet alors de conclure si les différences sont significatives en terme de perturbation du milieu.

Dans le cadre de la définition de l'état de référence, la prise en compte de l'intégrité écologique de l'écosystème se fait par des paramètres reflétant la structure et le fonctionnement de l'écosystème dans son ensemble. Elle est évaluée dans ce travail par la combinaison de sept paramètres dont deux indiquant l'état du système (richesse spécifique en macrophytes et concentrations en phosphore total/azote total), et cinq traduisant des facteurs de pression sur l'écosystème d'origine anthropique liés à l'utilisation du sol

(pourcentage d'environnement naturel dans un rayon de 50m autour des étangs, connectivité à d'autres plans d'eau dans un rayon de 1km, degré d'urbanisation, pourcentage d'agriculture et de pâturages dans le bassin versant).

Basée sur les données réunies à partir de 146 étangs répartis sur l'ensemble du territoire Suisse (Jura, Plateau, Pré-Alpes et Alpes) et à toutes les altitudes (210-2757m), une nouvelle méthode standardisée et euro-compatible d'évaluation de la qualité écologique spécifique aux étangs de Suisse a pu être mise au point à l'aide des peuplements de macroinvertébrés. Le développement d'une telle méthode constitue un instrument important pour la mise en œuvre de la législation sur la protection des eaux et du suivi de l'état écologique des étangs au niveau cantonal et national.

Cette méthode présente des similitudes avec l'IBEM, mais s'en distingue à la fois dans son contenu (métriques prises en compte) et dans son objectif. Alors que l'IBEM vise essentiellement à évaluer globalement la biodiversité d'un étang, l'indice CIEPT vise à donner une image plus intégrée et plus complète de l'état des étangs, en ce sens qu'il prend en considération non seulement l'intégralité des facteurs structuraux et fonctionnels de l'écosystème dans son ensemble, mais aussi qu'il permet d'intégrer différents types de perturbation en prenant en compte plusieurs catégories de métriques.

L'indice multimétrique CIEPT proposé comprend le nombre de genre de Coléoptères (C), combiné au nombre de familles de macroInvertébrés totales du plan d'eau (I), et au nombre de familles d'Éphéméroptères, de Plécoptères et de Trichoptères (EPT). Ainsi, a-t-il été montré dans ce travail que par rapport aux méthodes d'évaluation de la qualité des lacs qui utilisent les communautés des macroinvertébrés benthiques des zones profondes (chironomidés, vers oligochètes, et mollusques), des métriques basées sur des groupes taxonomiques autres s'avèrent particulièrement intéressantes à considérer, surtout en combinaison.

L'indice CIEPT permet de discriminer les sites de référence des sites dégradés et montre une réponse significative à un gradient de dégradation de la qualité écologique du milieu. Il a été testé avec succès sur de nouveaux sites,

situés en Suisse et dans la région de Lyon (Dombes, France voisine). Le CIEPT est un indice facile d'utilisation grâce à un protocole standardisé bien défini et le niveau de détermination est la famille ou le genre pour les coléoptères. De plus son coût est raisonnable, du même ordre de grandeur que le calcul d'un IBGN pour une station en rivière puisqu'il demande 22 h de terrain et laboratoire. Il permet de donner une mesure de la qualité écologique de l'écosystème étudié, pour en évaluer l'état ou afin de pouvoir en surveiller l'évolution et permettre son amélioration ou son maintien.

Cependant, l'application de l'indice CIEPT reste limitée à l'évaluation des étangs de plaine de l'étage collinéen (altitude inférieure à 800m). Pour le développement d'un indice élaboré aux étages de végétation supérieurs à 800m, aucune des métriques testées ne s'est révélée pertinente, exception faite de la richesse spécifique en coléoptères pour l'étage montagnard-subalpin. Il s'avère donc nécessaire d'adapter la méthode et de développer un indice d'évaluation de la qualité écologique spécifique pour chaque étage de végétation et utilisant des métriques basées sur des groupes taxonomiques différents. Dans ce sens, l'utilisation des chironomidés pour le

développement de l'indice aux étages de végétation supérieurs, s'avère prometteur.

L'échantillonnage de sites supplémentaires permettrait d'affiner l'indice afin de développer une classification en cinq catégories comme recommandé par la DCE. L'addition de nouveaux sites permettrait aussi de confirmer l'applicabilité de l'indice en Suisse et dans d'autres régions biogéographiques aux caractéristiques semblables.

La comparaison de l'indice multimétrique CIEPT proposé ici, basé sur les macroinvertébrés, avec l'indice macrophyte développé en parallèle par Sager (2009 ; submitted), permettrait de confirmer leur robustesse. De plus, la combinaison de ces deux indices permettrait peut-être de pouvoir attribuer une seule valeur représentant la qualité écologique globale des étangs et de pouvoir établir une classification plus fine en 5 catégories répondant ainsi à la DCE. Il répondrait en plus à une autre exigence de la DCE qui recommande d'utiliser plusieurs paramètres biologiques dans l'évaluation de la qualité écologique, et notamment l'utilisation des macroinvertébrés et des macrophytes (cf. Tableau 2.1 du ch. 2.).

CHAPITRE 10

Références bibliographiques



Lac de Bretaye (Alpes vaudoises, août 2003. Altitude 1855m)

- Adamus, P., T. J. Danielson & A. Gonyaw. 2001. Indicators for Monitoring Biological Integrity of Inland, Freshwater Wetlands. A Survey of North American Technical Literature (1990-2000). Washington. EPA 843-R-01-Fall 2001. Office of Water Wetlands Division, United States Environmental Protection Agency. 49 pp.
- AFNOR. 1992. L'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN). Norme Française T 90-350. Paris. Association française de normalization. 9 pp.
- AFNOR. 2005. Qualité de l'eau - Détermination de l'Indice Oligochètes de Bioindication Lacustre. Association française de Normalisation (AFNOR). Norme Française (NF) T90-391. 17 pp.
- Anderson, D.J. & B. Vondracek. 1999. Insects as indicators of land use in three ecoregions in the Prairie Pothole Region. *Wetlands*. 19: 648-664.
- Angelibert, S., N. Indermuehle, D. Luchier, B. Oertli & J. Perfetta. 2006. Where hides the aquatic biodiversity of macroinvertebrates in the Canton of Geneva (Switzerland) ? *Archives des Sciences*. 59: 225-234.
- Angelibert, S., V. Rosset, N. Indermuehle & B. Oertli. submitted. The pond biodiversity index "IBEM": a new tool for the rapid assessment of biodiversity in ponds from Switzerland. Part 1. Index development. *Limnetica*.
- Antoine, C. 2002. Déterminismes des assemblages de gastéropodes aquatiques en zones alluviales (Rive sud du lac de Neuchâtel-CH et Basse plaine de l'Ain-F). Département d'Anthropologie et Ecologie, Faculté des Sciences, Section de Biologie. Université de Genève. Thèse de doctorat. 173 pp.
- Applegate, J. M., P. C. Baumann, E. B. Emery & M. S. Wooten. 2007. First steps in developing a multimetric macroinvertebrate index for the Ohio River. *River Research and Applications*. 23: 683-697.
- AQEM Consortium. 2002. Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess european streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0. 202 pp.
- Armitage, P. D., D. Moss, J. F. Wright & M. T. Furse. 1983. The Performance of a New Biological Water-Quality Score System Based on Macroinvertebrates over a Wide-Range of Unpolluted Running-Water Sites. *Water Research*. 17: 333-347.
- Arnaboldi, F., N. Alban & Office national des forêts. 2006. La gestion des mares forestières de plaine. Office National des forêts, Agence de l'Eau Seine Normandie, Agence de l'Eau Artois Picardie, Conseil Régional d'Ile-de-France. 215 pp.
- Auderset Joye, D., B. Oertli, R. Juge & J. B. Lachavanne. 2002. Evaluation biologique des étangs du Bois de Jussy (communes de Gy, Jussy et Presinge). Laboratoire d'Ecologie et de Biologie Aquatique, Université de Genève. Service des Forêts, de la Protection de la Nature et du Paysage (SFPNP), Genève. 24 pp.
- Bänziger, R. 2000. Spatio-temporal distribution of size classes and larval instars of aquatic insects (Ephemeroptera, Trichoptera and Lepidoptera) in a *Potamogeton pectinatus* L. bed (Lake Geneva, Switzerland). *Revue Suisse de Zoologie*. 107: 139-151.
- Baptista, D. F., D. F. Buss, M. Egler, A. Giovanelli, M. P. Silveira & J. L. Nessimian. 2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia*. 575: 83-94.
- Barbour, M. T., J. Gerritsen, G. E. Griffith, R. Frydenborg, E. McCarron, J. S. White & M. L. Bastian. 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *J. N. Amer. Benthol. Soc.* 15: 185-211.
- Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder & J.B. Stribling. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, 2nd edn. Washington. EPA 841-B-99-002. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency. 344 pp.

- Bauernfeind, E. & O. Moog. 2000. Mayflies (Insecta: Ephemeroptera) and the assessment of ecological integrity: a methodological approach. *Hydrobiologia*. 422: 71-83.
- Bazzanti, M., M. Seminara & C. Tamorri. 1993. Eutrophication in a deep lake: Depth distribution of profundal benthic communities as an indicator of environmental stress. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25: 784-789.
- Berg, M. B. 1995. Larval food and feeding behaviour. In: *The Chironomidae The biology and ecology of non-biting midges*. London, Chapman et Hall. 136-168.
- Biggs, J., P. Williams, M. Whitfield, G. Fox & P. Nicolet. 2000. Biological techniques of still water quality assessment : phase 3. Method development. Pond Action Group. Bristol, Environment Agency. 147 pp.
- Biggs, J., P. Williams, M. Whitfield, P. Nicolet & A. Weatherby. 2005. 15 years of pond assessment in Britain: results and lessons learned from the work of Pond Conservation. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 15: 693-714.
- Bilton, D. T., L. McAbendroth, A. Bedford & P. M. Ramsay. 2006. How wide to cast the net? Cross-taxon congruence of species richness, community similarity and indicator taxa in ponds. *Freshwater Biology*. 51: 578-590.
- Binderheim-Bankay, E.A. (1998). Sanierungsziel für natürlich eutrophe Kleinseen des Schweizer Mittellandes. Diss. ETH Nr. 12'784. Zürich. 149 pp.
- Blocksom, K. A., J. P. Kurtenbach, D. J. Klemm, F. A. Fulk & S. M. Cormier. 2002. Development and evaluation of the Lake Macroinvertebrate Integrity Index (LMII) for New Jersey lakes and reservoirs. *Environmental Monitoring and Assessment*. 77: 311-333.
- Blocksom, K. A. 2003. A performance comparison of metric scoring methods for a multimetric index for Mid-Atlantic highlands streams. *Environmental Management*. 31: 670-682.
- Boggero, A., L. Fureder, V. Lencioni, T. Simcic, B. Thaler, U. Ferrarese, A. Lotter & R. Ettinger. 2006. Littoral chironomid communities of Alpine lakes in relation to environmental factors. *Hydrobiologia*. 562: 145-165.
- Bohmer, J., C. Rawer-Jost, A. Zenker, C. Meier, C. K. Feld, R. Biss & D. Hering. 2004. Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: Development of a multimetric invertebrate based assessment system. *Limnologica*. 34: 416-432.
- Boix, D., S. Gascon, J. Sala, M. Martinoy, J. Gifre & X. D. Quintana. 2005. A new index of water quality assessment in Mediterranean wetlands based on crustacean and insect assemblages: the case of Catalunya (NE Iberian peninsula). *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 15: 635-651.
- Borgula, A., Ph. Fallot & J. Ryser. 1994. Inventaire des sites de reproduction de batraciens d'importance nationale. Berne, OFEFP. 74 pp.
- Bournaud, M., P. Richoux & P. Usseglio-Polatera. 1992. An approach to the synthesis of qualitative ecological information from aquatic coleoptera communitiess. *Regulated Rivers*. 7: 165-180.
- Boycott, A.E. 1936. The habitats of freshwater mollusca in Britain. *J. Anim. Ecol.* 5: 116-186.
- Briers, R. A. 2003. Range size and environmental calcium requirements of British freshwater gastropods. *Global Ecology and Biogeography*. 12: 47-51.
- Brock, D.A. 1977. Comparison of community similarity indexes. *J. Wat. Poll. Control Fed.* 49: 2488-2494.
- Brodersen, K.P., P.C. Dall & C. Lindegaard. 1998. The fauna in the upper stony littoral of Danish lakes: macroinvertebrates as trophic indicators. *Freshwater Biol.* 39: 577-592.
- Brodersen, K.P. & C. Lindegaard. 1999. Classification, assessment and trophic reconstruction of Danish lakes using chironomids. *Freshwater Biology*. 42: 143-157.
- Brönmark, C. & L.A. Hansson. 2000. *The Biology of Lakes and Ponds*. M. Crawley, C. Little, T.R.E.

- Southwood and S. Ulfstrand. New York, Oxford University Press. 211 pp.
- Brönmark, C. & L. A. Hansson. 2002. Environmental issues in lakes and ponds: current state and perspectives. *Environmental Conservation*. 29: 290-307.
- Brown, D.S. 1961. The food of the larvae of *Cloeon dipterum* L. and *Baetis rhodani* (Pictet) (Insecta, Ephemeroptera). *J. Anim. Ecol.* 30: 55-75.
- Burmeister, F. 1939. Biologie, ökologie, und Verbreitung der europäischen Käfer auf systematischer Grundlage. Krefeld, Hans Goecke Verlag. 307 pp.
- Burnham, K.P. & W.S. Overton. 1979. Robust estimation of population size when capture probabilities vary among animals. *Ecology*. 60: 927-936.
- Burton, T.M., D. G. Uzarski, J.P. Gathman, J.A. Genet, B.E. Keas & C.A. Stricker. 1999. Development of a preliminary invertebrate index of biotic integrity for Lake Huron coastal wetlands. *Wetlands*. 19: 869-882.
- Cairns, J.Jr. & K.L. Dickson. 1971. A simple method for the biological assessment of the effects of waste discharges on aquatic bottom-dwelling organisms. *J. Wat. Poll. Control Fed.* 43: 755-772.
- Camargo, J. A. 1992. New Diversity Index for Assessing Structural Alterations in Aquatic Communities. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 48: 428-434.
- Camargo, J. A., A. Alonso & M. De la Puente. 2004. Multimetric assessment of nutrient enrichment in impounded rivers based on benthic macroinvertebrates. *Environmental Monitoring and Assessment*. 96: 233-249.
- Carron, G. 2005. Kommentierte Checkliste der Dytiscidae und Noteridae (Coleoptera) der Schweiz. *Mitteilungen der Entomologischen Gesellschaft Basel*. 55: 93-114.
- Carron, G., A. Paillex & E. Castella. 2007. Les coléoptères aquatiques de la zone alluviale du Rhône à Belley (France: Ain, Savoie): inventaire et observations préliminaires sur les effets des mesures de restauration. *Bulletin de la Société Entomologique Suisse*. 80: 191-210.
- Carron, G. 2008. Checklist des coléoptères aquatiques de Suisse. Deuxième partie: Gyrinidae, Haliplidae, Paelobiidae, Sphaeriidae. *Bulletin de la Société Entomologique Suisse*. 81: 53-60.
- Castella-Müller, J. 2004. Végétation aquatique et gradients environnementaux en zone alluviale péri-lacustre (lac de Neuchâtel, Suisse). Thèse de doctorat. Département d'Anthropologie et Ecologie, Faculté des Sciences, Section de Biologie. Université de Genève. 176 pp.
- Castella, E., M. Richardot-Coulet, C. Roux & P. Richoux. 1984. Macroinvertebrates as describers of morphological and hydrological types of aquatic ecosystems abandoned by the Rhone River. *Hydrobiologia*. 119: 219-226.
- Castella, E. 1987. Apport des macroinvertébrés aquatiques au diagnostic écologique des écosystèmes abandonnés par les fleuves. *Recherches methodologiques sur le Haut-Rhône français*. Thèse de doctorat. Université Claude Bernard - Lyon 1. 229 pp.
- Castella, E., M. Richardot-Coulet, C. Roux & P. Richoux. 1991. Aquatic macroinvertebrate assemblages of two contrasting floodplains: the Rhône and Ain rivers, France. *Regulated Rivers: Research & Management*. 6: 289-300.
- Cayrou, J. & R. Cereghino. 2003. Life history, growth and secondary production of *Caenis luctuosa* and *Cloeon simile* (Ephemeroptera) in a small pond, SW France. *Aquatic Insects*. 25: 191-201.
- Chandler, J.R. 1970. A Biological Approach to Water Quality Management. *Wat. Pollut. Control*. 415-423.
- Charvet, S. (1999). Intégration des acquis théoriques récents dans le diagnostic de la qualité écologique des cours d'eau à l'aide des bioindicateurs invertébrés. Thèse de Doctorat. Diagnose des Systèmes Aquatiques, division Biologie des Ecosystèmes Aquatiques, Demagref Lyon, Université Claude Bernard-Lyon 1. 57 pp.

- Charvet, S., B. Statzner, P. Usseglio-Polatera & B. Dumont. 2000. Traits of benthic macroinvertebrates in semi-natural French streams: an initial application to biomonitoring in Europe. *Freshwater Biology*. 43: 277-296.
- Chase, J. M. & M. A. Leibold. 2002. Spatial scale dictates the productivity-biodiversity relationship. *Nature*. 416: 427-430.
- Chevenet, F., S. Dolédec & D. Chessel. 1994. A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwater Biol.* 31: 295-309.
- Chutter, F.M. 1972. An empirical biotic index of the quality of water in South African streams and rivers. *Water Research*. 6: 19-30.
- Cianciara, S. 1980. Food preference of *Cloeon dipterum* (L. larvae and dependence of their development and growth on the type of food. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*. 27: 143-160.
- Clarke, A. H. 1979. Gastropods as Indicators of Trophic Lake Stages. *Nautilus*. 93: 138-142.
- Clifford, H.F. 1982. Life cycles of mayflies (Ephemeroptera), with special reference to voltinism. *Quaestiones Entomologicae*. 18: 15-90.
- Cooper, A., T McCann, R. Davidson & G.N. Foster. 2005. Vegetation, water beetles and habitat isolation in abandoned lowland bog drains and peat pits. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 15: 175-188.
- Cranston, P.S. 1995. Introduction to the Chironomidae. In: *The Chironomidae The biology and ecology of non-biting midges*. London, Chapman et Hall. 1-7.
- Culp, J.M. 1980. Reciprocal averaging and polar ordination as techniques for analyzing lotic macroinvertebrate communities. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 1358-1364.
- Cummins, K. W. 1975. Macroinvertebrates. In: *River Ecology*. B.A. Whitton. London, Blackwell Scientific Publications. 170-198.
- Dahl, J. & R. K. Johnson. 2004. A multimetric macroinvertebrate index for detecting organic pollution of streams in southern Sweden. *Archiv für Hydrobiologie*. 160: 487-513.
- Danielson, T. J. 1998. Indicators for monitoring and assessing biological integrity of inland, freshwater wetlands: a review of the technical literature (1989–1996). Washington, DC. EPA 43-R-98-002. US Environmental Protection Agency.
- Davies, B. R., J. Biggs, J.T. Lee & S. Thompson. 2004. Identifying optimum locations for new ponds. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 14: 5-24.
- Davies, B., J. Biggs, P. Williams, M. Whitfield, P. Nicolet, D. Sear, S. Bray & S. Maund. 2008. Comparative biodiversity of aquatic habitats in the European agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 125: 1-8.
- Degrange, C. 1959. L'ovolarviparité de *Cloeon dipterum* (L.) (Ephemereptera, Baetidae). *Bulletin de la Société Zoologique de France*. 64 : 94-100.
- Delarze, R., Y. Gonseth & P. Galland. 1998. *Guide des Milieux naturels de Suisse - Ecologie - Menaces - Espèces caractéristiques*. Lausanne, Paris, Delachaux et Niestlé. 402 pp.
- De Meester, L., S. Declerck, R. Stoks, G. Louette, F. Van De Meutter, T. De Bie, E. Michels & L. Brendonck. 2005. Ponds and pools as model systems in conservation biology, ecology and evolutionary biology. *Aquatic Conserv. : Mar. Freshwater Ecosystems*. 15: 715–725.
- Depauw, N. & G. Vanhooren. 1983. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia*. 100: 153-168.
- Docampo, L. & B. G. Debikuna. 1994. Development and Application of a Diversity Index (D) to the Benthic Macroinvertebrates Communities in the Rivers of Biscay (North of Spain). *Archiv für Hydrobiologie*. 129: 353-371.

- Dolédec, S. & D. Chessel. 1994. Co-inertia analysis : an alternative methode for studying species - environment relationships. *Freshwater Biology*. 31: 277-294.
- Dolédec, S., N. Phillips, M. Scarsbrook, R. H. Riley & C. R. Townsend. 2006. Comparison of structural and functional approaches to determining landuse effects on grassland stream invertebrate communities. *J. N. Amer. Benthol. Soc.* 25: 44-60.
- Downing, J. A., Y. T. Prairie, J. J. Cole, C. M. Duarte, L. J. Tranvik, R. G. Striegl, W. H. McDowell, P. Kortelainen, N. F. Caraco, J. M. Melack & J. J. Middelburg. 2006. The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnology and Oceanography*. 51: 2388-2397.
- Duelli, P., Ed. 1994. Listes rouges des espèces animales menacées de Suisse. Berne, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP).
- Dugan, P. 1997. La conservation des zones humides. Problèmes actuels et mesures à prendre. Union Internationale pour la Conservation de la Nature et de ses Ressources (IUCN). Gland, Switzerland. 100 pp.
- E.P.C.N. 2007. Developing the Pond Manifesto. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* 43: 221-232.
- Extence, C. A., A. J. Bates, W. J. Forbes & P. J. Barham. 1987. Biologically Based Water-Quality Management. *Environmental Pollution*. 45: 221-236.
- Extence, C. A. 1989. Aquatic invertebrate surveys as a water quality management tool in the anglian water region. *Regulated Rivers: Research & Management*. 4: 139-146.
- Eyre, M. D., G.N. Foster, M.L. Luff & S. P. Rushton. 2006. The definition of British water beetle species pools (Coleoptera) and their relationship to altitude, temperature, precipitation and land cover variables. *Hydrobiologia*. 560: 121-131.
- Faurie, C., C. Ferra, P. Médori & J. Dévaux. 2003. *Ecologie - Approche scientifique et pratique*. 5ème édition. 407 pp.
- Fausch, K. D., J. R. Karr & P. R. Yant. 1984. Regional Application of an Index of Biotic Integrity Based on Stream Fish Communities. *Transactions of the American Fisheries Society*. 113: 39-55.
- Fore, L. S., J. R. Karr & R. W. Wisseman. 1996. Assessing invertebrate responses to human activities: Evaluating alternative approaches. *J. N. Amer. Benthol. Soc.* 15: 212-231.
- Forel, F.-A. 1904. *Le Léman, monographie limnologique*. 3 Tomes. Lausanne, F. Rouge & Cie. 715 pp.
- Foster, G.N., A.P. Foster, M.D. Eyre & D. T. Bilton. 1989. Classification of water beetle assemblages in arable fenland and ranking of sites in relation to conservation value. *Freshwater Biol.* 22: 343-354.
- Foster, G.N., B.H. Nelson, D.T. Bilton, D.A. Lott, R. Merritt, R.S. Weyl & M.D. Eyre. 1992. A classification and evaluation of Irish water beetle assemblages. *Aquatic Conserv. : Mar. Freshwater Ecosystems*. 2 : 185-208.
- Friedrich, G. 1990. A Revision of the Saprobic System. *Zeitschrift Fur Wasser Und Abwasser Forschung-Journal for Water and Wastewater Research*. 23: 141-152.
- Fureder, L., R. Ettinger, A. Boggero, B. Thaler & H. Thies. 2006. Macroinvertebrate diversity in alpine lakes: Effects of altitude and catchment properties. *Hydrobiologia*. 562: 123-144.
- Furse, M. , D. Hering, O. Moog, P. Verdonschot, L. Sandin, K. Brabec, K. Gritzalis, A. Buffagni, P. Pinto, N. Friberg, J. Murray-Bligh, J. Kokes, R. Alber, P. Usseglio-Polatera, P. Haase, R. Sweeting, B. Bis, K. Szoszkiewicz, H. Soszka, G. Springe, Sporka F. & I. Krno. 2006. The STAR project: context, objectives and approaches. *Hydrobiologia*. 566: 3-29.
- Garcia-Criado, F., C. Fernandez-Alaez & M. Fernandez-Alaez. 1999. Environmental variables influencing the distribution of Hydraenidae and Elmidae assemblages (Coleoptera) in a moderately-polluted river basin in north-western Spain. *European Journal of Entomology*. 96: 37-44.

- Gaufin, A. R. & C. M. Tarzwell. 1952. Aquatic Invertebrates as Indicators of Stream Pollution. Public Health Reports. 67: 57-64.
- Gernes, M.C. & J.C. Helgen. 1999. Indexes of biotic integrity (IBI) for wetlands: vegetation and invertebrate IBI's. Final report to U.S. E.P.A. St-Paul, MN. Assistance Number CD995525-01. Minnesota Pollution Control Agency, Environmental Outcomes Division, St. Paul, MN.
- Gernes, M.C. & J.C. Helgen. 2002. Indexes of Biological Integrity (IBI) for Large Depressional Wetlands in Minnesota. St-Paul. CD-995525-01. Minnesota Pollution Control Agency, Environmental Outcomes Division.
- Godreau, V., G. Bornette, B. Frochot, C. Amoros, E. Castella, B. Oertli, F. Chambaud, D. Oberti & E. Craney. 1999. Biodiversity in the floodplain of Saone: a global approach. Biodiversity and Conservation. 8: 839-864.
- Gonseth, Y. & C. Monnerat, 2002. Liste rouge des Libellules menacées en Suisse. Berne, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEP). 46 pp.
- Guignot, F. 1931-1933. Les Hydrocanthares de France. Hygrobiidae, Haliplidae, Dytiscidae et Gyrinidae de la France continentale. Miscellanea Entomologica. Toulouse, Les frères Douladoure.
- Hafner, E. 2006. Valeur écologique des étangs de la commune de Bernex, fréquentation et perception des habitants. Geneva. Laboratoire d'écologie et de biologie aquatique, Département d'anthropologie et d'écologie, Faculté des sciences, Université de Genève. 190 pp.
- Hamilton, A. L. & H. B. Herrington. 1968. Components of the bottom fauna of the St. Lawrence, Great Lakes. In: The benthos of lakes. Great Lakes Inst. Univ. Toronto, Brinkhurst, R.O. 1974. 33: 1-49.
- Hering, D., O. Moog, L. Sandin & P. F. M. Verdonshot. 2004. Overview and application of the AQEM assessment system. Hydrobiologia. 516: 1-20.
- Hering, D., C. K. Feld, O. Moog & T. Ofenbock. 2006. Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. Hydrobiologia. 566: 311-324.
- Hicks, A. L. 1997. New England Freshwater Wetlands Invertebrate Biomonitoring Protocol (NEFWIBP). The Environmental Institute, University of Massachusetts, Amherst, MA. 42 pp.
- Hickey, C. W. & W. H. Clements. 1998. Effects of heavy metals on benthic macroinvertebrate communities in New Zealand streams. Environmental Toxicology and Chemistry. 17: 2338-2346.
- Hieber, M., C. T. Robinson, U. Uehlinger & J. V. Ward. 2005. A comparison of benthic macroinvertebrate assemblages among different types of alpine streams. Freshwater Biology. 50: 2087-2100.
- Hinden, H. 2004. La biodiversité des petits plans d'eau alpins de Suisse. Relations avec les variables environnementales. Evaluation du site de Macun (Grisons, Parc National). Genève. Travail de Diplôme. Laboratoire d'Ecologie et de Biologie aquatique, Université de Genève. 150 pp.
- Hinden, H., B. Oertli, N. Menetrey & L. Sager. 2005. Alpine pond biodiversity: what are the environmental variables? Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst. 15: 613-624.
- Hilsenhoff, W.L. 1977. Use of arthropods to evaluate water quality of streams. Technical Bulletin. Wisconsin Department of Natural Resources, Madison, WI. 1-15.
- Hilsenhoff, W.L. 1987. An improved biotic index of organic stream pollution. The great lakes entomologist. 20 : 31-39.
- Hilsenhoff, W.L. 1988. Rapid field assesement of organic pollution with a family-level biotic index. J. N. Amer. Benthol. Soc. 7: 65-68.
- Hilsenhoff, W.L. 1998. A modification of the biotic index of organic stream pollution to remedy problems and permit its use throughout the year. Great Lakes Entomologist. 31: 1-12.

- Holland, M.M. (Compiler) 1988. SCOPE/MAB technical consultations on landscape boundaries. Report of a SCOPE/MAB workshop on ecotones. In: A new look at ecotones: emerging international projects on landscape boundaries. Biology International, IUBS, Paris. Special Issue 17: 47-106.
- Hubbard, M.D. & W.L. Peters. 1978. Environmental requirements and pollution tolerance of Ephemeroptera. Cincinnati, OH, VI. EPA 600-4-78-061 U.S. Environmental Protection Agency. 461 pp.
- Hull, A. 1997. The pond life project: a model for conservation and sustainability. In: British Pond Landscape, Proceedings from the UK conference of the Pond Life Project. J. Boothby. Liverpool, Pond Life Project. 101-109.
- Hunter, M.L. 2001. Fundamentals of Conservation Biology, 2nd edn. Blackwell Science. Oxford, U.K.
- Imboden, C. 1976. Eaux vivantes - Initiation à la biologie des zones humides. Bâle: Ligue Suisse pour la Protection de la Nature. 240 pp.
- Indermuehle, N., B. Oertli, N. Menetrey & L. Sager. 2004. An overview of methods potentially suitable for pond biodiversity assessment. Archives des Sciences. 57: 131-140.
- Indermuehle, N. & B. Oertli. 2007. Mise en place d'un monitoring de la biodiversité des étangs du cirque de Macun (Parc National Suisse): les macroinvertébrés aquatiques. Nationalpark-Forschung in der Schweiz. 94: 173-182.
- Indermuehle, N., S. Angelibert, V. Rosset & B. Oertli. submitted. The pond biodiversity index "IBEM": a new tool for the rapid assessment of biodiversity in ponds from Switzerland. Part 2. Method description and examples of application. Limnetica.
- Irmer, U. 2000. The new EC Framework Water Directive: Assessment of the chemical and ecological status of surface waters. Acta Hydrochimica Et Hydrobiologica. 28: 7-14.
- Jackson, D. A. 1993. Multivariate analysis of benthic invertebrate communities: the implication of choosing particular data standardizations, measures of association, and ordination methods. Hydrobiologia. 268: 9-26.
- Jammes, D. 1997. Définir la mare : un puzzle en trente-six morceaux. In: Radioscopie des mares. A. Teissier-Ensminger and B. Sajaloli, L'Harmattan ed. 77-116.
- Kansanen, P.H., L. Paasivirta & T. Vayrynen. 1990. Ordination analysis and bioindices based on zoobenthos communities used to assess pollution of a lake in Southern Finland. Hydrobiologia. 202 : 153-170.
- Karr, J. R. 1981. Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities. Fisheries. 6: 21-27.
- Karr, J. R. 1999. Defining and measuring river health. Freshwater Biology. 41: 221-234.
- Karr, J.R. & E.W. Chu. 1999. Restoring life in running waters. Better biological monitoring. Island Press. Washington D.C., Island Press. 206 pp.
- Keefe, T.J. & E.P. Bergersen. 1977. A simple diversity index based on the theory of runs. Wat. Res. 11: 689-691.
- Kelly-Quinn, M. & J. J. Bracken. 2000. Ephemeropteran assemblages in Ireland. Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie. 27: 963-969.
- Kerans, B. L. & J. R. Karr. 1994. A Benthic Index of Biotic Integrity (B-Ibi) for Rivers of the Tennessee Valley. Ecological Applications. 4: 768-785.
- Klausnitzer, B. 1996. Käfer im und am Wasser. Westarp Wissenschaften. 200 pp.
- Klemm, D. J., K. A. Blocksom, F. A. Fulk, A. T. Herlihy, R. M. Hughes, P. R. Kaufmann, D. V. Peck, J. L. Stoddard, W. T. Thoeny, M. B. Griffith & W. S. Davis. 2003. Development and evaluation of a Macroinvertebrate Biotic Integrity Index (MBII) for regionally assessing Mid-Atlantic Highlands streams. Environmental Management. 31: 656-669.

- Kolkwitz, R. & M. Marsson. 1909. Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie.
- Kownacki, A., J. Galas, E. Dumnicka & S. Mielewczyk. 2000. Invertebrate communities in permanent and temporary high mountain lakes (Tatra Mts). *Annales De Limnologie-International Journal of Limnology*. 36: 181-188.
- Lafont, M., M. Juget & G. Rofes. 1991. Un indice biologique lacustre basé sur l'examen des oligochètes. *Rev. Sci. Eau*. 4: 253-268.
- Lang, C. 1990. Quantitative relationships between oligochaete communities and phosphorus concentrations in lakes. *Freshwater Biol.* 24 : 327-334.
- Lang, C. & O. Reymond. 1996. Le zoobenthos comme indicateur des perturbations d'origine humaine dans deux lacs de montagne. *Revue Suisse Zool.* 103 : 851-858.
- Lang, C. & B. Lods-Crozet. 1997. Oligochaetes versus chironomids as indicators of trophic state in two Swiss lakes recovering from eutrophication. *Arch.Hydrobiol.* 139 : 187-195.
- Larousse. 1995. Encyclopédie des sciences de la nature. Paris. 702 pp.
- Larousse. 2003. Dictionnaire de l'écologie et de l'environnement. Paris. 284 pp.
- Lauritzen, D.D., S.C. Mozley & D.S. White. 1985. Distribution of oligochaetes in lake Michigan and comments on their use as indices of pollution. *J. Great Lakes Res.* 11: 67-76.
- Lehmann, A., J. M. Overton & J. R. Leathwick. 2002. GRASP: generalized regression analysis and spatial prediction. *Ecological Modelling*. 157: 189-207.
- Lenat, D.R. 1988. Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *J. N. Amer. Benthol. Soc.* 7 : 222-233.
- Lenat, D.R. & D.L. Penrose. 1996. History of the EPT taxa richness metric. *Bulletin of the North American Benthological Society*. 12 : 305-306.
- Lods-Crozet, B. & J.-B. Lachavanne. 1994. Changes in chironomid communities in Lake Geneva in relation with eutrophication, over a period of 60 years. *Archiv für Hydrobiologie*. 130: 453-471.
- Macan, T.T. 1973. Ponds and Lakes. G. A. & U. Ltd. London. 148 pp.
- MacArthur, R. H. 1972. Geographical ecology patterns in the distribution of species, New York Harper & Row. 269 pp.
- MACS. 1996. Standard operating procedures and technical basis: macroinvertebrates collection and habitat assessment for low-gradient nontidal streams. Delaware Department of Natural Resources and Environmental Conservation, Dover, DE.
- Madenjian, C. P., D. W. Schloesser & K. A. Krieger. 1998. Population models of burrowing mayfly recolonization in western Lake Erie. *Ecological Applications*. 8: 1206-1212.
- Maloney, K. O. & J. W. Feminella. 2006. Evaluation of single- and multi-metric benthic macroinvertebrate indicators of catchment disturbance over time at the Fort Benning Military Installation, Georgia, USA. *Ecological Indicators*. 6: 469-484.
- Marchetto, A, R. Mosello, M. Rogora, M. Manca, A. Boggero, G. Morabito, S. Musazzi, G.A. Tartari, A.M. Nocentini, A. Pugnetti, R. Bettinetti, P. Panzani, M. Armiraglio, P. Cammarano & A. Lami. 2004. The chemical and biological response of two remote mountain lakes in the Southern Central Alps (Italy) to twenty years of changing physical and chemical climate. *Journal of Limnology*. 63: 77-89.
- Margalef, R. 1958. Information theory in ecology. *Gen. Syst.* 3: 36-71.
- Margaritora, F.G., M. Bazzanti, O. Ferrara, L. Mastrantuono, M. Seminara & D. Vagaggini. 2003. Classification of the ecological status of volcanic lakes in Central Italy. *J. Limnol.* 62: 49-59.
- Mason, C.F. 1991. Biology of Freshwater Pollution. 2nd ed. New York, Longman Scientific &

- Technical. 351 pp.
- McKee, D. & D. Atkinson. 2000. The influence of climate change scenarios on populations of the mayfly *Cloeon dipterum*. *Hydrobiologia*. 441: 55-62.
- Menetrey, N., L. Sager, B. Oertli & J.-B. Lachavanne. 2005. Looking for metrics to assess the trophic state of ponds. Macroinvertebrates and amphibians. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst*. 15: 653-664.
- Menetrey, N., B. Oertli, M. Sartori, A. Wagner & J. B. Lachavanne. 2008. Eutrophication: are mayflies (Ephemeroptera) good bioindicators for ponds? *Hydrobiologia*. 597: 125-135.
- Menhinick, E. F. 1964. Comparison of Some Species-Individuals Diversity Indexes Applies to Samples of Field Insects. *Ecology*. 45: 859-861.
- Metcalf, J.L. 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*. 60: 101-139.
- Milbrink, G. 1983. An improved environmental index based on the relative abundance of oligochaete species. *Hydrobiologia*. 102: 89-97.
- Milbrink, G., T. Timm & S. Lundberg. 2002. Indicative profundal oligochaete assemblages in selected small Swedish lakes. *Hydrobiologia*. 468: 53-61.
- Miller, S.A. & T.A. Crowl. 2006. Effects of common carp (*Cyprinus carpio*) on macrophytes and invertebrate communities in a shallow lake. *Freshwater Biol*. 51: 85-94.
- Moog, O. 1995. Fauna aquatica Austriaca. Katalog zur autökologischen Einstufung Aquatischer Organismen Österreichs. O. Moog. Wien, Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur des Universität für Bodenkultur.
- Moog, O., E. Bauernfeind & P. Weichselbaumer. 1997. The use of Ephemeroptera as saprobic indicators in Austria. In: *Ephemeroptera & Plecoptera Biology-Ecology-Systematics*. P. Landolt, M. Sartori (eds). Fribourg, Mauron, Tinguely & Lachat SA. 254-260.
- Moss, B., D. Stephen, C. Alvarez, E. Becares, W. Van de Bund, S. E. Collings, E. Van Donk, E. De Eyto, T. Feldmann, C. Fernandez-Alaez, M. Fernandez-Alaez, R. J. M. Franken, F. Garcia-Criado, E. M. Gross, M. Gyllstrom, L. A. Hansson, K. Irvine, A. Jarvalt, J. P. Jensen, E. Jeppesen, T. Kairesalo, R. Kornijow, T. Krause, H. Kunnap, A. Laas, E. Lille, B. Lorens, H. Luup, M. R. Miracle, P. Noges, T. Noges, M. Nykanen, I. Ott, W. Peczula, Ethm Peeters, G. Phillips, S. Romo, V. Russell, J. Salujoe, M. Scheffer, K. Siewertsen, H. Smal, C. Tesch, H. Timm, L. Tuvikene, I. Tonno, T. Virro, E. Vicente & D. Wilson. 2003. The determination of ecological status in shallow lakes - a tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst*. 13: 507-549.
- Mouthon, J. 1992. Snail and bivalve populations analysed in relation to physico-chemical quality of lakes in eastern France. *Hydrobiologia*. 245: 147-156.
- Mouthon, J. 1993. Un indice biologique lacustre basé sur l'examen des peuplements de mollusques. *Bull. Fr. Pêche Piscic*. 331: 397-406.
- Mulhauser, B. & G. Monnier. 1995. Guide de la faune et de la flore des lacs et des étangs d'Europe. Delachaux et Niestlé. 328 pp.
- Nagell, B. 1977a. Phototactic and thermotactic responses facilitating survival of *Cloeon dipterum* (Ephemeroptera) larvae under winter anoxia. *Oikos*. 29: 342-247.
- Nagell, B. 1977b. Survival of *Cloeon dipterum* (Ephemeroptera) larvae under anoxic conditions in winter. *Oikos*. 29: 161-165.
- Nagell, B. & T. Fagerström. 1978. Adaptations and resistance to anoxia in *Cloeon dipterum* (Ephemeroptera) and *Nemoura cinerea* (Plecoptera). *Oikos*. 30: 95-99.

- New, T.R. 1995. Introduction to invertebrate conservation biology. New York, Oxford University Press. 194 pp.
- OCDE/OECD. 1982. Eutrophisation des eaux. Méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte. Paris. OCDE. 174 pp.
- Oertli, B. 1992. L'influence de trois substrats (Typha, Chara, feuilles mortes) d'un étang forestier sur la densité, la biomasse et la production des macroinvertébrés aquatiques. Faculté des Sciences, LEBA, Université de Genève: 283 pp.
- Oertli, B. 1994. La plaine inondable de la Saône: les Odonates adultes. LEBA, Université de Genève. 28 pp.
- Oertli, B., D. Auderset Joye, E. Castella, R. Juge & J.-B. Lachavanne. 2000. Diversité biologique et typologie écologique des étangs et petits lacs de Suisse. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP). Laboratoire d'Ecologie et de Biologie Aquatique (LEBA), Université de Genève. 434 pp.
- Oertli, B., D. Auderset Joye, E. Castella, R. Juge, D. Cambin & J.-B. Lachavanne. 2002. Does size matter ? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation*. 104: 59-70.
- Oertli, B. 2003. Evaluation écologique des étangs du Bois de Jussy et du Marais du Château : Gastéropodes aquatiques, Coléoptères aquatiques, Odonates adultes. . Laboratoire d'Ecologie et de Biologie Aquatique, Université de Genève. Service des forêts, de la protection de la nature et du paysage, (SFPNP), Genève. 17 pp.
- Oertli, B., D. Auderset Joye, N. Indermuehle, R. Juge & J. B. Lachavanne. 2004. 1st European Pond Workshop "Conservation and monitoring of pond biodiversity". *Archives des Sciences*. 57: 69-72.
- Oertli, B., J. Biggs, R. Cereghino, P. Grillas, A. Jolly & J.-B. Lachavanne. 2005a. Conservation and monitoring of pond biodiversity : introduction. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst*. 15: 535–540.
- Oertli, B., D. Auderset Joye, C. Castella, R. Juge, A. Lehmann & J.-B. Lachavanne. 2005b. PLOCH: a standardized method for sampling and assessing the biodiversity in ponds. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst*. 15: 665–679.
- Oertli, B. 2008a. The use of dragonflies in the assessment and monitoring of aquatic habitats. In: *Dragonflies and Damselflies: Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research*. Eds.: A. Córdoba-Aguilar. Oxford University Press, Oxford, New York. 79-95.
- Oertli, B. 2008b. Surrogate for rapid assessment of pond biodiversity: who better than frogs ? In : 3rd European Pond Conservation Network Workshop, Valencia. Abstract book. p. 22.
- Oertli, B., N. Indermuehle, S. Angelibert, H. Hinden & A. Stoll. 2008c. Macroinvertebrate assemblages in 25 high alpine ponds of the Swiss National Park (Cirque of Macun) and relation to environmental variables. *Hydrobiologia*. 597: 29-41.
- Ofenböck, T., O. Moog, J. Gerritsen & M. Barbour. 2004. A stressor specific multimetric approach for monitoring running waters in Austria using benthic macro-invertebrates. *Hydrobiologia*. 516: 251-268.
- OFEV. 1998. Méthodes d'analyses et d'appréciation des cours d'eau en Suisse. Système modulaire gradué. OFEFP. Berne, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage. 41 pp.
- OFEV. 2005. Version provisoire. Méthodes d'analyses et d'appréciation des cours d'eau en Suisse: Macrozoobenthos - Niveau R. Projet. OFEV. Berne, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage. 50 pp.
- Painter, D. 1999. Macroinvertebrate distributions and the conservation value of aquatic Coleoptera, Mollusca and Odonata in the ditches of traditionally managed and grazing fen at Wicken Fen, UK. *Journal of Applied Ecology*. 36: 33-48.
- Palmer, M.A. & D.B. Roy. 2001. A method for estimating the extent of standing fresh waters of

- different trophic states in Great Britain. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 11: 199-216.
- Parrish, F.K. & J.A. Wagner. 1983. An index of community structure sensitive to water pollution. *J. Freshwat. Ecol.* 2: 103-107.
- Parsons, M. & R.H. Norris. 1996. The effect of habitat-specific sampling on biological assessment of water quality using a predictive model. *Freshwater Biol.* 36: 419-434.
- Plafkin, J.L., M.T. Barbour, K.D. Porter, S.K. Gross & R. M. Hughes. 1989. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: Benthic macroinvertebrates and fish. Washington. EPA/444/4-89-001. U.S. Environmental Protection Agency.
- PCTPR (Pond Conservation Trust: Policy & Research, ancien. Pond Action). 2002. A guide to monitoring the ecological quality of ponds and canals using PSYM. Oxford. Environmental Agency. 14 pp.
- Pond Conservation Group. 1993. *Protecting Britain's Ponds*. Oxford, Pond Conservation Group.
- Pourriot, R. & M. Meybeck. 1995. *Limnologie générale*. Paris, Masson. 956 pp.
- Pulfer, C. 1998. Diversité biologique et typologie des étangs et petits lacs de Suisse: contribution des Trichoptères (stades larvaires). Diplôme d'études supérieures en sciences naturelles de l'environnement. 25. Université de Genève et Lausanne. 79 pp.
- Quinn, J.M. & C.W. Hickey. 1990. Characterisation and classification of benthic invertebrate communities in 88 New Zealand rivers in relation to environmental factors. *New Zealand Journal of Marine Freshwater Research* 24 : 387-409.
- Rader, R. B., D.P. Batzer & S.A. Wissinger. 2001. *Bioassessment and Management of North American Freshwater Wetlands*. John Wiley. New York. 469 pp.
- Ramade, F. 1998. *Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau. Biogéochimie et écologie des eaux continentales et littorales*. Ediscience international. 786 pp.
- Ramade, F. 2002. *Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement*. 2^{ème} édition. Dunod. Paris, Ediscience International. 822 pp.
- Rawer-Jost, C., J. Bohmer, J. Blank & H. Rahmann. 2000. Macroinvertebrate functional feeding group methods in ecological assessment. *Hydrobiologia*. 422: 225-232.
- Resh, V.H. & J.K. Jackson. 1993. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In: *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. D.M. Rosenberg, V.H. Resh and (eds). New York, Chapman and Hall. 159-194.
- Resh, V.H., R.H. Norris & M.T. Barbour. 1995. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Australian Journal of Ecology*. 20: 108-121.
- Reynoldson, T.B., R.C. Bailey, K.E. Day & R.H. Norris. 1995. Biological guidelines for freshwater sediment based on Benthic Assessment of Sediment (BEAST) using a multivariate approach for predicting biological state. *Aust. J. Ecol.* 20: 198-219.
- Reynoldson, T.B., R.H. Norris, V.H. Resh, K.E. Day & D.M. Rosenberg. 1997. The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *J. N. Amer. Benthol. Soc.* 16 : 833-852.
- Richoux, P. 1994. Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: aquatic Coleoptera in the Upper Rhône River and its floodplain. *Freshwater Biol.* 31: 377-396.
- Rimann, N. 2001. Impact de l'eutrophisation des eaux sur la biodiversité des étangs. Travail de Diplôme. Laboratoire d'Ecologie et de Biologie aquatique (LEBA), Université de Genève. 121 pp.
- Robinson, C. T., M. Hieber, V. Wenzelides & B. Lods-Crozet. 2007. Macroinvertebrate assemblages of a high elevation stream/lake network with an emphasis on the Chironomidae. *Fundamental and Applied Limnology. Archiv für Hydrobiologie*. 169: 25-36.

- Rosenberg, D.M. & V.H. Resh. 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. New York, Chapman & Hall. 488 pp.
- Rosenzweig, M.L. 1995. Species diversity in space and time. Cambridge University Press. 436 pp.
- Rossaro, B., L. Marziali, A.-C. Cardoso, A. Solimini, G. Free & R. Giacchini. 2007. A biotic index using benthic macroinvertebrates for Italian lakes. *Ecological Indicators*. 7: 412-429.
- Rosset, V., B. Oertli, S. Angelibert & N. Indermuehle. 2008. Local diversity of macroinvertebrates in alpine ponds as an indicator of global change: a Gastropod case-study. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 30: 482-484.
- Ruse, L. 2002. Chironomid pupal exuviae as indicators of lake status. *Archiv Fur Hydrobiologie*. 153: 367-390.
- Saether, O.A. 1979. Chironomid communities as water quality indicators. *Holarct.Ecol.* 2: 65-74.
- Sager, L. & J. B. Lachavanne. submitted. The M-TIP: a macrophyte based trophic index for ponds. *Hydrobiologia*.
- Sager, L. 2009. Using macrophytes to assess the ecological quality of ponds and small lakes of Switzerland. Thèse de doctorat. LEBA. Faculté des Sciences. Genève.
- Sanchez-Fernandez, D., P. Abellan, A. Mellado, J. Velasco & A. Millan. 2006. Are water beetles good indicators of biodiversity in Mediterranean aquatic ecosystems ? The case of the Segura river basin (SE Spain). *Biodiversity and Conservation*. 15: 4507-4520.
- Sandoz, E. 2006. Comparaison de deux méthodes d'évaluation de la qualité biologique des étangs (PLOCH et NPS). Application à l'étang de Font (Grande Cariçaie, FR). Jussy-Genève. Travail de diplôme. Ecole d'Ingénieurs de Lullier. 130 pp.
- Sartori, M., P. Landolt & P. A. Zurwerra. 1994. Liste rouge des éphémères de Suisse (Ephemeroptera). In: Liste rouge des espèces animales menacées de Suisse. P. (ed.) Duelli. Berne, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP). 72-74.
- Sartori, M. & P. Landolt. 1999. Atlas de distribution des éphémères de Suisse (Insecta, Ephemeroptera). Neuchâtel, Centre suisse de cartographie de la faune (CSCF/SZKF). 214 pp.
- Schager, E. & A. Peter. 2004. Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau en Suisse. Poissons – niveau R (région). Suisse. L'environnement pratique. Informations concernant la protection des eaux N° 44. Office fédéral de l'environnement (OFEV). 63 pp.
- Schloesser, D. W. & T. F. Nalepa. 2002. Comparison of 5 benthic samplers to collect burrowing mayfly nymphs (*Hexagenia* spp: Ephemeroptera: Ephemeridae) in sediments of the Laurentian Great Lakes. *Journal J. N. Amer. Benthol. Soc.* 21: 487-501.
- Schmidt, B. 2004. Actualisation de la Liste Rouge des amphibiens 2002 – 2005, Directives pour le travail de terrain, Directives révisées pour 2004.
- Schmidt, B. & S. Zumbach. 2005. Liste rouge des amphibiens menacés en Suisse. Berne, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP). 46 pp.
- Shannon, C. E. & W. Weaver. 1949. The mathematical theory of communication, Urbana, IL: University of Illinois Press. 117 pp.
- Simpson, E. H. 1949. Measurement of Diversity. *Nature*. 163: 688.
- Sladeczek, V. 1973. System of water quality from the biological point of view. *Archiv für Hydrobiologie., Beiheft Ergebnisse der Limnologie.* Heft 7: 1-218.
- Sladeczek, V. & A. Sladeczkova. 1998. Revision of polysabrobic indicators. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*. 26: 1277-1280.
- Soldán, T. 1979. The structure and development of the female internal reproductive system in six European species of Ephemeroptera. *Acta Entomologica Bohemoslovaca*. 76: 353-365.

- Soldán, T., S. Zahradkova, J. Helesic, L. Dusek & V. Landa. 1998. Distributional and quantitative patterns of Ephemeroptera and Plecoptera in the Czech republic: a possibility of detection of long-term environmental changes of aquatic biotopes. *Folia Facultatis Scientiarum Naturalium Universitatis Masarykianae Brunensis*. 98: 1-305.
- Solimini, A.G., M. Bazzanti, A. Ruggiero & G. Carchini. 2008. Developing a multimetric index of ecological integrity based on macroinvertebrates of mountain ponds in central Italy. *Hydrobiologia*. 597: 109-123.
- Sondergaard, M., E. Jeppesen & J. P. Jensen. 2005a. Pond or lake: does it make any difference? *Archiv für Hydrobiologie*. 162: 143-165.
- Sondergaard, M., E. Jeppesen, J. P. Jensen & S. L. Amsinck. 2005b. Water framework directive: Ecological classification of danish lakes. *Journal of Applied Ecology*. 42: 616-629.
- Stevenson, R. J. & F. R. Hauer. 2002. Integrating Hydrogeomorphic and Index of Biotic Integrity approaches for environmental assessment of wetlands. *J. N. Amer. Benthol. Soc.* 21: 502-513.
- Sylvestre, S. 2006. Invertebrate biomonitoring field and laboratory manual for running water habitats. Canadian Aquatic Biomonitoring Network (CABIN), Environment Canada, Pacific and Yukon Region. 56 pp.
- Tachet, H., P. Richoux, M. Bournaud & P. Usseglio-Polatera. 2000. Invertébrés d'eaux douces. Systématique, biologie, écologie. Paris, CNRS Editions. 588 pp.
- Thienemann, A. 1913. Der Zusammenhang zwischen dem Sauerstoffgehalt des Tiefenwassers und der Zusammensetzung der Tiefenfauna unserer Seen. *Rev. ges. Hydrobiol. Hydrogr.* 6: 243-249.
- Townsend, C.R., M.R. Scarsbrook & S. Dolédec. 1997. Quantifying disturbance in streams: alternative measures of disturbance in relation to macroinvertebrate species traits and species richness. *J. N. Amer. Benthol. Soc.* 16: 531-544.
- Trigal, C., F. Garcia-Criado & C. Fernandez-Alaez. 2009. Towards a multimetric index for ecological assessment of Mediterranean flatland ponds: the use of macroinvertebrates as bioindicators. *Hydrobiologia*. 618 : 109-123.
- Turak, E., G. Hose & N. Waddell. 2000. Australia Wide Assessment of River Health; New South Wales Bioassessment Report. 2a Final Report, Milestone Report 4. National River Health Program. 65 pp.
- U.S.EPA. 1998. Lake and Reservoir Bioassessment and Biocriteria: Technical Guidance Document. . Washington, D.C. EPA 841-B-98-007. Office of Wetlands, Oceans, and Watersheds (4503F), Office of Science and Technology (4304), Office of Water, United States Environmental Protection Agency.
- U.S.EPA. 2002a. Methods for Evaluating Wetland Condition: Developing Metrics and Indexes of Biological Integrity. Washington, DC. EPA-822-R-02-016. Office of Water, United States Environmental Protection Agency. 38 pp.
- U.S.EPA. 2002b. Biological Assessments and Criteria: Crucial Components of Water Quality Programs. EPA 822-F-02-006. Office of Water, United States Environmental Protection Agency. 6 pp.
- Usseglio-Polatera, P., M. Bournaud, P. Richoux & H. Tachet. 2000. Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology*. 43: 175-205.
- Usseglio-Polatera, Ph., Richoux, Ph., Bournaud, M., Tachet , H. 2001. A functional classification of benthic macroinvertebrates based on biological and ecological traits : application to river condition assessment and stream management. *Archiv für Hydrobiologie, suppl.* 139 : 53-83.
- Verneaux, J. & G. Tufféry. 1967. Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes : Indices biotiques. *Annales Scientifiques de l'Université de*

- Besançon, Zoologie. 3: 79-90.
- Verneaux, J., B. Faessel & G. Malésieux. 1976. Note préliminaire à la proposition de nouvelles méthodes de détermination de la qualité des eaux courantes, C.T.G.R.E.F., Paris et Centre d'hydrobiologie, Université de Besançon. 8 pp.
- Verneaux, J., P. Galmiche, F. Janier & A. Monnot. 1982. Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes. Un indice biologique de qualité générale (I.B.G). *Biologie animale*. 4^{ème} série: 11-21.
- Verneaux, V., J. Verneaux, A. Schmitt, C. Lovy & J. C. Lambert. 2004. The Lake Biotic Index (LBI): an applied method for assessing the biological quality of lakes using macrobenthos; the Lake Chalain (French Jura) as an example. *Annales De Limnologie-International Journal of Limnology*. 40: 1-9.
- Vlek, H. E., P. F. M. Verdonschot & R. C. Nijboer. 2004. Towards a multimetric index for the assessment of Dutch streams using benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia*. 516: 173-189.
- Washington, H. G. 1984. Diversity, Biotic and Similarity Indexes. A Review with Special Relevance to Aquatic Ecosystems. *Water Research*. 18: 653-694.
- Wetzel, R.G. 2001. *Limnology. Lake and River ecosystems*. 3rd ed. Academic Press. New York, CBS College Publishing. 850 pp.
- Wiederholm, T. 1980a. Use of benthos in lake monitoring. *Journal of the Water Pollution Control Federation*. 52: 537-547.
- Wiederholm, T. 1980b. Chironomids as indicators of water quality in Swedish lakes. *Acta Universitatis Carolinae-Biologica*. 12: 275-283.
- Wilcox, D. A., J. E. Meeker, P. L. Hudson, B. J. Armitage, M. G. Black & D. G. Uzarski. 2002. Hydrologic variability and the application of index of biotic integrity metrics to wetlands: A Great Lakes evaluation. *Wetlands*. 22: 588-615.
- Williams, P., J. Biggs, L. Dodds, M. Whitfield, A. Corfield & G. Fox. 1996. Biological techniques of still water quality assessment : phase 1 scoping study. Pond Action Group. Bristol, Environment Agency. 180 pp.
- Williams, P., J. Biggs, M. Whitfield, A. Corfield, G. Fox & K. Adare. 1998. Biological techniques of still water quality assessment : phase 2. Method development. Pond Action Group. Bristol, Environment Agency. 180 pp.
- Williams, P., J. Biggs, M. Whitfield, A. Thorne, S. Bryant, G. Fox & P. Nicolet. 1999. *The pond book: a guide to the management and creation of ponds*. Oxford, Ponds Conservation Trust. 105 pp.
- Williams, P., M. Whitfield, J. Biggs, S. Bray, G. Fox, P. Nicolet & D. Sear. 2004. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation*. 115: 329-341.
- Woodiwiss, F.S. 1964. The Biological System of Stream Classification used by the Trent River Board. *Chem. Ind-London*. March. 14: 443-447.
- Woodiwiss, F.S. 1980. Biological monitoring of surface water quality. Summary Report. Commission of the European Communities, Environment and Consumer Protection Service. 45 pp.
- Wright, J.F., D. Moss, P.D. Armitage & M.T. Furse. 1984. A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macro-invertebrate species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwater Biology*. 14: 221-256.
- Wright, J.F., M.T. Furse & D. Moss. 1998. River classification using invertebrates: RIVPACS applications. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst*. 8: 617-631.
- Wright, J.F., D.W. Sutcliffe & M.T. Furse. 2000. Assessing the biological quality of fresh waters. RIVPACS and other techniques. Ambleside, Freshwater Biological Association. 400 pp.

- Yoder, C. O. & E. T. Rankin. 1998. The role of biological indicators in a state water quality management process. *Environmental Monitoring and Assessment*. 51: 61-88.
- Zamora-Munoz, C. & J. Albatercedor. 1995. Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. *J. N. Amer. Benthol. Soc.* 15: 332-352.

CHAPITRE 11

Annexes



Etangs de la Dombes (région de Lyon, France voisine, mars 2007. Altitude env. 300m)

Annexe 1. Lettre envoyée à 50 services cantonaux de protection de la nature et de l'environnement et/ou des eaux le 7 avril 2003 accompagnée d'un questionnaire à remplir (présenté en Annexe 3) afin d'identifier l'état actuel de la surveillance des petits plans d'eau en Suisse et d'identifier les intérêts et besoins des gestionnaires. Français.



 Laboratoire d'Écologie
 & Biologie Aquatique
FACULTÉ DES SCIENCES
 SECTION DE BIOLOGIE
 DÉPARTEMENT D'ANTHROPOLOGIE ET ECOLOGIE
 Ch. des Clochettes 18 | CH-1206 Genève

 Nathalie Perrottet et Lionel Sager
Aspirants-doctorants en biologie

 Ligne directe: 022 705.71.00/01
 E-mail: nathalie.perrottet@leba.unige.ch lionel.sager@leba.unige.ch



UNIVERSITÉ DE GENÈVE

«Prénom» «Nom»
 «Département»
 «Sousdépartement»
 «Service»
 «Rue_bureau»
 «Code_postal_bureau» «Ville_bureau»

Genève, le 8 avril 2003

Madame, Monsieur,

Nous avons commencé au mois de février 2002 deux travaux de doctorat dans le laboratoire d'écologie et de biologie aquatique (LEBA) de l'Université de Genève. Ces thèses ont pour objectifs d'une part de mettre au point une méthode de monitoring biologique de la qualité de l'eau des étangs de Suisse, et d'autre part d'évaluer l'influence de la connectivité sur la biodiversité de ces milieux. L'évaluation écologique des milieux aquatiques se trouve en effet au cœur de la problématique actuelle visant au monitoring de la biodiversité et de la qualité des eaux de surface. Bien que des méthodes standardisées pour l'évaluation écologique des lacs et des eaux courantes existent et sont appliquées en Suisse, les étangs et petits lacs (d'une surface inférieure à 7 ha) ne sont le plus souvent pas inclus dans cette surveillance et requièrent la mise en place d'une technique spécifique. La méthode que nous désirons développer se base sur l'emploi d'indices multi-métriques, permettant de définir un degré de perturbation pour chaque site par rapport à un jeu d'états de référence.

Dans ce contexte nous désirerions connaître votre intérêt pour le développement d'une telle méthode adaptée aux étangs, afin de pouvoir intégrer suffisamment tôt dans notre travail les attentes et souhaits des end-users potentiels. A cette fin nous vous demandons de bien vouloir remplir et nous retourner le questionnaire joint à cette lettre, auxquels tout ajout de renseignements ou questions supplémentaires sont les bienvenus. Dans le but de pouvoir préparer notre terrain de cet été, vous comprendrez que nous aurions besoin du questionnaire en retour avant fin avril 2003.

Vous avez aussi la possibilité de répondre directement en ligne à l'adresse suivante http://leba.unige.ch/question_end_user.htm

Nous restons bien sûr à votre disposition pour toutes questions ou remarques de votre part. Dans l'attente de votre réponse, nous vous prions de croire, Madame, Monsieur, en l'expression de nos sincères salutations.

Nathalie Perrottet et Lionel Sager

Annexe : sus-mentionnée.
Copie : OFEFP

Annexe 2. Lettre envoyée à 50 services cantonaux de protection de la nature et de l'environnement et/ou des eaux le 7 avril 2003, accompagnée d'un questionnaire à remplir (présenté en Annexe 4) afin d'identifier l'état actuel de la surveillance des petits plans d'eau en Suisse et d'identifier les intérêts et besoins des gestionnaires. Allemand.



Nathalie Perrottet et Lionel Sager
Assistants-doctorants en biologie

Ligne directe: 022 705.71.00/01

E-mail: nathalie.perrottet@leba.unige.ch lionel.sager@leba.unige.ch



UNIVERSITÉ DE GENÈVE

«Prénom»

«Deuxième_prénom»

«Service»

«Rue_bureau»

«Code_postal_bureau» «Ville_bureau»

Genf, den 7. April 2003

Sehr geehrter Damen und Herren,

Wir haben seit dem 1er Februar 2002 zwei Doktorarbeiten am Laboratoire d'Ecologie et de Biologie Aquatique (LEBA) begonnen, die von der Universität Genf finanziert werden.

Die Richtung unserer Doktorarbeit besteht darin, eine biologische (floristisch und faunistisch) Methode zu finden, um den Zustand der kleinen stehenden Gewässer der Schweiz zu überwachen was die Wasserqualität betrifft. Diese Forschung ist die Folge der ersten Phase PLOCH, wo eine Methode über die Biodiversität geführt wurde.

Die ökologische Überwachung der aquatischen Biotopen ist heute das Ziel des Monitorings der Biodiversität der Oberflächengewässern. Standardisierte Methoden für fließende Gewässer und Seen existieren und werden überall in der Schweiz benützt. Die Weiher und Kleinseen (unter 7 Hektar) sind meistens nicht in diese Überwachung eingeschlossen und brauchen also eine besondere technische Methode. Die Methode, die wir entwickeln möchten, stützt sich auf die Benützung von multi-metrics Index, der eine Degradierung für jeden Weiher bestimmt in Bezug auf Referenzen-Weiher.

In diesem Zusammenhang hätten wir gem Ihre Interesse als mögliche „End-Users“ kennengelernt, über die Entwicklung einer verwendbaren Methode, um die Qualität dieser Oberflächengewässer zu prüfen. Auf diese Weise können wir früh in unsere Arbeit Ihre Meinung und Bemerkungen integrieren.

Da dieses Ziel für uns wichtig ist, bitten wir Sie dem beigefügten Fragebogen zu beantworten und ihn uns mit Ihren Bemerkungen zurückzusenden. Im Hinblick auf der Vorbereitung unserer Sommerkampagne, werden Sie sicher verstehen, dass wir um die Rücksendung des Fragenbogens bis spätestens ende April bitten. Sie können auch direkt beim Internet beantworten an der folgenden Adresse: http://leba.unige.ch/question_end_user_d.htm

Wir bleiben selbstverständlich zu Ihrer Verfügung für alle Fragen oder Bemerkungen Ihrer Abteilung. Im voraus besten Dank für Ihre Bemühungen.

Mit herzlichen Grüßen

Nathalie Perrottet und Lionel Sager

Anhang: obenerwähnt.

Kopie: BUWAL

Annexe 3. Questionnaire envoyé à 50 services cantonaux de protection de la nature et de l'environnement et/ou des eaux le 7 avril 2003 accompagnant la lettre présentée en afin d'identifier l'état actuel de la surveillance des petits plans d'eau en Suisse et d'identifier les intérêts et besoins des gestionnaires. Français.

Questionnaire relatif à l'élaboration d'une méthode d'évaluation de la qualité biologique de l'eau des étangs.

Définition : est considéré comme étang toute pièce d'eau libre d'une surface inférieure à 7ha (selon UICN), cette appellation regroupe donc des milieux allant des mares aux petits lacs.

1. Englobez-vous les étangs dans la gestion et la surveillance des eaux de surface ?

Non Oui Partiellement

Si oui, de quelle manière ?

.....

Si non, comptez-vous intégrer le monitoring des étangs dans la surveillance des eaux de surface?

Oui, à court terme Oui, à long terme Non

Remarque(s) :

.....

2. Portez-vous un intérêt plus particulier aux étangs situés à certains étages de végétation ?

Oui Non

Si oui, à quels étages de végétation ? (choix multiples possible)

Collinéen Montagnard

Subalpin Alpin

Remarque(s) :

.....

3. Aux étangs de quelle taille êtes vous intéressés ? (choix multiples possible)

Petits (< 100 m²) Moyens (100 m²-2ha) Grands (> 2ha)

Remarque(s) :

.....

4. Quels groupes biologiques souhaiteriez-vous utiliser pour évaluer les étangs ? (choix multiples possible)

Macrophytes Trichoptères Amphibiens Diatomées

Coléoptères Poissons Ephéméroptères Odonates

Oiseaux Plécoptères Mollusques Autres (les citer ci-dessous)

.....

5. Connaissez-vous et/ou gérer-vous des sites que vous aimeriez intégrer dans la procédure d'évaluation?

Oui Non A définir

Sites d'intérêt :

.....

6. Sur quel type d'étangs seriez-vous intéressés à appliquer cette méthode d'évaluation? (choix multiples possible)

Existants Revalorisés Nouvellement créés

Remarque(s) :

.....

7. Quelle qualité des eaux visez-vous pour les étangs ? Sous-entendu, en fonction de quelle affectation

ou usage? (choix multiples possible)

- | | | | |
|---------------------------------------|-------------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------------------------------|
| <input type="checkbox"/> Paysage | <input type="checkbox"/> Navigation | <input type="checkbox"/> Abreuvoir | <input type="checkbox"/> Détente, loisirs |
| <input type="checkbox"/> Biodiversité | <input type="checkbox"/> Pêche | <input type="checkbox"/> Eau potable | <input type="checkbox"/> Irrigation, incendie |
| <input type="checkbox"/> Recherche | <input type="checkbox"/> Baignade | <input type="checkbox"/> Education | <input type="checkbox"/> Autres (les citer ci-dessous) |

.....
8. Pouvons-nous vous recontacter pour envisager une collaboration, comme par exemple l'intégration dans notre étude d'étangs suscitant un intérêt particulier de votre part?

- Oui Non

Si oui, pourriez-vous nous indiquer s'il vous plait le nom et les coordonnées de la personne de contact:

.....
Remarque(s) :
.....

Annexe 4. Questionnaire envoyé à 50 services cantonaux de protection de la nature et de l'environnement et/ou des eaux le 7 avril 2003 accompagnant la lettre présentée en afin d'identifier l'état actuel de la surveillance des petits plans d'eau en Suisse et d'identifier les intérêts et besoins des gestionnaires. Allemand.

Fragebogen für die Einbau einer biologischen Methode um den Wasserzustand der kleinen stehenden Gewässern der Schweiz zu überwachen.

Definition : Weiher = alle kleine stehende Gewässer (von Tümpel bis kleinen Seen) unter 7 Hektaren (nach IUCN).

Fassen Sie die Weiher zusammen mit der Verwaltung und Überwachung der Oberflächengewässer ?

- Nein Ja Teilweise

Wenn ja, in welcher Weise ?

.....

Wenn nein, werden Sie die Monitoring der Weiher in die Überwachung der Oberflächengewässer integrieren ?

- kurzfristiges Ja langfristiges Ja Nein

Bemerkung(en) :

.....

Haben Sie mehr Interesse in Weihern, die in einer gewissen Vegetationsetage liegen ?

- Ja Nein

Wenn ja, in welchen folgenden Vegetationsetagen ? (vielfältige Antworten möglich)

- Kollin Montan
 Subalpin Alpin

Bemerkung(en):

.....

An welchen Weihergrössen haben Sie mehr Interesse ? (vielfältige Antworten möglich)

- Kleinen (< 100 m²) Mitteln (100 m²-2 Hektaren) Grossen (>2 Hektaren)

Bemerkung(en):

.....

Welche biologische Gruppe werden Sie besser benützen falls Sie die Monitoring der kleinen stehenden Gewässer überwachen ? (vielfältige Antworten möglich)

- Makrophyten Köcherfliegen (Trichoptera) Amphibien
 Diatomeen Käfer (Coleoptera) Fische
 Eintagsfliegen (Ephemeroptera) Libellen (Odonata)
 Vögel Steinfliegen (Plecoptera) Weichtiere (Mollusken)

Andere:

.....

Kennen Sie oder überwachen Sie Weiher die Sie gern in unsere Methode integrieren möchten ?

- Ja Nein Zu definieren

Interessenstandorte:

.....

Am Welchen Typen von Weihern werden Sie besser interessiert, denen wir in unserer Methode einbau hineinbringen ? (vielfältige Antworten möglich)

- Bestehende Weiher Revitalisierte Weiher Neu gegraben Weiher

Bemerkung(en):

.....
Welche Wasserqualität in Richtung Zuweisung oder Benutzung sehen Sie für die Weiher vor ?
(vielfältige Antworten möglich)

- Landschaft Schifffahrt Kuhtränke Freizeit
 Biodiversität Fischerei Trinkwasser Bewässerung, Feuer
 Forschung Schwimmen Ausbildung

Anderes:

.....
Wäre es möglich, dass wir uns in Verbindungen setzen, um zum Beispiel ein oder mehrere Weiher in
unseren Methodeinbau zu integrieren auf denen Sie Interesse haben?

- Ja Nein

Wenn ja, können Sie bitte die Adresse der Kontaktperson hier eingeben :

.....
Bemerkung(en):
.....

Annexe 5. Résultats de l'enquête menée en 2003 auprès de 32 offices cantonaux de protection de la nature et de l'environnement et/ou des eaux.

Questions		LES 2 SECTEURS ENVIRONNEMENT NATURE		
quest_1_a	oui	7.14%	0.00%	15.38%
quest_1_b	non	53.57%	38.89%	71.43%
quest_1_c	partiel	39.29%	61.11%	7.14%
non répondu		3.44%	0.00%	7.14%
quest_1_d	oui_c_t	8.70%	6.25%	10.00%
quest_1_e	oui_l_t	21.74%	31.25%	10.00%
quest_1_f	non	69.57%	62.50%	80.00%
non répondu		20.68%	11.11%	28.57%
quest_2_a	oui	39.29%	33.33%	46.15%
quest_2_b	non	60.71%	66.67%	53.85%
non répondu		3.44%	0.00%	7.14%
quest_2_c	col	32.14%	27.78%	38.46%
quest_2_d	mont	10.71%	5.56%	23.08%
quest_2_e	sub	14.29%	11.11%	15.38%
quest_2_f	alpin	7.14%	5.56%	7.69%
quest_3_a	p	33.33%	18.75%	50.00%
quest_3_b	m	77.78%	68.75%	91.67%
quest_3_c	g	59.26%	75.00%	41.67%
non répondu		7%	11.11%	14.28%
quest_4_a	mac	47.83%	41.67%	50.00%
quest_4_e	amphi	52.17%	16.67%	91.67%
quest_4_i	tricho	39.13%	50.00%	25.00%
quest_4_b	diato	39.13%	75.00%	0.00%
quest_4_f	coleo	21.74%	41.67%	0.00%
quest_4_j	poissons	30.43%	33.33%	33.33%
quest_4_c	ephe	21.74%	41.67%	0.00%
quest_4_g	odo	52.17%	33.33%	66.67%
quest_4_k	oiseaux	13.04%	8.33%	25.00%
quest_4_d	pleco	21.74%	41.67%	0.00%
quest_4_h	moll	26.09%	50.00%	0.00%
quest_4_l	autres	0.00%	0.00%	0.00%
non répondu		20.68%	33.33%	14.28%
quest_5_a	oui	35.71%	41.18%	30.77%
quest_5_b	non	35.71%	35.29%	38.46%
quest_5_c	a_definir	32.14%	23.53%	38.46%
non répondu		3.44%	5.55%	7.14%
quest_6_a	exist	86.96%	92.86%	80.00%
quest_6_b	revalo	39.13%	28.57%	50.00%
quest_6_c	nouv	34.78%	21.43%	50.00%
non répondu		20.68%	22.22%	28.57%
quest_7_a	paysage	63.64%	91.67%	36.36%
quest_7_d	nav	0.00%	0.00%	0.00%
quest_7_g	abreuv	4.55%	8.33%	0.00%
quest_7_j	loisirs	27.27%	50.00%	0.00%
quest_7_b	biodiv	95.45%	91.67%	100.00%
quest_7_e	peche	31.82%	50.00%	18.18%
quest_7_h	eau_potable	4.55%	8.33%	0.00%
quest_7_k	irrigation	0.00%	0.00%	0.00%
quest_7_c	recherche	4.55%	8.33%	0.00%
quest_7_f	baignade	13.64%	25.00%	0.00%
quest_7_i	educ	4.55%	8.33%	0.00%
quest_7_l	autres	0.00%	0.00%	0.00%
non répondu		24.13%	33.33%	21.40%
quest_8_a	oui	75.00%	82.35%	69.23%
quest_8_b	non	25.00%	17.65%	30.77%
non répondu		3.44%	5.55%	7.14%

An overview of methods potentially suitable for pond biodiversity assessment

Nicola INDERMUEHLE¹, Beat OERTLI¹, Nathalie MENETREY² and Lionel SAGER²

Manuscript received November 3, 2004, accepted December 20, 2004

Abstract

This study provides a general overview of existing methods potentially suitable for assessing pond biodiversity. A bibliographic review allowed to evaluate the number of papers and consequently the interest of scientific investigation allocated (i) to different freshwater assessment objectives such as biodiversity, water quality or hydrological functions, and (ii) to biodiversity assessment for each of four waterbody types (ponds, wetlands, rivers & streams, lakes). The review was conducted using ISI Web of Science and browsing grey literature (reports from environment agencies and research institutes). Both methods designed for fundamental research and site management were taken into account.

The results emphasize that biological assessment methods for routine monitoring have been developed mostly for streams and rivers during the last two decades, and that lentic freshwater habitats have been rather neglected. Ponds, in particular, have been widely ignored despite of their significant contribution to regional biodiversity. Freshwater assessment methods mainly focus on water quality and hydrological aspects, while biodiversity is underrepresented.

Keywords: small waterbodies, wetlands, species richness, monitoring, management

Résumé

Revue de méthodes potentiellement utilisables pour l'évaluation de la biodiversité des étangs

L'objectif de cet article est de présenter une vue d'ensemble des méthodes potentiellement utilisables pour l'évaluation de la biodiversité des étangs. Une recherche bibliographique a été réalisée afin d'estimer le nombre de publications et, par conséquent, l'intérêt porté (i) aux objectifs poursuivis par les différentes méthodes d'évaluation, tels que la qualité de l'eau, les fonctions hydrologiques et la biodiversité, et (ii) à l'évaluation de la biodiversité de quatre types de milieux aquatiques (étangs, zones humides, eaux courantes, lacs). Des rapports d'études provenant d'agences environnementales et d'instituts de recherche (littérature grise) ont également été pris en considération. Nous nous sommes intéressés autant aux méthodes destinées à la recherche fondamentale qu'à celles destinées aux gestionnaires des sites.

Les résultats montrent, que des méthodes consacrées à l'évaluation routinière de la qualité biologique ont été principalement développées pour les eaux courantes, et que les eaux stagnantes n'ont pas bénéficié d'autant d'intérêt. Plus particulièrement les mares et étangs ont été largement ignorés en dépit de leur contribution significative à la biodiversité régionale. Les méthodes d'évaluation s'intéressent principalement à la qualité de l'eau et aux aspects hydrologiques; à l'inverse elles se préoccupent moins de la biodiversité.

Mots-clés: petits plans d'eau, mares, zones humides, richesse spécifique, monitoring, gestion

Introduction

Until recent years, freshwater ecosystem assessment has focused primarily on pollution control (Resh and Jackson 1993; Verdonschot 2000). The EC Water Framework Directive (WFD; European Commission 2000) and its concept of *good ecological status* calls now for a shift from a classical bio-

geochemical approach to an ecological approach and requires advanced assessment techniques (Wasson et al. 2003). In addition, independently of the WFD, and according to the goals of the U. N. Convention on Biological Diversity (1992), the EC Environmental Action Programme (European Commission 2002) aims to stop the loss of biodiversity by 2010. Given this framework, and in order to prioritize areas for

¹ University of Applied Sciences of Western Switzerland, EIL, HES de Lullier-Geneva, Dpt. of Nature Management, 150 route de Presinge, CH – 1254 Jussy, Switzerland, E-mail: nicola.indermuehle@etat.ge.ch

² University of Geneva, Laboratoire d'Ecologie et de Biologie Aquatique, CH-1206 Geneva, Switzerland

conservation, biologists and managers need accurate information on species diversity. It has been shown (Oertli et al. 2000; Williams et al. 2003) that ponds, compared to rivers and streams, contribute most to regional biodiversity. Yet methods to evaluate pond biodiversity are rare. As a matter of fact, the attention during the last decades has mainly been focused on rivers and streams, illustrated for example by a considerable number of biological assessment methods (e.g. AFNOR 1992; Wright 1995; Boon et al. 1997; Wright et al. 1998; Karr and Chu 2000; Oberdorff et al. 2002; AFNOR 2003; Hering et al. 2003). Regarding these facts, it seems that ponds have been rather ignored, even in the recent WFD they are not explicitly mentioned. The aim of this paper is therefore to provide a general overview of freshwater biodiversity assessment methods potentially suitable to ponds in order to summarize useful information for the development of future pond assessment programs.

Methods of the bibliographic study

To begin with, a quantitative search using Science Citation Index Expanded (ISI Web of Science, Institute for Scientific Information) was carried out in March 2004 to evaluate the number of papers on the subject of biodiversity assessment of four different waterbody types: *ponds, wetlands, rivers & streams and lakes*.

Secondly, to gather potentially suitable methods for pond biodiversity assessment, an extensive literature survey was conducted on SCI Expanded searching with the following keywords individually and in combinations: *pond, wetland, river, stream, lake, bio-*

diversity, assessment, evaluation, health and method. Additional papers were obtained by examining cited references and from browsing the web for relevant reports by environment agencies and research institutes (*grey literature*). Only documents relating to freshwater ecosystems (with particular emphasis on ponds and wetlands) were retained. For this overview, methods for fundamental research have been equally considered as those designed for site management.

Objectives of freshwater ecosystem assessment

An assessment is an integrated statement about a current situation and the factors that contribute to that situation (Innis et al. 2000). It can be focused on different objectives, such as water quality, ecosystem function, biodiversity or integrity. Our literature survey reflects the effort allocated to different assessment goals for several types of aquatic habitat (Fig. 1): only 12% of the papers focus on biodiversity, whereas 17% deal with functional aspects (e.g. sediment and nutrient retention, flood storage, water purification) and 71% with water quality.

Among the reviewed studies, the terms used to define the assessment objectives are diverse and sometimes confusing (ecosystem health, bioassessment, biological status, ecological status, biological integrity etc). Bioassessment, for example, does not necessarily equate with biodiversity assessment, but refers to a method using bioindicators. It is therefore important to clearly define the type of information a method provides. To facilitate the comprehension it might be convenient to use the terminology defined

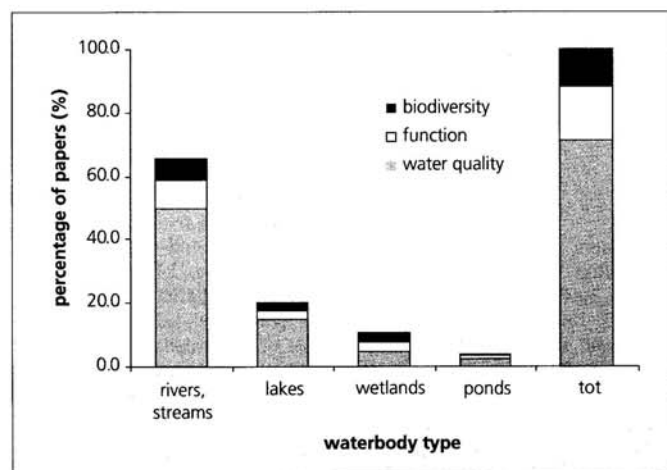


Fig. 1: Number of papers accorded to different assessment objectives (water quality, function, biodiversity) for four waterbody types ($n = 1277$). Browsed database: SCI Expanded (ISI Web of Science, March 2004).

in the WFD: "Ecological status" is an expression of the quality of the structure and functioning of aquatic ecosystems associated with surface waters, classified in accordance with Annex V of the Water Framework Directive (European Commission 2000).

Regarding the different waterbody types being assessed, it can easily be seen (Fig. 1) that running waters receive the most attention and that ponds, at the opposite, are poorly documented.

Measurement of biodiversity

According to the Convention on Biological Diversity (1992), biological diversity means "the variability among living organisms from all sources including, inter alia, terrestrial, marine and other aquatic ecosystems and the ecological complexes of which they are part; this includes diversity within species, between species and of ecosystems". For the present overview, biodiversity is expressed in terms of species richness, which has become the common currency of much of the study of biodiversity assessment (Gaston and Spicer 2004). Two types of species richness metrics can be distinguished among the reviewed methods that focused on pond biodiversity: (i) the observed species richness (measured value), and (ii) the "real" species richness (estimated from the measured value). The observed species richness is the number of species observed during field investigations. As far as sampling is concerned, some authors highlight the fact that species richness recorded is vulnerable to variation in sampling effort (Lande et al. 2000; Magurran 2003) and to effects of abundance (Gotelli and Colwell 2001). To overcome these problems, i.e. to compensate for sampling bias, the use of "real" richness is recommended. To estimate "real" species richness from observed species richness, three main approaches are commonly used (see Magurran 2003): (i) extrapolations of species accumulation curves, (ii) fitting of species-abundance distributions and (iii) the use of non-parametric estimators. Non-parametric estimators, such as Chao (Chao 1984) and Jackknife (Burnham and Overton 1979), represent undoubtedly one of the most powerful tools (Colwell 1997; Foggo et al. 2003), as they are not based on a species abundance model that has been previously fitted to the data (Magurran 2003). To compute species accumulation curves or richness estimators, software packages can be used (e.g. EstimateS: Colwell 1997; Ws2m.exe: Turner et al. 2000).

To assess the collected data, different methods are used in the reviewed papers. Once the species richness has been measured, it can be assessed by a comparison either with the richness of a set of other sites, or with the richness for an unimpaired reference site.

The richness of this reference site can be calculated by means of predictive models based on the relation between species richness and environmental variables. This approach is also suggested in the WFD (European Commission 2000), as an alternative of hindcasting methods. For building those predictive models, the influence of environmental variables on species richness has to be evaluated. This can be achieved by a classical regression analysis (Gee et al. 1997; Biggs et al. 2000). A non-parametric alternative to this technique is provided by Generalized Linear Models (McCullagh and Nelder 1997) or Generalized Additive Models (Hastie and Tibshirani 1990), which are used in the PLOCH method (Oertli et al. 2005). The strength of the GAM models is their flexibility: the relationship between two variables can take any curved form and does not depend on the implicit shape of a standard parametric regression. Finally, a promising nonlinear approach, not yet applied to still waters, is the use of artificial neural networks (Lek and Guegan 1999; Giraudel and Lek 2001; Céréghino et al. 2003). All these analyses enable the baseline prediction of the species richness of a site that is to be assessed and the comparison of predicted values with observed ones.

Methods suitable to ponds

A list of methods used in still waters and potentially suitable for assessing pond biodiversity is given in Table 1. The reviewed papers measure diversity at one (or more) of three different spatial scales: (i) regional diversity, i.e. the overall diversity within a large region (landscape or biogeographic province), (ii) local diversity, i.e. the diversity in one ecosystem (e.g. pond or wetland), and (iii) point diversity (sample diversity), i.e. the diversity in a sample. It appears that all the methods in Table 1 measure local diversity, 22 % assess also point diversity, but only one method addresses regional diversity.

Concerning the selection of taxonomic groups, only a third of the methods use more than two groups (Table 1). Most of the methods use invertebrates because of their qualities as indicators, such as being representative of the assessed habitat, and having well understood taxonomy, life history and ecology (see New 1995). Nevertheless, besides their quality as bioindicators, the use of invertebrates as surrogate for the diversity of other taxonomic groups is questionable. Indeed, the relationship between the richness of invertebrates and the richness of the whole biotic community is not clearly established (Gee et al. 1997; Heino et al. 2003).

The choice of the taxonomic level is a trade-off between an increased information content and the cost of obtaining it. Even though family or genus level data could be effective for assessing overall quality

Table 1: Selected stillwater assessment methods potentially suitable to ponds. Only methods including measurement of biodiversity have been retained

Author (method)	Target habitat	Country	Objectives	Studied taxa	Taxonomic level	Sampler type	Nb of sites	Scale of diversity
Macan 1977	ponds	UK	Species monitoring	Macroinvertebrates	species	Pond net, 1mm mesh, artificial substrate	1	point, local
Foster et al., 1990	Arable fenland	UK (Wash)	Conservation value	Crustacea	species			
Jeffries et al., 1991	Forestry ponds	UK (Scotland)	Conservation value	Amphibia	species			
				Coleoptera	species	Pond net, 1mm mesh	157	local
				Macroinvertebrates	species*	Pond net	42	local
				Amphibia	species			
				Macrophytes	species			
Gee et al., 1997	Ponds	UK (Wales)	Biodiversity	Macroinvertebrates	species*	Pond net, 300 µm mesh	51	local
				Macrophytes	species			
Williams et al., 1998 (PSYM)	Ponds, canals	UK (England & Wales)	Ecological integrity	Macroinvertebrates	family	Pond net	142	local
U. S. EPA 1998, 2002 (IBI)	Wetlands, running waters	USA	Water quality Ecosystem health	Macroinvertebrates	genus	Pond net	-	
				Amphibia	species			
				Fish	species			
				Birds	species			
				Algae	species			
				Macrophytes	species			
Painter 1999	Ditches	UK (Wicken Fen)	Biodiversity	Coleoptera	species	Pond net, 0.5 mm mesh	19	local
				Mollusca	species	Pond net, 0.5 mm mesh		
				Odonata	species	Pond net, 0.5 mm mesh		
Biggs et al., 2000 (PSYM)	Ponds, small lakes	UK (England & Wales)	Ecological quality	Macroinvertebrates	family	Pond net	313	local
BIOMAN 2000	Shallow lakes	B, DK, NL, E	Biodiversity	Macrophytes	species	Core sampler	96	point, local
				Bacterioplankton	species	Core sampler		
				Protists	species	64 µm mesh		
				Zooplankton	species*	Pond net, 500 µm mesh		
				Macroinvertebrates	species	Gill nets, fyke nets		
				Fish	species			
				Macrophytes	species			
Jeppesen et al., 2000	Shallow lakes	DK	Biodiversity	Zooplankton	species	80 µm mesh net	71	local
				Phytoplankton	species			
				Fish	species	Gill nets		
				Macrophytes	species			
Linton and Goulder 2000	Ponds	UK (East Yorkshire)	Conservation value	Macrophytes	species		57	local
Oertli et al., 2000, 2005 (PLOCH)	Ponds, small lakes	CH	Biodiversity	Odonata (adults)	species	Pond net, 0.5 mm mesh	80	point, local
				Gastropoda	species	Pond net, 0.5 mm mesh		
				Coleoptera	species			
				Amphibia	species			
				Macrophytes	species			
Hawkins et al., 2001	Wetlands, mountain lakes	USA (Utah)	Biological integrity	Macroinvertebrates	genus	Hess-type sampler, 0.5 mm mesh	47	local

Author	Wetlands	USA (Minnesota)	Wetland health	Macroinvertebrates	genus	Ekman dredge	local
Gernes and Helgen 2002	Wetlands	USA (Minnesota)	Wetland health	Macroinvertebrates	genus	Pond net, 600 µm mesh, activity traps	44 local
Merritt et al. 2002	River oxbows	USA (Florida)	Bioassessment	Macroinvertebrates	subfamily / tribe	Pond net, 0.5 mm mesh	10 local
Vinson et al. 2002	Wetlands	USA (Utah)	Bioassessment	Macroinvertebrates	genus	Kicknet, 0.5 mm mesh	38 local
Wilcox et al. 2002	Wetlands	USA (Great Lakes)	Biological integrity	Macroinvertebrates	genus	Funnel traps, blacklight traps	18 local
			Water quality	Fish	species	Fyke nets	
			Biological integrity	Macroinvertebrates	species		
Briers and Biggs 2003	Ponds	UK (Oxfordshire)	Biodiversity	Macroinvertebrates	species	Pond net	130 local
Cottene and De Meester 2003	Shallow ponds	B (De Maten)	Biodiversity	Cladocera	species	64 µm mesh net	35 local
Foggo et al. 2003	Ponds	UK (SW England)	Biodiversity	Macroinvertebrates (except Diptera)	species	Pond net, 1 mm mesh	3 point, local
Moss et al. 2003	Shallow lakes	EU	Ecological status	Macroinvertebrates	species	Stem tube, soft bottom core66	local
				Fish	species	Nylon nets, fyke nets	
				Plankton	species	50 µm mesh net	
Williams et al. 2003	Rivers, streams, ditches, ponds	UK (Oxfordshire)	Biodiversity	Macroinvertebrates	species**	Pond net, 1mm mesh	80 point, local, regional
Angelilbert et al. 2004	Ponds	F (Causse du Quercy)	Biodiversity	Macroinvertebrates	species	Pond net, 250 µm mesh	3 point, local
				Zooplankton	species	10 µm mesh net	
				Macroinvertebrates	species		
Box and Quintana 2004 (QAEIS)	Ponds	E	Water quality	Microcrustacea	genus***	Pond net, 250 µm mesh	
Chovanec et al. 2004	Floodplain areas	A (Danube floodplain)	Ecological status	Insecta	genus		408 local
Hoffmann et al. 2004	Mountain ponds and lakes	USA	Monitoring	Odonata	species	Pond net	
				Macroinvertebrates	species	Various nets	
				Fish	species		
				Amphibia	species		
				Plankton	species	Plankton net, 64 µm mesh	
				Macroinvertebrates	species		
Grillas et al. 2004	Temporary ponds	F	Conservation	Macrocrustacea	species	100 - 200 µm nets	
				Macroinvertebrates	species		
				Amphibia	species		
				Macroinvertebrates	species		
Karaus 2004	Paraffluential ponds	CH, I	Biodiversity	EPT taxa	species	Kicknet, 0.25 mm mesh	119 point, local
Nicolet 2004	Temporary ponds	UK (England & Wales)	Biodiversity	Macroinvertebrates	species	Pond net, 1mm mesh	71 local
				Macroinvertebrates	species		

#genus for Chironomidae, small Arthropoda, juvenile Hemiptera & juvenile Coleoptera

##except Rotifera: mainly genus

* family for Diptera

*** genus for Diptera and Oligochaeta

**** species for Daphnia and Moina

(e.g. Balmford et al. 1996), species level datasets are more relevant and are used in most of the methods dealing with biodiversity.

Besides species richness, some methods also assess the *conservation value*, an important criterion for taking into account the degree of threat faced by the species (Eyre and Rushton 1989; Foster et al. 1989; Painter 1999; Linton and Goulder 2000; Oertli et al. 2002; Nicolet et al. 2004).

Regarding the range of existing sampling methods and sampler types, various techniques are used, including net sampling, core sampling or use of artificial substrate (Table 1). Mesh size for macroinvertebrate sampling, for example, varies from 0.25 to 1.5 mm; as differences in mesh size generate different retention probabilities of the invertebrates (see Bachelet 1990, Schlacher and Woodrige 1996, Morin et al. 2004), standardization of the mesh size would be useful. The diversity of sampling methods indicates the importance of using standardized protocols and acknowledging the sampling biases (e.g. Muzzaffar and Colbo 2001). Some recent methods include standardized sampling (pond net sweeping for a given time): Williams et al. (1998), Biggs et al. (2000), Nicolet et al. (2004) and Oertli et al. (2005).

Methods used in wetlands

In addition to the methods potentially suitable to ponds (listed in Table 1), there are a certain number of assessment procedures available for wetlands, which have been developed for purposes such as hydrogeomorphic (Brinson et al. 1995) or biological assessment (U.S. EPA. 2002). Some of these procedures could also be suitable to ponds, as large wetlands often include one or more small lentic waterbodies. Many of these methods, mostly rapid assessments, rely on the use of metrics and provide a single score as an overall estimation of the ecological status of a site (e.g. Resh and Jackson 1993; Barbour et al. 1999; Miller and Gunsalus 1999; Mack 2001; Collins et al. 2003; Stapanian et al. 2004). Instead of standardized sampling they are often based on expert field investigations. Nevertheless, if rapid assessment methods are useful and attractive economic tools to

assess anthropogenic impacts on aquatic ecosystems, they are not in all cases a substitute for biodiversity studies. Consequently, there is growing interest, illustrated for example by Alonso et al. (2002), in improving the accuracy of the rapid methods and adapting them for biodiversity assessment.

Conclusions

Ecological assessment methods for ponds are rare compared to methods designed for running waters. Even though a certain number of procedures are now available for measuring pond biodiversity, there is a need to strengthen the development of pond-specific methods for fundamental research on one hand, and for site managers on the other hand (rapid assessments). Concerning the estimation of species richness, the use of non-parametric techniques might be a powerful tool in reducing sampling bias.

Often a restricted number of taxonomic groups is used as a surrogate for diversity of the whole biotic community. Nevertheless, further studies need to be carried out in this field of species richness indicator taxa and flagship species to validate this approach (see for example Andelman and Fagan 2000). Taxa richness is often the unique metric used for the assessment of biodiversity; however, future methods should also take into account the species's degree of rarity (conservation value). Regarding the scale of measured biodiversity, most methods specifically address local or point biodiversity; it should now be evaluated how these methods could be designed to assess also regional biodiversity. Finally, according to Magurran's textbook on measuring biodiversity (2003), standardization should be recognized as a main element of any assessment method.

Acknowledgements

We would like to thank Anita Weatherby and Jane O'Rourke for linguistic corrections on a previous draft of the manuscript and two anonymous referees for helpful comments.

References

- AFNOR 1992. Détermination de l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN). NF T90-350 AFNOR, Paris.
- AFNOR 2003. Détermination de l'Indice Biologique Macrophytique en rivière (IBMR) NFT 90 395 La Plaine St Denis.
- ALONSO LE, ANDERSON C, CASNER K, RYLANDS A. 2002. Guidelines for the rapid assessment of biodiversity in inland water ecosystems. Report UNEP/CBD/EM-RAIW/1/2.
- ANDELMAN SJ, FAGAN W. 2000. Umbrellas and flagships: Efficient conservation surrogates or expensive mistakes? Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 97:5954-5959.
- ANGÉLIBERT S, MARTY P, CÉRÉGHINO R, GIANI N. 2004. Seasonal variations in the physical and chemical characteristics of ponds: implications for biodiversity conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14:439-456.
- BACHELET G. 1990. The choice of a sieving mesh size in the quantitative assessment of marine macrobenthos: a necessary compromise between aims and constraints. *Marine Environmental Research* 30:21-35.
- BALMFORD A, JAYASURIYA AHM, GREEN MJB. 1996. Using higher-taxon richness as a surrogate for species richness: II. Local applications. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B* 263:1571-1575.
- BARBOUR MT, GERRITSEN J, SNYDER BD, STRIBLING JB. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish, 2nd ed. Report EPA 841-B-99-002.
- BIGGS J, WILLIAMS PJ, WHITFIELD M, FOX G, NICOLET P, HOWARD S. 2000. A new biological method for assessing the ecological quality of lentic waterbodies. In: Wicherek S (ed.). *L'eau, de la cellule au paysage*. Elsevier: Paris, pp 235-250.
- BIOMAN 2000. Biodiversity and human impacts in shallow lakes. EC Project EVK2-CT-1999-00046 <http://www.kuleuven.ac.be/bio/eco/bioman/>. (17/12/2004).
- BOIX D, QUINTANA X. 2004. QUAELS: Index de Qualitat de l'aigua d'ecosistemes lenitics soms. unpublished manuscript.
- BOON PJ, HOLMES N, MAITLAND P, ROWELL T, DAVIES J. 1997. A system for evaluating rivers for conservation (SERCON): development, structure and function. In: Boon PJ, Howell DL (eds). *Freshwater Quality: defining the indefinable*. SNH: Edinburgh, pp 299-326.
- BRIERS RA, BIGGS J. 2003. Indicator taxa for the conservation of pond invertebrate diversity. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 323-330.
- BRINSON MM, HAUER FR, LEE LC, NUTTER WB, RHEINHARDT RD, SMITH RD, WHIGHAM DF. 1995. Guidebook for application of hydrogeomorphic assessments to riverine wetlands. Technical Report WRP-DE-11 US Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station: Vicksburg, Mississippi.
- BURNHAM KP, OVERTON WS. 1979. Robust estimation of population size when capture probabilities vary among animals. *Ecology* 60: 927-936.
- CÉRÉGHINO R, PARK YS, COMPIN A, LEX S. 2003. Predicting the species richness of aquatic insects in streams using a limited number of environmental variables. *Journal of the North American Benthological Society* 22: 442-456.
- CHAO A. 1984. Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics* 11: 265-270.
- CHOVANEC A, WARINGER J, RAAB R, LAISTER G. 2004. Lateral connectivity of a fragmented large river system: assessment on a macroscale by dragonfly surveys. *Insecta : Odonata.. Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 14: 163-178.
- COLLINS JN, STEIN E, SUTULA M. 2004. California Rapid Assessment Method for Wetlands v. 2.0 - User's Manual and Scoring Forms. Report, California.
- COLWELL RK. 1997. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species for samples. Version 5. User's Guide and application published at: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- COTTENIE K, DE MEESTER L. 2003. Connectivity and cladoceran species richness in a metacommunity of shallow lakes. *Freshwater Biology* 48: 823-832.
- EUROPEAN COMMISSION 2000. Directive No 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council. Official Journal of the European Community L 327.
- EUROPEAN COMMISSION 2002. Decision No 1600/2002/EC of the European Parliament and of the Council. Official Journal of the European Community L 242.
- EYRE MD, RUSHTON SP. 1989. Quantification of conservation criteria using invertebrates. *The Journal of Applied Ecology* 26:159-172.
- FOGGO A, RUNDLE SD, BILTON DT. 2003. The net result: evaluating species richness extrapolation techniques for littoral pond invertebrates. *Freshwater Biology* 48: 1756-1764.
- FOSTER GN, FOSTER AP, EYRE MD, BILTON DT. 1989. Classification of water beetle assemblages in arable fenland and ranking of sites in relation to conservation value. *Freshwater Biology* 22: 343-354.
- GASTON KJ, SPICER JI. 2004. *Biodiversity: an Introduction*. Blackwell Publishing.
- GEE JHR, SMITH BD, LEE KM, GRIFFITHS SW. 1997. The ecological basis of freshwater pond management for biodiversity. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 7: 91-104.
- GERNES MC, HELGEN JC. 2002. Index of biological integrity (IBI) for large depressional wetlands in Minnesota. Report USEPA, CD-995525-01.
- GIRAUDEL JL, LEX S. 2001. A comparison of self-organizing map algorithm and some conventional statistical methods for ecological community ordination. *Ecological Modelling* 146: 329-339.
- GOTELLI NJ, COLWELL RK. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4: 379-391.

- GRILLAS P, GAUTHIER P, YAVEROVSKI N, PERENNOU C. 2004. Les mares temporaires méditerranéennes, Volume 1, enjeux de conservation, fonctionnement et gestion. Tour du Valat, France.
- HASTIE T, TIBSHIRANI R. 1990. *Generalized Additive Models*. Chapman and Hall, London.
- HAWKINS CP, CARLISLE DM. 2001. Use of predictive models for assessing the biological integrity of wetlands and other aquatic habitats. In: Rader RB, Batzer DP, Wissinger SA (eds). *Bioassessment and management of North-American freshwater wetlands*. Wiley & Sons, pp 59 - 83.
- HEINO J, MUOTKA T, PAAVOLA R, PAASIVIRTA L. 2003. Among-taxon congruence in biodiversity patterns: can stream insect diversity be predicted using single taxonomic groups? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 1039-1049.
- HERING D, BUFFAGNI A, MOOG O, SANDIN L, SOMMERHAUSER M, STUBAUER I, FELD C, JOHNSON R, PINTO P, SKOULIKIDIS N, VERDONSCHOT P, ZAHRADKOVA S. 2003. The development of a system to assess the ecological quality of streams based on macroinvertebrates - Design of the sampling programme within the AQEM project. *International Review of Hydrobiology* 88: 345-361.
- HOFFMANN RL, TORREY TJ, LARSON GL, ADAMS MJ, WENTE W, GALVAN S. 2004. Sampling protocols for monitoring abiotic and biotic characteristics of mountain pond and lakes. Report North Coast and Cascade Network National Park Service, Oregon.
- INNIS SA, NAIMAN RJ, ELLIOTT SR. 2000. Indicators and assessment methods for measuring the ecological integrity of semi-aquatic terrestrial environments. *Hydrobiologia* 422: 111-131.
- JEFFRIES M. 1991. The Ecology and Conservation Value of Forestry Ponds in Scotland, United-Kingdom. *Biological Conservation* 58: 191-211.
- JEPPESEN E, PEDER JENSEN J, SØNDERGAARD M, LAURIDSEN T, LANDKILDEHUS F. 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology* 45: 201-218.
- KARAU S, U. 2004. The ecology of lateral aquatic habitats along river corridors. PhD thesis N° 15841. Swiss Federal Institute of Technology Zurich.
- KARR JR, CHU EW. 2000. Sustaining living rivers. *Hydrobiologia* 422: 1-14.
- LANDE R, DEVRIES PJ, WALLA TR. 2000. When species accumulation curves intersect: implications for ranking diversity using small samples. *Oikos* 89: 601-605.
- LEK S, GUEGAN JF. 1999. Artificial neural networks as a tool in ecological modelling, an introduction. *Ecological Modelling* 120: 65-73.
- LINTON S, GOULDER R. 2000. Botanical conservation value related to origin and management of ponds. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 10: 77-91.
- MACK JJ. 2001. Ohio rapid assessment method for wetlands, manual for using version 5.0. Report, Ohio EPA, Columbus, Ohio.
- MAGURRAN AE. 2003. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing.
- MCCULLAGH P, NELDER JA. 1997. *Generalized Additive Models*. Monographs on Statistics and Applied Probability. Chapman & Hall, London.
- MERRITT RW, CUMMINS KW, BERG MB, NOVAK JA, HIGGINS MJ, WESSELL KJ, LESSARD JL. 2002. Development and application of a macroinvertebrate functional-group approach in the bioassessment of remnant river oxbows in southwest Florida. *Journal of the North American Benthological Society* 21: 290-310.
- MILLER RE, GUNSALES BE. 1999. Wetland rapid assessment procedure (WRAP). Report, South Florida Water Management District.
- MORIN A, STEPHENSON J, STRIKE J, SOLIMINI, AG. 2004. Sieve retention probabilities of stream benthic invertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 23(2):383-391.
- MOSS D, WRIGHT JF, FURSE MT, CLARKE RT. 1999. A comparison of alternative techniques for prediction of the fauna of running-water sites in Great Britain. *Freshwater Biology* 41: 167-181.
- MUZAFFAR SB, COLBO MH. 2002. The effects of sampling technique on the ecological characterization of shallow, benthic macroinvertebrate communities in two Newfoundland ponds. *Hydrobiologia* 477: 31-39.
- NEW TR. 1995. *Introduction to invertebrate conservation biology*. Oxford University Press, New York.
- NICOLET P, BIGGS J, FOX G, HODSON MJ, REYNOLDS C, WHITFIELD M, WILLIAMS P. 2004. The wetland plant and macroinvertebrate assemblages of temporary ponds in England and Wales. *Biological Conservation* 120: 261-278.
- OBERDORFF T, PONT D, HUGUENY B, PORCHER JP. 2002. Development and validation of a fish-based index for the assessment of 'river health' in France. *Freshwater Biology* 47: 1720-1734.
- OERTLI B, AUDESSET JOYE D, CASTELLA E, JUGE R, CAMBIN D, LACHAVANNE JB. 2002. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation* 104: 59-70.
- OERTLI B, AUDESSET JOYE D, CASTELLA E, JUGE R, LACHAVANNE JB. 2000. Diversité biologique et typologie écologique des étangs et petits lacs de Suisse. Report OFEFP, LEBA, Université de Genève, Genève.
- OERTLI B, AUDESSET JOYE D, CASTELLA E, JUGE R, LEHMANN A, LACHAVANNE JB. 2005. PLOCH: a standardised method for sampling and assessing the biodiversity in ponds. *Aquatic Conservation* 15: 665-679.
- PAINTER D. 1999. Macroinvertebrate distributions and the conservation value of aquatic Coleoptera, Mollusca and Odonata in the ditches of traditionally managed and grazing fen at Wicken Fen, UK. *Journal of Applied Ecology* 36: 33-48.
- RESH VH, JACKSON JK. 1993. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg DM, Resh VH (eds.) *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*, Chapman & Hall, London, pp 195-223.
- SCHLACHER TA, WOOLDRIDGE TH. 1996. How sieve mesh size affects sample estimates of estuarine benthic macrofauna. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 201:159-171.

- SAHLEN G, EKESTUBBE K. 2001. Identification of dragonflies (Odonata) as indicators of general species richness in boreal forest lakes. *Biodiversity and Conservation* 10: 673-690.
- STAPANIAN MA, WAITE TA, KRZYS G, MACK JJ, MICACCHION M. 2004. Rapid assessment indicator of wetland integrity as an unintended predictor of avian diversity. *Hydrobiologia* 520: 119-126.
- TURNER W, LEITNER WA, ROSENZWEIG ML. 2000. Ws2m.exe. Software for the measurement and analysis of species diversity. URL: <http://turner.biosci.arizona.edu/ws2m>.
- U. S. EPA 1998. Wetland Bioassessment Fact Sheets. EPA843-F-98-001. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Wetlands, Oceans, and Watersheds, Wetlands Division, Washington DC.
- U. S. EPA 2002. Methods for Evaluating Wetland Condition: Developing Metrics and Indexes of Biological Integrity. EPA-822-R-02-016. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington DC.
- VERDONSCHOT PFM. 2000. Integrated ecological assessment methods as a basis for sustainable catchment management. *Hydrobiologia* 422/423: 389-412.
- VINSON M. 2002. A preliminary assessment of wetland invertebrate assemblages in northern Utah. Report, Utah State University.
- WASSON JG, TUSSEAU-VUILLEMIN MH, ANDRÉASSIAN V, PERRIN C, FAURE JB, BARRETAU O, BOUSSQUET M, CHASTAN B. 2003. What kind of water models are needed for the implementation of the European Water Framework Directive? Examples from France. *International Journal of River Basin Management* 1: 125-135.
- WILCOX DA, MEEKER JE, HUDSON PL, ARMITAGE BJ, BLACK MG, UZARSKI DG. 2002. Hydrologic variability and the application of index of biotic integrity metrics to wetlands: A Great Lakes evaluation. *Wetlands* 22: 588-615.
- WILLIAMS P, BIGGS J, WHITFIELD M, CORFIELD A, FOX G, ADARE K. 1998. Biological techniques of still water quality assessment 2: method development. Environmental Agency R&D Technical Report E56, Environmental Agency, Bristol.
- WILLIAMS P, WHITFIELD M, BIGGS J, BRAY S, FOX G, NICOLET P, SEAR D. 2003. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation* 115: 329-341.
- WOOD PJ, GREENWOOD MT, BARKER SA, GUNN J. 2001. The effects of amenity management for angling on the conservation value of aquatic invertebrate communities in old industrial ponds. *Biological Conservation* 102: 17-29.
- WRIGHT JF. 1995. Development and Use of a System for Predicting the Macroinvertebrate Fauna in Flowing Waters. *Australian Journal of Ecology* 20: 181-197.
- WRIGHT JF, FURSE MT, MOSS D. 1998. River classification using invertebrates: RIVPACS applications. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 8: 617-631.

Annexe 8 Liste des espèces, genres ou familles de Coléoptères (selon le niveau de détermination atteint) présentes dans les 146 étangs de Suisse.

Etage de végétation	Famille	Espèce	code	larve/adulte
Collinéen	Dytiscidae	<i>Acilius sp.</i>	acysp	l
Collinéen	Dytiscidae	<i>Acilius sulcatus</i> (Linnaeus, 1758)	acsul	a/l
Collinéen	Dytiscidae	<i>Agabus bipustulatus</i> (Linnaeus, 1767)	agbip	a/l
Collinéen	Dytiscidae	<i>Agabus chalconotus</i> (Panzer, 1796)	agcha	a
Collinéen	Dytiscidae	<i>Agabus nebulosus</i> (Forst., 1771)	agnab	a
Collinéen	Dytiscidae	<i>Agabus sp.</i>	agasp	l
Collinéen	Dytiscidae	<i>Agabus sturmi</i> (Gyllenhal, 1808)	agstu	a
Collinéen	Hydrophilidae	<i>Anacaena globulus</i> (Paykull, 1798)	anglo	a
Collinéen	Hydrophilidae	<i>Anacaena limbata</i> (Fabricius, 1792)	anlim	a
Collinéen	Hydrophilidae	<i>Anacaena lutescens</i> (Stephens, 1829)	anlut	a
Collinéen	Hydrophilidae	<i>Berosus sp.</i>	bersp	a/l
Collinéen	Chrysomelidae	indéterminé	chind	a
Collinéen	Dytiscidae	<i>Coelambus impressopunctatus</i> (Schall., 1783)	colimp	a
Collinéen	Hydrophilidae	<i>Coelostoma viridulare</i> (Fabricius, 1775)	coorb	a
Collinéen	Dytiscidae	<i>Colymbetes fuscus</i> (Linnaeus, 1758)	cofus	a/l
Collinéen	Dytiscidae	<i>Copelatus haemorrhoidalis</i> (Fabricius, 1787)	cohae	a
Collinéen	Dytiscidae	<i>Cybister lateralmarginalis</i> (Geer, 1774)	cylat	l
Collinéen	Dytiscidae	<i>Cybister sp.</i>	cybsp	a
Collinéen	Helodidae	<i>Cyphon sp.</i>	cyphs	a/l
Collinéen	Chrysomelidae	<i>Donacia sp.</i>	donsp	a
Collinéen	Dryopidae	<i>Dryops sp.</i>	drysp	a/l
Collinéen	Dytiscidae	juvenile	dyjuv	l
Collinéen	Dytiscidae	<i>Dytiscus cf. circumflexus</i> Fabricius, 1801	dyctc	l
Collinéen	Dytiscidae	<i>Dytiscus marginalis</i> Linnaeus, 1758	dytmar	a
Collinéen	Dytiscidae	<i>Dytiscus sp.</i>	dytsp	a/l
Collinéen	Elmidae	<i>Elmis sp.</i>	elmis	a
Collinéen	Hydrophilidae	<i>Enochrus coarctatus</i> (Gredler, 1863)	encoa	a
Collinéen	Hydrophilidae	<i>Enochrus melanocephalus</i> (Ol., 1792)	enmel	a
Collinéen	Hydrophilidae	<i>Enochrus ochropterus</i> (Marsham, 1802)	enoch	a
Collinéen	Hydrophilidae	<i>Enochrus quadripunctatus</i> (Hbst., 1797)	enqua	a
Collinéen	Hydrophilidae	<i>Enochrus sp.</i>	enosp	a/l
Collinéen	Hydrophilidae	<i>Enochrus testaceus</i> (Fabricius, 1801)	entes	a
Collinéen	Dytiscidae	<i>Graphoderus crenatus</i> (Linnaeus, 1758)	grcn	a/l
Collinéen	Dytiscidae	<i>Graphoderus sp.</i>	graps	a/l
Collinéen	Dytiscidae	<i>Graptodytes granularis</i> (Linnaeus, 1767)	grgra	a
Collinéen	Dytiscidae	<i>Graptodytes pictus</i> (Fabricius, 1787)	grpic	a
Collinéen	Dytiscidae	<i>Graptodytes sp.</i>	grasp	l
Collinéen	Curculionidae	<i>Grypus brunnirostris</i> F.	grbru	a
Collinéen	Dytiscidae	<i>Guignotus pusillus</i> (Fabricius, 1781)	gupus	a
Collinéen	Gyrinidae	<i>Gyrinus distinctus</i> Aubé, 1836	gydis	a
Collinéen	Gyrinidae	<i>Gyrinus paykulli</i> Ochs, 1827	gyppy	a
Collinéen	Gyrinidae	<i>Gyrinus substriatus</i> Stephens, 1828	gyssb	a
Collinéen	Gyrinidae	<i>Gyrinus suffriani</i> Scriba, 1855	gyssuf	a
Collinéen	Halplidae	<i>Halplius confinis</i> Stephens, 1828	hacon	a
Collinéen	Halplidae	<i>Halplius flavicollis</i> Sturm, 1834	hafia	a
Collinéen	Halplidae	<i>Halplius fulvicollis</i> Er., 1837	haful	l
Collinéen	Halplidae	<i>Halplius fulvus</i> (Fabricius, 1801)	hafuv	a
Collinéen	Halplidae	<i>Halplius heydeni</i> Wehncke, 1875	hahey	a
Collinéen	Halplidae	<i>Halplius immaculatus</i> Gerhardt, 1877	haimm	a
Collinéen	Halplidae	<i>Halplius laminatus</i> (Schall., 1783)	halam	a
Collinéen	Halplidae	<i>Halplius inaequalis</i> (Marsham, 1802)	halin	a
Collinéen	Halplidae	<i>Halplius obliquus</i> (Fabricius, 1787)	haobl	a
Collinéen	Halplidae	<i>Halplius rubidus</i> Perris, 1857	hanub	a
Collinéen	Halplidae	<i>Halplius ruficollis</i> (Geer, 1774)	haruf	a/l
Collinéen	Halplidae	<i>Halplius sp.</i>	halsp	l
Collinéen	Halplidae	<i>Halplius wehnckei</i> Gerhardt, 1877	haweh	a
Collinéen	Hydrophilidae	<i>Helochares lividus</i> (Forst., 1771)	heliv	a
Collinéen	Hydrophilidae	<i>Helochares obscurus</i> (Müll., 1776)	heobu	a
Collinéen	Hydrophilidae	<i>Helochares punctatus</i> Shp., 1869	hepun	a
Collinéen	Hydrophilidae	<i>Helochares sp.</i>	helsp	a/l
Collinéen	Helodidae	indéterminé	heid	a/l
Collinéen	Hydrophilidae	<i>Helophorus cf. discrepans</i> Rey, 1885	hecd	a
Collinéen	Hydrophilidae	<i>Helophorus sp.</i>	heosp	a
Collinéen	Dytiscidae	<i>Hydaticus continentalis</i> Balfour-Browne	hycon	l
Collinéen	Dytiscidae	<i>Hydaticus seminiger</i> (Geer, 1774)	hysem	a
Collinéen	Hydraenidae	<i>Hydraena assimilis</i> Rey, 1885	hyass	a
Collinéen	Hydraenidae	<i>Hydraena sp.</i>	hydra	a
Collinéen	Hydrophilidae	<i>Hydrobius fuscipes</i> (Linnaeus, 1758)	hyfus	a/l
Collinéen	Hydrophilidae	<i>Hydrobius caraboides</i> (Linnaeus, 1758)	hyca	a
Collinéen	Hydrochidae	<i>Hydrochus carinatus</i> Germar, 1824	hycar	a
Collinéen	Hydrochidae	<i>Hydrochus elongatus</i> (Schall., 1783)	hyela	a
Collinéen	Dytiscidae	<i>Hydroglyphus geminus</i>	hygus	a
Collinéen	Dytiscidae	<i>Hydroglyphus pusillus</i>	hydpu	a
Collinéen	Hydrophilidae	indéterminé	hyind	a/l
Collinéen	Hydrophilidae	<i>Hydrophilus sp.</i>	hyrps	a
Collinéen	Dytiscidae	<i>Hydroporus angustatus</i> Sturm, 1835	hyanu	a
Collinéen	Dytiscidae	<i>Hydroporus erythrocephalus</i> (Linnaeus, 1758)	hyery	a
Collinéen	Dytiscidae	<i>Hydroporus neogitulus</i> Shp., 1869	hyinc	a
Collinéen	Dytiscidae	<i>Hydroporus palustris</i> (Linnaeus, 1761)	hypal	a
Collinéen	Dytiscidae	<i>Hydroporus sp.</i>	hydsp	l
Collinéen	Dytiscidae	<i>Hydrovatus clypealis</i> Sharp, 1876	hycly	a
Collinéen	Dytiscidae	<i>Hydrovatus cuspidatus</i> (Kunze, 1818)	hycus	a/l
Collinéen	Dytiscidae	<i>Hydrovatus sp.</i>	hyvsp	l
Collinéen	Dytiscidae	<i>Hygrotus decoratus</i> (Gyllenhal, 1810)	hydec	a
Collinéen	Dytiscidae	<i>Hygrotus inaequalis</i> (Fabricius, 1777)	hyina	a/l
Collinéen	Dytiscidae	<i>Hygrotus sp.</i>	hygsp	l
Collinéen	Dytiscidae	<i>Hyphytus ovatus</i> (Linnaeus, 1761)	hyova	a/l
Collinéen	Dytiscidae	<i>Ilybius ater</i> (Geer, 1774)	ilate	a/l
Collinéen	Dytiscidae	<i>Ilybius fenestratus</i> (Fabricius, 1781)	ilfen	a
Collinéen	Dytiscidae	<i>Ilybius fuliginosus</i> (Fabricius, 1792)	ilful	a/l
Collinéen	Dytiscidae	<i>Ilybius sp.</i>	ilysp	l
Collinéen	Hydrophilidae	juveniles	hyjuv	l
Collinéen	Hydrophilidae	<i>Laccobius bipunctatus</i> Fabricius, 1775	labip	a
Collinéen	Hydrophilidae	<i>Laccobius minutus</i> (Linnaeus, 1758)	lamiu	a
Collinéen	Hydrophilidae	<i>Laccobius sp.</i>	lacspp	a/l
Collinéen	Dytiscidae	<i>Laccophilus hyalinus</i> (Geer, 1774)	lahva	a
Collinéen	Dytiscidae	<i>Laccophilus minutus</i> (Linnaeus, 1758)	lamih	a/l
Collinéen	Dytiscidae	<i>Laccophilus poecilus</i>	lapon	a
Collinéen	Dytiscidae	<i>Laccophilus sp.</i>	laosp	a/l
Collinéen	Dytiscidae	<i>Laccophilus variegatus</i> (Germar, 1812)	lavar	a
Collinéen	Elmidae	<i>Limnius volckmani</i>	limvo	a
Collinéen	Noteridae	<i>Noterus clavicornis</i> (Geer, 1774)	nocla	a/l
Collinéen	Noteridae	<i>Noterus crassicornis</i> (Müll., 1776)	nocra	a
Collinéen	Noteridae	<i>Noterus sp.</i>	notsp	l
Collinéen	Elmidae	<i>Limnius tuberculatus</i>	notub	a
Collinéen	Halplidae	<i>Pelodytes rotundatus</i> Aubé, 1836	perot	a
Collinéen	Halplidae	<i>Pelodytes sp.</i>	pelsp	l
Collinéen	Dytiscidae	<i>Platambus maculatus</i> (Linnaeus, 1758)	plmac	a
Collinéen	Chrysomelidae	<i>Plateumaris sp.</i>	plasp	a
Collinéen	Dytiscidae	<i>Rhantus grapii</i>	rthag	a
Collinéen	Dytiscidae	<i>Rhantus sp.</i>	rhasp	l
Collinéen	Elmidae	<i>Riolus cupreus</i>	ricup	a
Collinéen	Elmidae	<i>Riolus subviolaceus</i>	risub	a
Collinéen	Halplidae	<i>Scirtes sp.</i>	scisp	a/l
Collinéen	Dytiscidae	<i>Toia bicarinata</i> (Latreille, 1804)	ytbic	a

étage de végétation	Famille	Espèce	code	larve/adulte
Montagnard-Subalpin	Dytiscidae	<i>Aclius sp.</i>	acysp	l
Montagnard-Subalpin	Dytiscidae	<i>Aclius sulcatus</i> (Linnaeus, 1758)	acsul	a
Montagnard-Subalpin	Dytiscidae	<i>Agabus bipustulatus</i> (Linnaeus, 1767)	agbip	a/l
Montagnard-Subalpin	Dytiscidae	<i>Agabus chalconotus</i> (Panzer, 1796)	agcha	a
Montagnard-Subalpin	Dytiscidae	<i>Agabus sp.</i>	agasp	l
Montagnard-Subalpin	Dytiscidae	<i>Agabus sturmi</i> (Gyllenhal, 1808)	agstu	a/l
Montagnard-Subalpin	Dytiscidae	<i>Agabus uliginosus</i> (Linnaeus, 1761)	aguli	a
Montagnard-Subalpin	Hydrophilidae	<i>Anacaena globulus</i> (Paykull, 1798)	anglo	a
Montagnard-Subalpin	Hydrophilidae	<i>Anacaena limbata</i> (Fabricius, 1792)	anlim	a
Montagnard-Subalpin	Hydrophilidae	<i>Anacaena lutescens</i> (Stephens, 1829)	anlut	a
Montagnard-Subalpin	Hydrophilidae	<i>Coelostoma orbiculare</i> (Fabricius, 1775)	coorb	a
Montagnard-Subalpin	Dytiscidae	<i>Colymbetes fuscus</i> (Linnaeus, 1758)	cofus	l
Montagnard-Subalpin	Helodidae	<i>Cyphon sp.</i>	cypsp	l
Montagnard-Subalpin	Dytiscidae	<i>Deronectes latus</i> (Stephens, 1829)	delat	a/l
Montagnard-Subalpin	Chrysomelidae	<i>Donacia sp.</i>	donsp	l
Montagnard-Subalpin	Dytiscidae	Dytiscidae juvenile	dyjuv	l
Montagnard-Subalpin	Dytiscidae	<i>Dytiscus marginalis</i> Linnaeus, 1758	dymar	a/l
Montagnard-Subalpin	Dytiscidae	<i>Dytiscus sp.</i>	dytsp	l
Montagnard-Subalpin	Hydrophilidae	<i>Enochrus cf. ochropterus</i> Marsh	encho	a
Montagnard-Subalpin	Hydrophilidae	<i>Enochrus coarctatus</i> (Gredler, 1863)	encoa	a
Montagnard-Subalpin	Hydrophilidae	<i>Enochrus sp.</i>	enosp	a
Montagnard-Subalpin	Hydrophilidae	<i>Enochrus testaceus</i> (Fabricius, 1801)	entes	a
Montagnard-Subalpin	Dytiscidae	<i>Graphoderus cinereus</i> (Linnaeus, 1758)	grcin	l
Montagnard-Subalpin	Dytiscidae	<i>Graphoderus zonatus</i> (Hoppe, 1795)	grzon	l
Montagnard-Subalpin	Dytiscidae	<i>Graptodytes pictus</i> (Fabricius, 1787)	grpic	a
Montagnard-Subalpin	Halplidae	<i>Halplus confinis</i> Stephens, 1828	halcon	a/l
Montagnard-Subalpin	Halplidae	<i>Halplus fulvus</i> (Fabricius, 1801)	halful	a
Montagnard-Subalpin	Halplidae	<i>Halplus heydeni</i> Wehncke, 1875	hahey	a
Montagnard-Subalpin	Halplidae	<i>Halplus laminatus</i> (Schall, 1783)	halam	a
Montagnard-Subalpin	Halplidae	<i>Halplus lineatocollis</i> (Marshall, 1802)	halin	a
Montagnard-Subalpin	Halplidae	<i>Halplus obliquus</i> (Fabricius, 1787)	haobl	a/l
Montagnard-Subalpin	Halplidae	<i>Halplus ruficollis</i> (Geer, 1774)	haruf	a/l
Montagnard-Subalpin	Halplidae	<i>Halplus sp.</i>	halsp	a/l
Montagnard-Subalpin	Halplidae	<i>Halplus wehnckei</i> Gerhardt, 1877	haweh	a
Montagnard-Subalpin	Hydrophilidae	<i>Helochares obscurus</i> (Müll., 1776)	heobu	a
Montagnard-Subalpin	Hydrophilidae	<i>Helochares sp.</i>	helsp	a/l
Montagnard-Subalpin	Helodidae	indéterminé	helnd	a/l
Montagnard-Subalpin	Hydrophilidae	<i>Helophorus sp.</i>	helosp	a/l
Montagnard-Subalpin	Hydrophilidae	<i>Hydrobius fuscipes</i> (Linnaeus, 1758)	hyfus	a/l
Montagnard-Subalpin	Hydrophilidae	Hydrophilidae indéterminé	hyind	l
Montagnard-Subalpin	Dytiscidae	<i>Hydroporus incognitus</i> Shp., 1869	hyinc	a
Montagnard-Subalpin	Dytiscidae	<i>Hydroporus memnonius</i> Nicol., 1822	hymem	a
Montagnard-Subalpin	Dytiscidae	<i>Hydroporus palustris</i> (Linnaeus, 1761)	hypal	a
Montagnard-Subalpin	Dytiscidae	<i>Hydroporus sp.</i>	hydsp	l
Montagnard-Subalpin	Dytiscidae	<i>Hygrotus inaequalis</i> (Fabricius, 1777)	hyina	a
Montagnard-Subalpin	Dytiscidae	<i>Hygrotus sp.</i>	hygsp	l
Montagnard-Subalpin	Dytiscidae	<i>Hyphidrus ovatus</i> (Linnaeus, 1761)	hyova	a/l
Montagnard-Subalpin	Dytiscidae	<i>Ilybius fenestratus fuliginosus</i>	ilful	l
Montagnard-Subalpin	Dytiscidae	<i>Ilybius ater</i> (Geer, 1774)	ilate	a/l
Montagnard-Subalpin	Dytiscidae	<i>Ilybius fenestratus</i> (Fabricius, 1781)	ilfan	a
Montagnard-Subalpin	Dytiscidae	<i>Ilybius fuliginosus</i> (Fabricius, 1792)	ilful	a
Montagnard-Subalpin	Dytiscidae	<i>Ilybius sp.</i>	ilysp	l
Montagnard-Subalpin	Hydrophilidae	juveniles	hyjuv	l
Montagnard-Subalpin	Hydrophilidae	<i>Laccobius minutus</i> (Linnaeus, 1758)	lamiu	a
Montagnard-Subalpin	Hydrophilidae	<i>Laccobius sp.</i>	lacs	a/l
Montagnard-Subalpin	Dytiscidae	<i>Laccophilus minutus</i> (Linnaeus, 1758)	lamin	a
Montagnard-Subalpin	Dytiscidae	<i>Laccophilus sp.</i>	laosp	l
Montagnard-Subalpin	Curculionidae	<i>Leiosoma reflexum</i> Panz.	leref	a
Montagnard-Subalpin	Noteridae	<i>Noterus clavicornis</i> (Geer, 1774)	nocla	a
Montagnard-Subalpin	Noteridae	<i>Noterus crassicornis</i> (Müll., 1776)	nocra	a
Montagnard-Subalpin	Noteridae	<i>Noterus sp.</i>	notsp	l
Montagnard-Subalpin	Dytiscidae	<i>Oreodytes sanmarki</i> (Sahlberg, 1826)	orsan	a
Montagnard-Subalpin	Dytiscidae	<i>Platambus maculatus</i> (Linnaeus, 1758)	plmac	a
Montagnard-Subalpin	Chrysomelidae	<i>Plateumaris sp.</i>	plasp	a
Montagnard-Subalpin	Dytiscidae	<i>Potamonectes assimilis</i> (Paykull, 1798)	poass	a
Montagnard-Subalpin	Dytiscidae	<i>Rhantus latians</i> Shp., 1882	rhlata	a
Montagnard-Subalpin	Dytiscidae	<i>Rhantus sp.</i>	rhasp	l
Montagnard-Subalpin	Helodidae	<i>Scirtes sp.</i>	scisp	l
Montagnard-Subalpin	Dytiscidae	<i>Stictotarsus duodecimpustulatus</i> (Fabricius, 1792)	stduo	a/l
Alpin	Dytiscidae	<i>Aclius sulcatus</i> (Linnaeus, 1758)	acsul	a/l
Alpin	Dytiscidae	<i>Agabus bipustulatus</i> (Linnaeus, 1767)	agbip	a/l
Alpin	Dytiscidae	<i>Agabus erichsoni</i> Gemm. Har., 1868	ageri	a
Alpin	Dytiscidae	<i>Agabus sp.</i>	agasp	a
Alpin	Chrysomelidae	indéterminé	chind	a
Alpin	Hydrophilidae	<i>Helophorus glacialis</i> Villa, 1833	heglac	a
Alpin	Hydrophilidae	<i>Helophorus sp.</i>	heosp	a
Alpin	Dytiscidae	<i>Hydroporus foveolatus</i> Heer, 1839	hyfov	a/l
Alpin	Dytiscidae	<i>Hydroporus incognitus</i> Shp., 1869	hyinc	a
Alpin	Dytiscidae	<i>Hydroporus memnonius</i> Nicol., 1822	hymem	a/l
Alpin	Dytiscidae	<i>Hydroporus nivalis</i> Heer, 1839	hyniv	a
Alpin	Dytiscidae	<i>Hydroporus palustris</i> (Linnaeus, 1761)	hypal	a
Alpin	Dytiscidae	<i>Hydroporus sp.</i>	hydsp	a
Alpin	Dytiscidae	<i>Potamonectes gnoseotriatus</i> (Geer, 1774)	pogni	a/l
Alpin	Dytiscidae	<i>Stictotarsus sp.</i>	stisp	a

Annexe 9 Liste des espèces, genres ou familles d'Odonates (selon le niveau de détermination atteint) présents dans les 146 étangs de Suisse.

Etage de végétation	Famille	Espèce	code	adulte/immature/exuvies/pontet/accouplement/larve/0(n/en)
Collinéen	Aeshnidae	<i>Aeshna affinis</i> Van der Linden 1820	aeaff	a/l
Collinéen	Aeshnidae	<i>Aeshna cyanea</i> Mueller 1764	aecya	a/m/ex/pt/ac/l
Collinéen	Aeshnidae	<i>Aeshna grandis</i> Linnaeus 1758	aegra	a/pt/ac/l
Collinéen	Aeshnidae	<i>Aeshna isosceles</i> Mueller 1767	aeiso	a/ex/l
Collinéen	Aeshnidae	<i>Aeshna juncea</i> Linnaeus 1758	aejun	a
Collinéen	Aeshnidae	<i>Aeshna mixta</i> Latreille 1805	aemix	a/ex/pt/ac/l
Collinéen	Aeshnidae	<i>Aeshna sp.</i>	aessp	a/l
Collinéen	Aeshnidae	<i>Anax imperator</i> Leach 1815	animp	a/ex/pt/ac/l
Collinéen	Aeshnidae	<i>Anax parthenope</i> Selys 1839	anpar	a
Collinéen	Aeshnidae	<i>Brachytron pratense</i> Mueller 1764	brpra	a/ex/l
Collinéen	Aeshnidae	indéterminé	aesch	ex/l
Collinéen	Calopterygidae	<i>Calopteryx splendens splendens</i> Harris 1782	casps	a
Collinéen	Calopterygidae	<i>Calopteryx virgo meridionalis</i> Selys 1873	cavim	a
Collinéen	Calopterygidae	<i>Calopteryx virgo virgo</i> (L. 1758)	caviv	a
Collinéen	Calopterygidae	<i>Calopteryx sp.</i>	calsp	a
Collinéen	Coenagrionidae	<i>Cercion lindeni</i> Selys 1840	celin	a
Collinéen	Coenagrionidae	<i>Ceragrion tenellum</i> Villers 1789	celen	a
Collinéen	Coenagrionidae	<i>Coenagrion hastulatum</i> Charpentier 1825	cohas	a
Collinéen	Coenagrionidae	<i>Coenagrion puella</i> Linnaeus 1758	copue	a/m/pt/ac/l
Collinéen	Coenagrionidae	<i>Coenagrion pulchellum</i> Van der Linden 1825	copul	a/l
Collinéen	Coenagrionidae	<i>Coenagrion sp.</i>	coesp	l
Collinéen	Coenagrionidae	<i>Enallagma cyathigerum</i> Charpentier 1840	encya	a/ac/l
Collinéen	Coenagrionidae	<i>Erythromma najas</i> Hansemann 1823	ernaj	a/ac/l
Collinéen	Coenagrionidae	<i>Erythromma viridulum</i> Charpentier 1840	ervir	a/pt/ac/l
Collinéen	Coenagrionidae	<i>Erythromma sp.</i>	erysp	a
Collinéen	Coenagrionidae	<i>Ischnura elegans</i> Van der Linden 1820	isele	a/m/ex/pt/ac/l
Collinéen	Coenagrionidae	<i>Ischnura pumilio</i> Charpentier 1825	ispum	a/m/l
Collinéen	Coenagrionidae	<i>Pyrrosoma nympha</i> Sulzer 1776	pyrym	a/m/ex/pt/ac/l
Collinéen	Coenagrionidae	indéterminé	coena	a/l
Collinéen	Cordulegastriidae	<i>Cordulegaster bidentatus</i> Selys 1843	cobid	a
Collinéen	Cordulegastriidae	<i>Cordulegaster boltonii</i> Donovan 1807	cobol	a
Collinéen	Cordulidae	<i>Cordulia aenea</i> Linnaeus 1758	coaea	a/m/ex/pt/l
Collinéen	Cordulidae	<i>Epithea bimaculata</i> Charpentier 1825	epbin	a/m/ex
Collinéen	Cordulidae	<i>Somatochlora flavomaculata</i> Van der Linden 1825	sofla	a
Collinéen	Cordulidae	<i>Somatochlora metallica</i> Van der Linden 1825	somet	a/ex/pt/l
Collinéen	Cordulidae	indéterminé	cordu	a
Collinéen	Gomphidae	<i>Gomphus pulchellus</i> Selys 1840	gopul	a/m/ex
Collinéen	Gomphidae	<i>Gomphus vulgatissimus</i> Linnaeus 1758	govul	a
Collinéen	Gomphidae	<i>Onychogomphus forcipatus forcipatus</i> Linnaeus 1758	onfor	a
Collinéen	Lestidae	indéterminé	lesti	l
Collinéen	Lestidae	<i>Lestes barbarus</i> Fabricius 1798	lebar	a
Collinéen	Lestidae	<i>Lestes sponsa</i> Hansemann 1823	lespo	a/l
Collinéen	Lestidae	<i>Lestes viridis</i> Charpentier 1825	levir	a/pt/ac/l
Collinéen	Lestidae	<i>Lestes viridis</i> Van der Linden 1825	levir	a/pt/ac/l
Collinéen	Lestidae	<i>Lestes sp.</i>	lessp	l
Collinéen	Lestidae	<i>Sympetrum fusca</i> Van der Linden 1820	syfus	a/l
Collinéen	Libellulidae	<i>Crocothemis erythraea</i> Brulle 1832	crery	a/m/ac/l
Collinéen	Libellulidae	<i>Leucorrhinia pectoralis</i> Charpentier 1825	lepec	a
Collinéen	Libellulidae	<i>Libellula depressa</i> Linnaeus 1758	libep	a/m/ex/pt/l
Collinéen	Libellulidae	<i>Libellula fulva</i> Mueller 1764	libul	a/ex/pt/ac/l
Collinéen	Libellulidae	<i>Libellula quadrimaculata</i> Linnaeus 1758	liqua	a/m/ex/pt/ac/l
Collinéen	Libellulidae	<i>Libellula sp.</i>	libsp	l
Collinéen	Libellulidae	<i>Orthetrum albistylum</i> (Selys, 1848)	oralb	a/m/ex/pt/ac/l
Collinéen	Libellulidae	<i>Orthetrum brunneum</i> (Fonscolombe, 1837)	orbru	a/ex/l
Collinéen	Libellulidae	<i>Orthetrum cancellatum</i> (Linnaeus, 1758)	orcan	a/m/ex/pt/ac/l
Collinéen	Libellulidae	<i>Orthetrum coelestes</i> (Fabricius, 1798)	orce	a
Collinéen	Libellulidae	<i>Sympetrum danae</i> Sulzer 1776	sydan	a
Collinéen	Libellulidae	<i>Sympetrum depressiusculum</i> Selys 1841	sydep	a
Collinéen	Libellulidae	<i>Sympetrum fonscolombii</i> Selys 1840	syfon	a/ex/pt/ac/l
Collinéen	Libellulidae	<i>Sympetrum pedemontanum</i> Allioni 1766	syfed	a
Collinéen	Libellulidae	<i>Sympetrum sanguineum</i> Mueller 1764	syfan	a/m/ex/pt/ac/l
Collinéen	Libellulidae	<i>Sympetrum strigatum</i> Charpentier 1840	systr	a/m/ex/pt/ac/l
Collinéen	Libellulidae	<i>Sympetrum vulgatum</i> Linnaeus 1758	syvul	a/m/l
Collinéen	Libellulidae	<i>Sympetrum sp.</i>	symsp	a/l
Collinéen	Libellulidae	indéterminé	libel	l
Collinéen	Platychemididae	<i>Platychemis pennipes</i> Pallas 1771	plpen	a/m/ex/pt/ac/l
Montagnard-Subalpin	Aeshnidae	<i>Aeshna cyanea</i> Mueller 1764	aecya	a/m/ex/pt/ac/l
Montagnard-Subalpin	Aeshnidae	<i>Aeshna juncea</i> Linnaeus 1758	aejun	a/m/ex/pt/ac/l
Montagnard-Subalpin	Aeshnidae	<i>Aeshna grandis</i> Linnaeus 1758	aegra	a/m/ex/pt/ac/l
Montagnard-Subalpin	Aeshnidae	<i>Aeshna juncea</i> Linnaeus 1758	aejun	a/m/ex/pt/ac/l
Montagnard-Subalpin	Aeshnidae	<i>Aeshna mixta</i> Latreille 1805	aemix	a/ac/l
Montagnard-Subalpin	Aeshnidae	<i>Aeshna sp.</i>	aessp	a
Montagnard-Subalpin	Aeshnidae	<i>Anax imperator</i> Leach 1815	animp	a/ex/pt/ac/l
Montagnard-Subalpin	Aeshnidae	indéterminé	aesch	ex/l
Montagnard-Subalpin	Calopterygidae	<i>Calopteryx splendens splendens</i> Harris 1782	casps	a
Montagnard-Subalpin	Calopterygidae	<i>Calopteryx virgo virgo</i> (L. 1758)	caviv	a
Montagnard-Subalpin	Calopterygidae	<i>Calopteryx sp.</i>	calsp	a
Montagnard-Subalpin	Coenagrionidae	<i>Coenagrion hastulatum</i> Charpentier 1825	cohas	a/m
Montagnard-Subalpin	Coenagrionidae	<i>Coenagrion puella</i> Linnaeus 1758	copue	a/m/pt/ac/l
Montagnard-Subalpin	Coenagrionidae	<i>Enallagma cyathigerum</i> Charpentier 1840	encya	a/m/ex/pt/ac/l
Montagnard-Subalpin	Coenagrionidae	<i>Erythromma najas</i> Hansemann 1823	ernaj	a/ac/l
Montagnard-Subalpin	Coenagrionidae	<i>Erythromma viridulum</i> Charpentier 1840	ervir	a
Montagnard-Subalpin	Coenagrionidae	<i>Ischnura elegans</i> Van der Linden 1820	isele	a/m/pt/ac/l
Montagnard-Subalpin	Coenagrionidae	<i>Pyrrosoma nympha</i> Sulzer 1776	pyrym	a/m/pt/ac/l
Montagnard-Subalpin	Coenagrionidae	indéterminé	coena	a/l
Montagnard-Subalpin	Cordulegastriidae	<i>Cordulegaster bidentatus</i> Selys 1843	cobid	a
Montagnard-Subalpin	Cordulegastriidae	<i>Cordulegaster boltonii</i> Donovan 1807	cobol	a
Montagnard-Subalpin	Cordulidae	<i>Cordulia aenea</i> Linnaeus 1758	coaea	a/m/ex/l
Montagnard-Subalpin	Cordulidae	<i>Somatochlora alpestris</i> Selys 1840	soalp	a
Montagnard-Subalpin	Cordulidae	<i>Somatochlora metallica</i> Van der Linden 1825	soms	a/pt/ac/l
Montagnard-Subalpin	Cordulidae	<i>Somatochlora sp.</i>	somsp	a
Montagnard-Subalpin	Cordulidae	indéterminé	cordu	a
Montagnard-Subalpin	Lestidae	<i>Lestes dryas</i> Kirby 1890	ledry	a
Montagnard-Subalpin	Lestidae	<i>Lestes sponsa</i> Hansemann 1823	lespo	a/m/pt/ac
Montagnard-Subalpin	Lestidae	<i>Lestes viridis</i> Van der Linden 1825	levir	a/pt/ac
Montagnard-Subalpin	Lestidae	<i>Sympetrum fusca</i> Van der Linden 1820	syfus	a
Montagnard-Subalpin	Libellulidae	<i>Leucorrhinia dubia</i> Van der Linden 1825	ledub	a
Montagnard-Subalpin	Libellulidae	<i>Libellula depressa</i> Linnaeus 1758	libep	a/m/ac/l
Montagnard-Subalpin	Libellulidae	<i>Libellula quadrimaculata</i> Linnaeus 1758	liqua	a/pt/ac
Montagnard-Subalpin	Libellulidae	<i>Orthetrum cancellatum</i> (Linnaeus, 1758)	orcan	a/pt/ac
Montagnard-Subalpin	Libellulidae	<i>Sympetrum danae</i> Sulzer 1776	sydan	a/m/pt/ac
Montagnard-Subalpin	Libellulidae	<i>Sympetrum fonscolombii</i> Selys 1840	syfon	a
Montagnard-Subalpin	Libellulidae	<i>Sympetrum sanguineum</i> Mueller 1764	syfan	a/l
Montagnard-Subalpin	Libellulidae	<i>Sympetrum strigatum</i> Charpentier 1840	systr	a/l
Montagnard-Subalpin	Libellulidae	<i>Sympetrum vulgatum</i> Linnaeus 1758	syvul	a/pt/ac
Montagnard-Subalpin	Libellulidae	<i>Sympetrum sp.</i>	symsp	a/l
Montagnard-Subalpin	Platychemididae	<i>Platychemis pennipes</i> Pallas 1771	plpen	a/m/ex/pt/ac/l
Alpin	Aeshnidae	<i>Aeshna juncea</i> Linnaeus 1758	aejun	a/m/ex/pt/ac/l
Alpin	Aeshnidae	<i>Aeshna sp.</i>	aessp	l
Alpin	Aeshnidae	<i>Anax imperator</i> Leach 1815	animp	a
Alpin	Aeshnidae	indéterminé	aesch	a/l
Alpin	Coenagrionidae	<i>Enallagma cyathigerum</i> Charpentier 1840	encya	a
Alpin	Coenagrionidae	indéterminé	coena	l
Alpin	Cordulidae	<i>Somatochlora alpestris</i> Selys 1840	soalp	a
Alpin	Cordulidae	<i>Somatochlora sp.</i>	somsp	l
Alpin	Lestidae	<i>Lestes sponsa</i> Hansemann 1823	lespo	a
Alpin	Libellulidae	indéterminé	libel	ex

Annexe 10 Liste des espèces, genres ou familles de Gastéropodes (selon le niveau de détermination atteint) présents dans les 146 étangs de Suisse.

Etage de végétation	Famille	Espèce	code
Collinéen	Acroloxidae	<i>Acroloxus lacustris</i> (Linnaeus, 1758)	aclac
Collinéen	Bithyniidae	<i>Bithynia tentaculata</i> (Linnaeus, 1758)	biten
Collinéen	Ferriidae	<i>Ferriidae wautieri</i> (Mirolli, 1960)	fewau
Collinéen	Lymnaeidae	<i>Galba truncatula</i> (O.F. Müller, 1774)	gatu
Collinéen	Lymnaeidae	<i>Lymnaea stagnalis</i> (Linnaeus, 1758)	lysta
Collinéen	Lymnaeidae	<i>Radix auricularia</i> (Linnaeus, 1758)	raaur
Collinéen	Lymnaeidae	<i>Radix ovata</i> (Draparnaud, 1805)	raova
Collinéen	Lymnaeidae	<i>Radix ovata/peregra</i>	radop
Collinéen	Lymnaeidae	<i>Radix peregra</i> (O.F. Müller, 1774)	raper
Collinéen	Lymnaeidae	<i>Stagnicola corvus</i> (Gmelin, 1791)	stcor
Collinéen	Lymnaeidae	<i>Stagnicola sp.</i>	stasp
Collinéen	Physidae	<i>Aplexa hypnorum</i> (Linnaeus, 1758)	aphyp
Collinéen	Physidae	<i>Physella acuta</i> (Draparnaud, 1805)	phacu
Collinéen	Physidae	<i>Physella heterostropha</i> (Say, 1817)	phhet
Collinéen	Physidae	<i>Physella sp.</i>	physp
Collinéen	Planorbidae	<i>Anisus leucostoma</i> (Millet, 1813)	anleu
Collinéen	Planorbidae	<i>Anisus spirorbis</i> (Linnaeus, 1758)	anspi
Collinéen	Planorbidae	<i>Anisus vortex</i> (Linnaeus, 1758)	anvor
Collinéen	Planorbidae	<i>Bathyomphalus contortus</i> (Linnaeus, 1758)	bacon
Collinéen	Planorbidae	<i>Gyraulus albus</i> (O.F. Müller, 1774)	gyalb
Collinéen	Planorbidae	<i>Gyraulus crista</i> (Linnaeus, 1758)	gycri
Collinéen	Planorbidae	<i>Gyraulus parvus</i> (Say, 1817)	gypar
Collinéen	Planorbidae	<i>Gyraulus sp.</i>	gysp
Collinéen	Planorbidae	<i>Hippeutis complanatus</i> (Linnaeus, 1758)	hicom
Collinéen	Planorbidae	<i>Planorbarius corneus</i> (Linnaeus, 1758)	plcor
Collinéen	Planorbidae	<i>Planorbis carinatus</i> O.F. Müller, 1774	plcar
Collinéen	Planorbidae	<i>Planorbis planorbis</i> (Linnaeus, 1758)	plpla
Collinéen	Planorbidae	<i>Planorbis sp.</i>	plsp
Collinéen	Planorbidae	<i>Segmentina nitida</i> (O.F. Müller, 1774)	senit
Collinéen	Valvatidae	<i>Valvata cristata</i> O.F. Müller, 1774	vacri
Collinéen	Viviparidae	<i>Viviparus contectus</i> (Millet, 1813)	vicon
Montagnard-Subalpin	Acroloxidae	<i>Acroloxus lacustris</i> (Linnaeus, 1758)	aclac
Montagnard-Subalpin	Bithyniidae	<i>Bithynia tentaculata</i> (Linnaeus, 1758)	biten
Montagnard-Subalpin	Ferriidae	<i>Ferriidae wautieri</i> (Mirolli, 1960)	fewau
Montagnard-Subalpin	Lymnaeidae	<i>Galba truncatula</i> (O.F. Müller, 1774)	gatu
Montagnard-Subalpin	Lymnaeidae	<i>Lymnaea stagnalis</i> (Linnaeus, 1758)	lysta
Montagnard-Subalpin	Lymnaeidae	<i>Radix auricularia</i> (Linnaeus, 1758)	raaur
Montagnard-Subalpin	Lymnaeidae	<i>Radix ovata</i> (Draparnaud, 1805)	raova
Montagnard-Subalpin	Lymnaeidae	<i>Radix peregra</i> (O.F. Müller, 1774)	raper
Montagnard-Subalpin	Lymnaeidae	<i>Stagnicola sp.</i>	stasp
Montagnard-Subalpin	Planorbidae	<i>Anisus leucostoma</i> (Millet, 1813)	anleu
Montagnard-Subalpin	Planorbidae	<i>Anisus spirorbis</i> (Linnaeus, 1758)	anspi
Montagnard-Subalpin	Planorbidae	<i>Bathyomphalus contortus</i> (Linnaeus, 1758)	bacon
Montagnard-Subalpin	Planorbidae	<i>Gyraulus albus</i> (O.F. Müller, 1774)	gyalb
Montagnard-Subalpin	Planorbidae	<i>Gyraulus crista</i> (Linnaeus, 1758)	gycri
Montagnard-Subalpin	Planorbidae	<i>Gyraulus laevis</i> (Alder, 1838)	gylae
Montagnard-Subalpin	Planorbidae	<i>Gyraulus parvus</i> (Say, 1817)	gypar
Montagnard-Subalpin	Planorbidae	<i>Hippeutis complanatus</i> (Linnaeus, 1758)	hicom
Montagnard-Subalpin	Planorbidae	<i>Planorbarius corneus</i> (Linnaeus, 1758)	plcor
Montagnard-Subalpin	Planorbidae	<i>Planorbis carinatus</i> O.F. Müller, 1774	plcar
Montagnard-Subalpin	Valvatidae	<i>Valvata cristata</i> O.F. Müller, 1774	vacri
Montagnard-Subalpin	Valvatidae	<i>Valvata piscinalis</i> (O.F. Müller, 1774)	vapis
Alpin	Lymnaeidae	<i>Radix ovata</i> (Draparnaud, 1805)	raova

Annexe 11 Liste des espèces d'Amphibiens présentes dans les 146 étangs de Suisse.

Etage de végétation	Espèce
Collinéen	<i>Alytes obstetricans</i> (Laurenti, 1768)
Collinéen	<i>Bombina variegata</i> (Linnaeus, 1758)
Collinéen	<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus, 1758)
Collinéen	<i>Bufo calamita</i> Laurenti, 1768
Collinéen	<i>Hyla arborea</i> (Linnaeus, 1758)
Collinéen	<i>Rana dalmatina</i> Bonaparte, 1840
Collinéen	<i>Rana esculenta</i> Linnaeus
Collinéen	<i>Rana lessonae</i> Camerano, 1882
Collinéen	<i>Rana ridibunda</i> Pallas, 1771
Collinéen	<i>Rana temporaria</i> Linnaeus
Collinéen	<i>Salamandra salamandra</i> (Laurenti, 1768)
Collinéen	<i>Triturus alpestris</i> (Laurenti, 1768)
Collinéen	<i>Triturus carnifex</i>
Collinéen	<i>Triturus cristatus</i> (Laurenti, 1768)
Collinéen	<i>Triturus helveticus</i> (Razoumowsky, 1789)
Collinéen	<i>Triturus vulgaris</i> (Linnaeus, 1758)
Montagnard-Subalpin	<i>Alytes obstetricans</i> (Laurenti, 1768)
Montagnard-Subalpin	<i>Bombina variegata</i> (Linnaeus, 1758)
Montagnard-Subalpin	<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus, 1758)
Montagnard-Subalpin	<i>Hyla arborea</i> (Linnaeus, 1758)
Montagnard-Subalpin	<i>Rana esculenta</i> Linnaeus
Montagnard-Subalpin	<i>Rana lessonae</i> Camerano, 1882
Montagnard-Subalpin	<i>Rana ridibunda</i> Pallas, 1771
Montagnard-Subalpin	<i>Rana temporaria</i> Linnaeus
Montagnard-Subalpin	<i>Salamandra atra</i> Laurenti, 1768
Montagnard-Subalpin	<i>Salamandra salamandra</i> (Laurenti, 1768)
Montagnard-Subalpin	<i>Triturus alpestris</i> (Laurenti, 1768)
Montagnard-Subalpin	<i>Triturus cristatus</i> (Laurenti, 1768)
Montagnard-Subalpin	<i>Triturus helveticus</i> (Razoumowsky, 1789)
Montagnard-Subalpin	<i>Triturus vulgaris</i> (Linnaeus, 1758)
Alpin	<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus, 1758)
Alpin	<i>Rana temporaria</i> Linnaeus
Alpin	<i>Triturus alpestris</i> (Laurenti, 1768)

Annexe 12 Liste des autres familles présentes dans les 146 étangs de Suisse.

Etage de végétation	Groupe taxonomique	Sous-classe	Ordre	Famille	Genre	Espèce	Adulte/larve
Collinéen	Hydrozoaires		Hydroïdes	Hydriidae			a
Collinéen	Turbellariés		Tnclades	Planariidae			a
Collinéen	Turbellariés		Tnclades	Dugesidae			a
Collinéen	Nématodes						a
Collinéen	Bryozoaires						a
Collinéen	Oligochètes			Tubificidae			a
Collinéen	Oligochètes			Lumbricidae			a
Collinéen	Oligochètes			Lumbriculidae			a
Collinéen	Oligochètes			Naididae			a
Collinéen	Hirudinéés (= Achètes)			Erpobdellidae			a
Collinéen	Hirudinéés (= Achètes)			Glossiphoniidae			a
Collinéen	Hirudinéés (= Achètes)			Hirudinidae			a
Collinéen	Hirudinéés (= Achètes)			Piscicolidae			a
Collinéen	Bivalves		Veneroïda	Sphaeriidae			a
Collinéen	Bivalves		Veneroïda	Dresseniidae	<i>Dreissena</i>	<i>polymorpha</i>	a
Collinéen	Bivalves		Unionoïda	Unionidae			a
Collinéen	Arachnides		Aranéïdes				a
Collinéen	Arachnides		Hydracariens				a
Collinéen	Crustacea	Branchiopodes	Cladocères		<i>Daphnia</i>		a
Collinéen	Crustacea	Branchiopodes	Conchostracés				a
Collinéen	Crustacea	Branchiopodes	Notostracés		<i>Triops</i>		a
Collinéen	Crustacea	Ostracodes					a
Collinéen	Crustacea	Copépodes			<i>Cyclops</i>		a
Collinéen	Crustacea	Branchiourés			<i>Argulus</i>		a
Collinéen	Crustacea	Malacostracés	Isopodes	Asellidae	<i>Asellus</i>		a
Collinéen	Crustacea	Malacostracés	Amphipodes	Gammaridae			a
Collinéen	Crustacea	Malacostracés	Decapoda				a
Collinéen	Insectes		Diptera	Athericidae			l
Collinéen	Insectes		Diptera	Chaoboridae			l
Collinéen	Insectes		Diptera	Ceratopogonidae			l
Collinéen	Insectes		Diptera	Chironomidae			l
Collinéen	Insectes		Diptera	Culicidae			l
Collinéen	Insectes		Diptera	Dixidae			l
Collinéen	Insectes		Diptera	Ephydriidae			l
Collinéen	Insectes		Diptera	Limonidae			l
Collinéen	Insectes		Diptera	Psychodidae			l
Collinéen	Insectes		Diptera	Ptychopteridae			l
Collinéen	Insectes		Diptera	Stratiomyidae			l
Collinéen	Insectes		Diptera	Simuliidae			l
Collinéen	Insectes		Diptera	Tabanidae			l
Collinéen	Insectes		Diptera	Tipulidae			l
Collinéen	Insectes		Heteroptera	Corixidae			a
Collinéen	Insectes		Heteroptera	Gerridae			a
Collinéen	Insectes		Heteroptera	Hydrometridae			a
Collinéen	Insectes		Heteroptera	Mesoveliidae			a
Collinéen	Insectes		Heteroptera	Naucoridae			a
Collinéen	Insectes		Heteroptera	Nepidae			a
Collinéen	Insectes		Heteroptera	Notonectidae			a
Collinéen	Insectes		Heteroptera	Pleidae			a
Collinéen	Insectes		Heteroptera	Veliidae			a
Collinéen	Insectes		Plecoptera	Capniidae/Leuctridae			l
Collinéen	Insectes		Planipennes (Nevroptères)	Sisyridae	<i>Sisyra</i>		l
Collinéen	Insectes		Megaloptera	Sialidae	<i>Sialis</i>		l
Collinéen	Insectes		Trichoptera	Beraeidae			l
Collinéen	Insectes		Trichoptera	Ecnomidae			l
Collinéen	Insectes		Trichoptera	Hydroptilidae			l
Collinéen	Insectes		Trichoptera	Leptoceridae			l
Collinéen	Insectes		Trichoptera	Limnephilidae			l
Collinéen	Insectes		Trichoptera	Phryganeidae			l
Collinéen	Insectes		Trichoptera	Polycentropidae			l
Collinéen	Insectes		Trichoptera	Psychodidae			l

Etage de végétation	Groupe taxonomique	Sous-classe	Ordre	Famille	Genre	Espèce	Adulte/larve
Montagnard-Subalpin	Hydrozoaires		Hydroïdes	Hydriidae			a
Montagnard-Subalpin	Turbellariés		Triclades	Planariidae			a
Montagnard-Subalpin	Turbellariés		Triclades	Dendrocoelidae			a
Montagnard-Subalpin	Bryozoaires						a
Montagnard-Subalpin	Oligochètes			Tubificidae			a
Montagnard-Subalpin	Oligochètes			Lumbricidae			a
Montagnard-Subalpin	Oligochètes			Lumbriculidae			a
Montagnard-Subalpin	Oligochètes			Naididae			a
Montagnard-Subalpin	Hirudineés (= Achètes)			Eprobodellidae			a
Montagnard-Subalpin	Hirudineés (= Achètes)			Glossiphoniidae			a
Montagnard-Subalpin	Hirudineés (= Achètes)			Hirudinidae			a
Montagnard-Subalpin	Hirudineés (= Achètes)			Piscicolidae			a
Montagnard-Subalpin	Bivalves		Veneroïda	Sphaeriidae			a
Montagnard-Subalpin	Arachnides		Aranéïdes				a
Montagnard-Subalpin	Arachnides		Hydracariens				a
Montagnard-Subalpin	Crustacea	Branchiopodes	Cladocères		<i>Daphnia</i>		a
Montagnard-Subalpin	Crustacea	Branchiopodes	Conchostracés				a
Montagnard-Subalpin	Crustacea		Ostracodes				a
Montagnard-Subalpin	Crustacea	Copépodes			<i>Cyclops</i>		a
Montagnard-Subalpin	Crustacea	Malacostracés	Isopodes	Asellidae	<i>Asellus</i>		a
Montagnard-Subalpin	Crustacea	Malacostracés	Amphipodes	Gammaridae			a
Montagnard-Subalpin	Insectes		Diptera	Chaoboridae			l
Montagnard-Subalpin	Insectes		Diptera	Ceratopogonidae			l
Montagnard-Subalpin	Insectes		Diptera	Chironomidae			l
Montagnard-Subalpin	Insectes		Diptera	Culicidae			l
Montagnard-Subalpin	Insectes		Diptera	Dixidae			l
Montagnard-Subalpin	Insectes		Diptera	Empididae			l
Montagnard-Subalpin	Insectes		Diptera	Ephydriidae			l
Montagnard-Subalpin	Insectes		Diptera	Limoniidae			l
Montagnard-Subalpin	Insectes		Diptera	Ptychopteridae			l
Montagnard-Subalpin	Insectes		Diptera	Rhagionidae			l
Montagnard-Subalpin	Insectes		Diptera	Stratiomyidae			l
Montagnard-Subalpin	Insectes		Diptera	Sciomyzidae			l
Montagnard-Subalpin	Insectes		Diptera	Tabanidae			l
Montagnard-Subalpin	Insectes		Diptera	Tipulidae			l
Montagnard-Subalpin	Insectes		Diptera	Syrphidae			l
Montagnard-Subalpin	Insectes		Heteroptera	Corixidae			a
Montagnard-Subalpin	Insectes		Heteroptera	Gerridae			a
Montagnard-Subalpin	Insectes		Heteroptera	Mesoveliidae			a
Montagnard-Subalpin	Insectes		Heteroptera	Notonectidae			a
Montagnard-Subalpin	Insectes		Heteroptera	Velidae			a
Montagnard-Subalpin	Insectes		Plecoptera	Leuctridae			l
Montagnard-Subalpin	Insectes		Plecoptera	Nemouridae			l
Montagnard-Subalpin	Insectes		Megaloptera	Sialidae	<i>Sialis</i>		l
Montagnard-Subalpin	Insectes		Trichoptera	Beraeidae			l
Montagnard-Subalpin	Insectes		Trichoptera	Encnomidae			l
Montagnard-Subalpin	Insectes		Trichoptera	Hydropsychidae			l
Montagnard-Subalpin	Insectes		Trichoptera	Hydroptilidae			l
Montagnard-Subalpin	Insectes		Trichoptera	Lepidostomatidae			l
Montagnard-Subalpin	Insectes		Trichoptera	Leptoceridae			l
Montagnard-Subalpin	Insectes		Trichoptera	Limnephilidae			l
Montagnard-Subalpin	Insectes		Trichoptera	Phryganeidae			l
Montagnard-Subalpin	Insectes		Trichoptera	Polycentropidae			l
Montagnard-Subalpin	Insectes		Trichoptera	Psychomyiidae			l
Montagnard-Subalpin	Insectes		Trichoptera	Rhyacophilidae			l
Montagnard-Subalpin	Insectes		Trichoptera	Sericostomatidae			l
Alpin	Hydrozoaires		Hydroïdes	Hydriidae			a
Alpin	Turbellariés		Triclades	Planariidae			a
Alpin	Bryozoaires						a
Alpin	Oligochètes			Lumbricidae			a
Alpin	Oligochètes			Lumbriculidae			a
Alpin	Oligochètes			Naididae			a
Alpin	Hirudineés (= Achètes)			Glossiphoniidae			a
Alpin	Bivalves		Veneroïda	Sphaeriidae			a
Alpin	Crustacea	Malacostracés	Isopodes	Asellidae	<i>Asellus</i>		a
Alpin	Insectes		Diptera	Chaoboridae			l
Alpin	Insectes		Diptera	Chironomidae			l
Alpin	Insectes		Diptera	Culicidae			l
Alpin	Insectes		Diptera	Limoniidae			l
Alpin	Insectes		Diptera	Simuliidae			l
Alpin	Insectes		Diptera	Tipulidae			l
Alpin	Insectes		Heteroptera	Corixidae			a
Alpin	Insectes		Heteroptera	Gerridae			a
Alpin	Insectes		Plecoptera	Nemouridae			l
Alpin	Insectes		Megaloptera	Sialidae	<i>Sialis</i>		l
Alpin	Insectes		Trichoptera	Limnephilidae			l
Alpin	Insectes		Trichoptera	Phryganeidae			l

Annexe 13 Publication de Hinden et al., 2005.

AQUATIC CONSERVATION: MARINE AND FRESHWATER ECOSYSTEMS

Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst. 15: 613–624 (2005)Published online in Wiley InterScience
(www.interscience.wiley.com). DOI: 10.1002/aqc.751***Alpine pond biodiversity: what are the related environmental variables?***HELENE HINDEN^{a,*}, BEAT OERTLI^b, NATHALIE MENETREY^a,
LIONEL SAGER^a and JEAN-BERNARD LACHAVANNE^a^aLaboratory of Aquatic Ecology and Biology, University of Geneva, Switzerland^bUniversity of Applied Sciences of Western Switzerland, Ecole d'Ingénieurs HES de Lullier, Geneva, Switzerland

ABSTRACT

1. The aim of this study was to identify the environmental variables correlated with biodiversity in alpine ponds.

2. Twenty alpine ponds in Switzerland were chosen to examine the relationship between the species (or family) richness of five biological groups and a selection of eight environmental variables.

3. Altitude, pH, conductivity, macrophyte presence, fish presence and trophic state, showed significant relationships with the diversity of at least one biological group. On the other hand, pond area and depth demonstrated no significant correlations with biodiversity.

4. Most highlighted relationships between biodiversity and environmental variables were different from those seen in lowland ponds, reflecting the distinctive nature of alpine water bodies. The results of the study suggest that there is a need to establish specific biodiversity evaluation tools for alpine ponds, which differ from those already used for lowland ponds.

Copyright © 2005 John Wiley & Sons, Ltd.

KEY WORDS: small water bodies; altitude; species richness; environmental variables; zoobenthos; macrophytes; amphibians

INTRODUCTION

Ponds and small lakes are potentially rich and diverse habitats and play a key role in safeguarding aquatic biodiversity (Williams *et al.*, 2004; Biggs *et al.*, 2005). In Switzerland, there is evidence that they support a very high percentage of the total number of aquatic species reported to be present in the country (Oertli *et al.*, in press). Furthermore, a considerable proportion of Switzerland's endangered freshwater species can be found in ponds (Oertli *et al.*, 2000). In order to define and apply appropriate protection, management and restoration measures to this important biodiversity resource, it is necessary to determine, as a first step,

*Correspondence to: Hélène Hinden, Laboratory of Aquatic Ecology and Biology (LEBA), University of Geneva, ch. des Clochettes 18, 1206 Geneva, Switzerland. E-mail: h.hinden@bluemail.ch

the environmental factors influencing their species diversity and the occurrence of rare species. This is particularly true for alpine ponds, the biodiversity of which has been poorly investigated.

Biodiversity in Swiss ponds is highly related to altitude, with increasing altitude associated with a drastic reduction in species richness (Oerli *et al.*, 2000). Altitude expresses the effect of many related environmental parameters including climate, geology, water chemistry and basin morphology. The Alpine altitudinal belt environment is very much determined by the two main environmental changes associated with increasing altitude, namely the decrease in average air temperature and the increase in precipitation (Holdridge, in Ricklefs, 1990), both of which play a major role in the distribution of life on earth (Krebs, 1985). Alongside these factors, higher altitudes are also associated with, for instance, intense UV radiation, wide daily and annual temperature ranges and short growth periods. Alpine ponds have to face these factors as well as high water renewal rates, thin soils (poor buffering capacities) and small catchment size — conditions that make them particularly sensitive to environmental inputs and changes (Marchetto, 1998). The alpine environment often leads to ponds having limited autotrophic production, mainly because of low nutrient inputs and low temperatures (Ward, 1985, 1992a, b). The particularities of the alpine environment are likely to be expressed by specific correlations between biodiversity and environmental variables, which can be compared with lowland correlations.

As the effect of altitude and its related environmental factors are predominant in the relationships between biodiversity and environmental parameters, the effect of other variables is often hidden. These other variables have to be identified and it is crucial to know if they are different in alpine compared with lowland ponds, in order to clarify each altitudinal belt's singularity. The identification of these other variables requires a reduction in the importance of altitude, which can be achieved by studying independently, in each altitudinal belt, the relationships between pond biodiversity and environmental variables.

The aim of this study, therefore, was to identify the environmental variables correlated with biodiversity in alpine ponds, and to determine whether the relevant factors were the same as for lowland ponds.

STUDY SITES

The study of the relationships between alpine pond biodiversity and environmental variables was based on 20 ponds in the alpine altitudinal belt. Overall, they are well distributed throughout the Swiss Alps, including ponds from four cantons (Bern, Valais, Ticino, Grisons). The ponds are located between 1860 and 2757 m a.s.l., their area varying from 11 to 96 200 m², and with mean depths varying from 0.2 to 8.5 m (see Table 1).

Table 1. Median values and ranges of the environmental variables characterizing the 20 alpine ponds. *n* = number of study sites

	Mean depth (m)	Area (m ²)	Altitude (m a.s.l.)	Fish presence (2 classes)	Conductivity (µS cm ⁻¹)	pH (2 classes)	Trophic state (2 classes)	Macrophyte presence (2 classes)
Minimum	0.15	11	1860	absence <i>n</i> = 12	3	< 6.5 <i>n</i> = 14	oligotrophic <i>n</i> = 15	absence <i>n</i> = 6
1st quartile	0.55	581	2053		11			
Median	0.71	1584	2248		27			
3rd quartile	1.15	4891	2641		73			
Maximum	8.46	96 200	2757	presence <i>n</i> = 8	156	≥ 6.5 <i>n</i> = 6	meso or eutrophic <i>n</i> = 5	presence <i>n</i> = 14

METHODS

Each of the 20 alpine ponds was surveyed once. Data were collected from 1996 to 2004 using a standardized survey method (Hinden, 2004; Oertli *et al.*, 2005). The number (n) of aquatic invertebrate samples taken was proportional to the size of the pond (A in m^2) and was determined according to the relationship: $n = 4.01 + 0.25 e^{(\log_{10}(A))}$. The samples were distributed amongst different types of habitat present in the pond, according to their respective size. For each sample, a net (10×14 cm, mesh size < 0.5 mm) was swept vigorously through the sampled habitat for 30 s. The diversity of adult Odonata was assessed using a standardized field survey method (Oertli *et al.*, 2000). Amphibian species richness was obtained from the Swiss fauna database (CSCF-KARCH, Neuchâtel, Switzerland (Borgula *et al.*, 1994)) and completed by field observations. Coleoptera, Gastropoda, Odonata and amphibian specimens were identified to species level, and other invertebrates to family level. An inventory of the aquatic macrophytes (with a humidity index of 5, as described by Landolt (1977)) was carried out in quadrats, whose number (n) was proportional to the pond area (A in m^2) according to the relationship: $n = 1.96 - 2.8 \log_{10}(A) + 2.6(\log_{10}(A))^2$.

Approximately one hundred environmental variables were measured in the field, from which a subset of eight variables presumed to be ecologically relevant was used for further analyses of the relationships with biodiversity (Hinden, 2004). These variables showed a relatively high level of heterogeneity in the 20 ponds (see Table 1). Most other variables were discarded, because they either (i) were highly intercorrelated (ii) had very homogeneous values or (iii) had isolated values. The selected variables comprised the mean depth, area, altitude, presence of fish, presence of macrophytes, trophic state, conductivity and pH. Four variables were better described by class rather than as continuous variables (see Table 1): pH (acid ponds or not acid ponds), the two general classes identified in Swiss ponds (Oertli *et al.*, 2000)), trophic state (four classes according to total phosphorus: oligotrophic, mesotrophic, eutrophic, hypertrophic as described by Wetzel (1983)), presence of fish (i.e. presence versus absence of fish) and presence of macrophytes (presence versus absence of aquatic plants). The categorization of trophic state and pH corrects for the lack of precision of total phosphorus and pH measurements. In the case of pH, ponds were classified as acidic or neutral to basic also because of the clear identification of these two classes in this set of ponds and in Swiss ponds in general (Oertli *et al.*, 2000).

The variable 'altitude' acted as a surrogate in the analyses for many other correlated variables, such as temperature. Other variables correlated with altitude included the soil types in the buffer zone 50 m around the pond or in the catchment of the pond. Indeed, vegetation cover (aquatic and terrestrial), as well as the proportion of calcareous and quaternary soils, were negatively correlated with altitude, whereas the percentage of rocky environments and the proportion of crystalline geological rocks was positively correlated with altitude.

Five metrics were used as indicators of biodiversity: species richness of macrophytes, Coleoptera, Odonata, amphibians, and family richness of macroinvertebrates (including all macroinvertebrate classes). The richness of Gastropoda could not be used as a metric because only one species of gastropod snail was found, at a single site. Consequently, this group was included in the overall macroinvertebrate family richness metric. Since species richness was obtained using a non-exhaustive sampling method (except for amphibians), it was affected by sampling effort. This bias was taken into account, and was reduced by means of the Jackknife-1 estimator (Burnham and Overton, 1979).

Standardized principal components analyses (PCA) were used to describe the correlations among variables both in the environmental and biological datasets.

The associations between the environmental and the biological variables were determined by means of simple correlation analyses and multiple regression analyses in order to isolate the effect of each variable. For simple correlations, a Spearman correlation test ($\alpha = 0.05$) was used to determine the relationships between the richness of the five biological groups and the continuous environmental variables (depth, area,

altitude, conductivity). Pairs with significant correlations were further investigated by linear or logarithmic regression analyses. When the variables are described by class (pH, trophic state, presence of fish or of macrophytes), the relationships with biodiversity were assessed by a nonparametric Mann Whitney test ($\alpha = 0.05$). The multiple regression analyses were carried out using generalized additive models (GAMs) (Hastie and Tibshirani, 1990). A GAM is a nonparametric regression method that leads to complex response curves, which differ from the linear and parabolic responses (Austin and Graywood, 1994); therefore, non-normally distributed data (including binomial distributions) can be modelled by GAMs.

Generalized additive model calculations were carried out using S-PLUS software (Anonymous, 1998), using a set of functions developed to perform generalized regression analyses and spatial prediction (GRASP (Lehmann *et al.*, 2002)). To avoid an over-parameterization of the models (Anderson and Burnham, 1998), and given the low number of studied sites, a limited set of independent environmental variables (i.e. four) was used in the GAMs. An exploratory stepwise procedure led to the selection of altitude, pH, fish presence and trophic state as explanatory variables. These variables were included in the model at a $p = 0.05$ level.

The correlations between the five biological richness variables and the environmental variables, especially the ones that could not be included in the GAMs (aquatic macrophyte presence, conductivity, mean depth, and area), were tested with a third method. The correlations between variables were calculated on the basis of their residuals obtained from simple regression analyses with altitude. The use of residuals instead of richness was necessary in order to reduce the effect of altitude. The relationships between environmental variables and the richness of the five biological groups in lowland ponds were determined with the same methodology (data from Oertli *et al.*, 2001). The correlation coefficients between environmental variables and biological groups in the lowland and alpine sets were compared by means of a nonparametric Wilcoxon matched-pairs ranks test ($\alpha = 0.05$).

RESULTS

Environmental variables

The range of the observed values was wide for the four continuous variables (altitude, conductivity, area and mean depth). For the four other environmental variables expressed as classes (fish presence, aquatic macrophyte presence, pH and trophic state), there were at least five sites in each class (Table 1).

Some of the eight environmental variables were intercorrelated: conductivity with macrophyte presence, macrophyte presence with altitude, and area with mean depth. Some other relationships were close to being significant: pH with macrophyte presence and conductivity, or altitude with trophic state (Table 2). The

Table 2. Intercorrelation between the environmental variables (Spearman correlation coefficients $\alpha = 0.05$). Significant correlations: * $p < 0.05$; **** $p < 0.001$

	Mean depth	Area	Altitude	Fish presence	Conductivity	pH	Trophic state
Area	0.46*						
Altitude	0.21	0.20					
Fish presence	0.35	0.23	0.04				
Conductivity	-0.07	0.22	-0.32	-0.03			
pH	0.28	0.00	-0.17	0.36	0.42		
Trophic state	-0.17	0.17	-0.43	0.00	0.23	0.13	
Macrophyte presence	-0.19	-0.06	-0.68****	0.31	0.50*	0.43	0.38

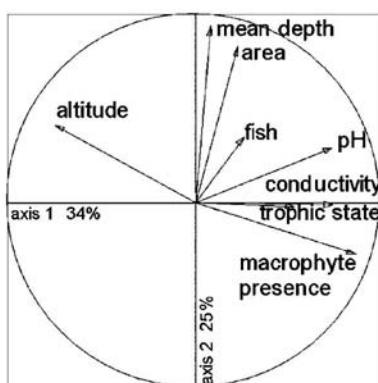


Figure 1. Principal components analysis of the environmental variables (first and second principal components and the percentage of explained information).

principal components analysis of the environmental variables (Figure 1) revealed the grouping of altitude, conductivity, pH and macrophyte presence on axis 1, and area and mean depth on axis 2. Trophic state and fish presence were explained mainly by axis 3 (explains 14% of the total information), not presented in Figure 1.

Biodiversity

The 20 ponds supported a total of 28 animal species (taking Coleoptera, Odonata, Gastropoda and Amphibia into account) and 33 species of aquatic macrophytes. The identification of 16 chironomid species in a selection of three sites showed that this group had potentially high species diversity. The ponds also supported species with high conservation value: for instance, three coleopteran species which were recorded are considered endangered or potentially endangered in Switzerland (*Ilybius subaeneus* Erichson, 1837; *Hydroporus nivalis* Heer, 1839 and *Hydroporus incognitus* Sharp, 1869), (Duelli, 1994). Two of the coleopteran species that were found are also specific to alpine environments (*Hydroporus nivalis* Heer, 1839 and *Hydroporus foveolatus* Heer, 1839).

The maximum richness per site (number of species or families) was low in each of the five biological groups, and therefore the range of richness values was relatively narrow (Table 3). Intercorrelations between the five biological richness variables were also observed; thus Odonata, macrophyte and amphibian species richness were significantly intercorrelated, as was amphibian species richness and macroinvertebrate family richness (Table 4). The principal components analysis of the five biotic groups revealed the clustering of amphibian, Odonata and macrophyte species richness around the first axis, the clear dissociation of Coleoptera from the other groups and the intermediate position of macroinvertebrate family richness (Figure 2). Considering the richness residues of the simple regressions with altitude, none of the intercorrelations presented above remained significant.

Table 3. Median values and ranges of measured species richness (macrophytes, Odonata, Coleoptera, amphibians) or family richness (macroinvertebrates)

	Macrophyte species richness	Odonata species richness	Coleoptera species richness	Amphibian species richness	Macroinvertebrate family richness
Minimum	0	0	0	0	2
1st quartile	0	0	0	0	4
Median	3	1	4	1	6
3rd quartile	7	1	5	2	8
Maximum	10	5	6	3	11

Table 4. Relationship between species richness (macrophytes, Odonata, Coleoptera, amphibians) or family richness (macroinvertebrates) (Spearman correlation coefficients, $\alpha = 0.05$). Significant correlations: ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$

	Macrophytes	Odonata	Coleoptera	Amphibians
Odonata	0.65**			
Coleoptera	-0.12	0.04		
Amphibians	0.68***	0.56**	-0.23	
Macroinvertebrates	0.27	0.26	0.13	0.55**

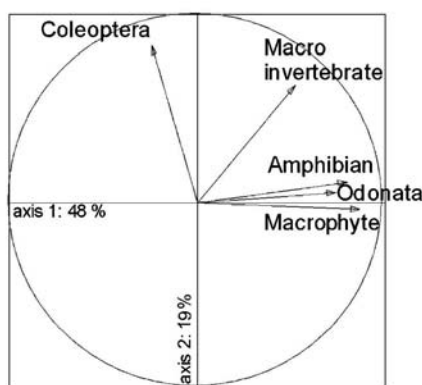


Figure 2. Principal components analysis of the species richness (macrophytes, Odonata, Coleoptera, amphibians) or family richness (macroinvertebrates) (first and second principal components and the percentage of explained information).

Relationships between biodiversity and environmental variables of alpine ponds

The statistical comparison of the biological and environmental data indicated many significant correlations. Altitude, pH, conductivity, trophic state, presence of fish and presence of macrophytes, were all correlated with the richness of at least one biological group. However, area and mean depth of the ponds showed no significant correlation (Table 5). Nevertheless, when removing the effect of altitude (i.e. considering the

richness residues obtained from the simple regression with altitude), only four of the 10 relationships discovered remained significant: Coleoptera richness was negatively correlated with fish presence ($p < 0.05$); amphibian richness was positively correlated with trophic state ($p < 0.01$); and macrophyte richness was positively correlated with pH ($p < 0.001$) and conductivity ($p < 0.01$).

The GAMs confirmed the importance of retaining altitude as a significant predictor in three of the five models (Table 6). The pH, trophic state and fish presence were also significant predictors for some of the species richness measures. Furthermore, trophic state and pH were retained in models along with altitude, indicating that these two variables probably had a relationship per se with the species richness, independent of the altitude effect. Another set of GAM analyses (not presented here), in which area replaced pH, underlined the lack of relationships between area and the five biological richness measures, information that corroborates the lack of relationships observed in simple correlations (Table 5).

With increasing altitude, the diversity of macrophytes, invertebrates and especially amphibians significantly decreased (Figure 3). This result was found in simple correlations ($p < 0.01$) and in GAMs. Odonata richness showed a less significant correlation with altitude ($p < 0.05$), and altitude was not retained in the GAM of Odonata richness. In fact, none of the variables or association of variables kept in the GAM gave a significant model for Odonata. There was a positive relationship between pH and the species richness of macrophytes (Figure 4(a)) and Odonata, as demonstrated by simple relationships (Table 5) or by GAMs

Table 5. Significant relationships between biodiversity and environmental variables in alpine ponds (this study) and lowland ponds (data from Oertli *et al.*, 2001). The relationships are assessed either by Spearman correlation tests ($\alpha = 0.05$ (continuous variables: depth, area, altitude, conductivity) or by Mann-Whitney nonparametric tests (variables expressed in classes: pH, trophic state, fish or macrophyte presence). (-): negative correlation; (+): positive correlation; na: not assessed. Significant correlations (p): < 0.05 ; $^{**} < 0.01$; $^{***} < 0.001$; $^{****} < 0.0001$. p is indicated if close to significant level ($0.05 < p < 0.10$)

	Macrophyte species richness		Odonata species richness		Coleoptera species richness		Amphibian species richness		Macroinvertebrate family richness	
	alpine	lowland	alpine	lowland	alpine	lowland	alpine	lowland	alpine	lowland
Mean depth				(+) 0.08						
Area		(+)*		(+)						(+) 0.07
Altitude	(-)		(-)*		(-)*	(-)*	(-)		(-)	
Fish presence	(-)		(+)		(-)*		(-)		(-)	
Conductivity	(+)	(-) 0.08	(+)*		(-)*		(+)		(-)	0.08
Trophic state			(+)				(+)			
pH	(+)		(+)	(+)						
Macrophyte presence	na	na	(+)	na	na		(+)	na	(+)	0.07

Table 6. Generalized additive models modelling the relationships between the species richness (macrophytes, Odonata, Coleoptera, amphibians) or family richness (macroinvertebrates) and four environmental variables. The contribution of each factor in the models, the $D2$ and the cross-validation value (r) are specified

	Altitude	Fish presence	pH	Trophic state	$D2$	r
Macrophyte	1.09		1.20		0.63	0.81
Odonata			1.54		0.33	0.32
Coleoptera		1.11			0.25	0.44
Amphibian	2.03			0.80	0.58	0.68
Macroinvertebrate	0.83				0.60	0.60

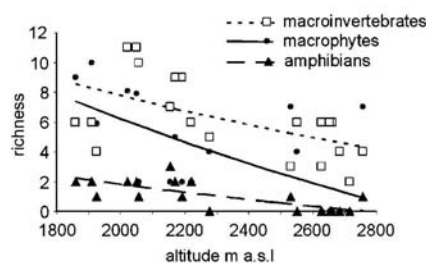


Figure 3. Logarithmic regression between altitude and macroinvertebrate family richness, macrophyte and amphibian species richness. Characteristics of the logarithmic regressions: macroinvertebrates $R^2 = 0.307$, $p = 0.009$; macrophytes $R^2 = 0.411$, $p = 0.003$; amphibians $R^2 = 0.540$, $p = 0.0002$.

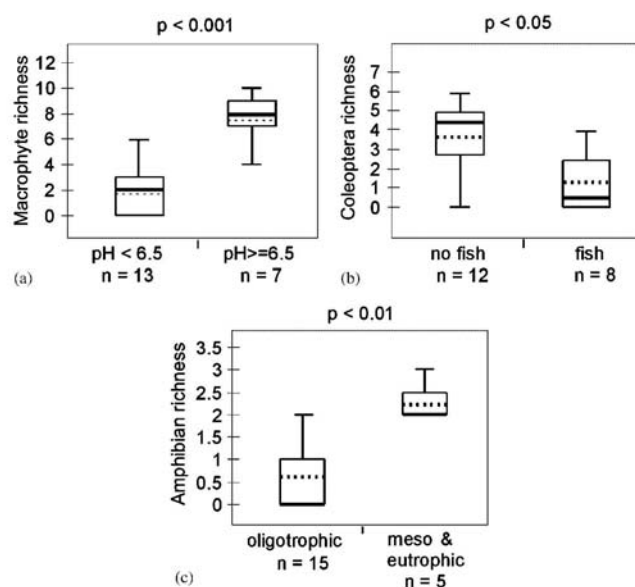


Figure 4. Selected significant relationships between environmental variables and species richness in alpine ponds ($n = 20$). (a) pH and macrophytes; (b) fish presence and Coleoptera; (c) trophic state and Amphibia. The relationships are assessed by Mann–Whitney nonparametric tests. (Explanation of the box plot: the box represents the interquartile distance with the horizontal lines representing the median (solid bold line) and the mean (dashed line). The upper error bar gives the largest value that is \leq to the third quartile $+ 1.5 \times$ the interquartile distance. The lower error bar gives the lower value that is \geq to the first quartile $- 1.5 \times$ the interquartile distance).

(Table 6). It is worth noting that the pH was kept in the GAM for macrophyte species richness along with altitude, and increased the cross-validation value of the model from 0.59 to 0.81. This result emphasizes the fact that, regardless of the correlation of pH with altitude, it probably explains per se part of the

macrophyte richness variability. Conductivity showed a positive relationship with the species richness of macrophytes, Odonata and amphibians (Table 5); nevertheless, removing the effect of altitude in these relationships (using the residues of the relationship between richness and altitude), the correlation with macrophyte richness was the only significant relationship remaining ($p < 0.01$).

The presence of fish was negatively correlated with coleopteran species richness (Figure 4(b)). Indeed, this variable was the only predictive variable retained in the GAM of coleopteran richness (Table 6). Furthermore, the mean number of species in ponds where fish were present was 1.2, significantly less than in ponds lacking fish, where the mean number of species was 3.7. Trophic state was significantly related to amphibian species richness (Table 5; Figure 4(c)). The average number of amphibian species was significantly higher in mesotrophic or eutrophic ponds (2.3) than in oligotrophic ponds (0.6). Trophic state was also retained as a significant predictor for amphibian species richness in the GAMs (Table 6).

The number of Odonata and amphibian species was significantly higher in ponds with macrophytes than in those lacking macrophytes ($p < 0.01$; Table 5). Nevertheless, these two relationships seemed to be mainly due to the correlation between macrophyte presence and altitude; indeed, when removing the altitude effect (i.e. considering the residues of the relationships of these species richness with altitude), the relationships were no longer significant (Odonata: $p = 0.68$, amphibians: $p = 0.32$).

Comparison with relationships observed for lowland ponds

The set of environmental variables related to biodiversity in the alpine ponds of this study can be compared with the set of variables identified in lowland ponds (data from Oertli *et al.*, 2001). In the lowland belt studied, the altitude ranged from 210 to 967 m a.s.l., and the pond area from 6 m² to 58 065 m², with a mean pond area of 8206 m². These ranges were similar to the characteristics of the alpine set of ponds (see Table 1). In the lowland ponds, macrophytes were always present and the variable 'macrophyte presence' was not, therefore, tested.

The sets of correlations between the environmental variables and the diversities of the five biotic groups were significantly different in the two altitudinal belts (Wilcoxon matched-pairs ranks test, $p = 0.02$), indicating that some individual relationships probably differed between the two. Further investigation confirmed this hypothesis: several relationships found in both altitudinal belts differ (Table 5). Some factors gained importance with altitude (e.g. pH for macrophyte richness), while others were less important (e.g. area for macrophyte, Odonata and macroinvertebrate richness). In addition, some factors had a positive relationship with biodiversity measures at altitude when, in lowland areas, they were negatively related to biodiversity (e.g. conductivity). Nevertheless, some relationships followed the same trend in both altitudinal belts: specifically, the negative relationship between altitude and the richness of macroinvertebrate families, and the positive relationship between pH and Odonata richness.

DISCUSSION

Altitude, pH, conductivity and macrophyte presence were shown in simple correlations to be important environmental variables, as they were correlated with the diversities of at least two biological groups. Fish presence and trophic state only affected one biological group. Area and mean depth showed no significant relationships with the richness of biological groups.

The importance of altitude remained strong in the alpine ponds studied, despite the consideration of only one altitudinal belt. The significance of the effect of altitude on macrophytes, Odonata and amphibians was even higher than in lowland ponds. Indeed, alpine environmental conditions necessitate specific adaptations, since organisms must endure a short activity period when ponds are free of ice and snow and a long inactive period during winter. They must also be adapted to rapid and wide daily temperature

fluctuations (Neldner and Pennak, 1955), intense UV, strong wind, abundant precipitation (Holdridge, in Ricklefs, 1990; Ramade, 1994) and low nutrient concentrations (Ward, 1985, 1992a, b). All tested groups, except coleopterans, showed an altitude-related decline in species richness in the alpine belt. In a study based on Swiss ponds from all altitudinal belts, 47% of the variability of amphibian species richness was found to be caused by altitude (Oertli *et al.*, 2000). The physiological constraints of amphibians, such as exothermy, unprotected skin and the permanent need for humidity, render them particularly sensitive to alpine conditions (Blaustein *et al.*, 1994). The difficulties encountered by plants have also been reported (Collins and Likens, 1969): altitude selects against plants that are not resistant to cold and whose life-cycle duration exceeds the short period available in the alpine environment for germination and flowering.

Despite the existing known importance of altitude effects on biodiversity, additional relationships specific to alpine environments were observed in this study. The fact that many relationships differed between lowland and alpine ponds demonstrates the particularities of alpine systems. For instance, in the alpine ponds studied, conductivity was a positive factor, in contrast to lowland ponds where increased conductivity is typically associated with negative impacts on biodiversity. In fact, the conductivity values measured in the alpine ponds were low ($< 156 \mu\text{S cm}^{-1}$). In contrast, in lowland ponds, conductivity often reaches critically high levels ($> 600 \mu\text{S cm}^{-1}$) (Oertli *et al.*, 2001). Furthermore, the area variable showed no correlation with biodiversity in the alpine ponds studied, whereas in lowland ponds area can have a positive influence on biodiversity (e.g. with macrophytes, Gastropoda, Odonata (Oertli *et al.*, 2002)).

The association of acidic precipitation and weak buffering capacity due to crystalline bedrock is very common in alpine ponds (Marchetto, 1998). Among the 20 ponds in the present study, nine had a pH below 6. From the evidence of this study, acidic conditions can have a negative impact on biodiversity and especially on macrophyte species richness. In fact, pH can act as a selection factor, since many organisms cannot survive in acidic conditions. The importance of pH has been widely demonstrated, with acidic conditions correlating with a low richness in aquatic plants (Rorslett, 1991; Gacia *et al.*, 1994; Vestergaard and Sand-Jensen, 2000), invertebrates (Bradford *et al.*, 1998; Guérol *et al.*, 2000) and amphibians (Beebee, 1996).

Fish presence is negatively correlated with coleopteran richness in alpine ponds. The predation pressure of fish on coleopterans (especially the genera *Hydroporus* and *Agabus*) was reported by Bradford *et al.* (1998) and the negative relationship between fish presence and coleopteran richness was also shown in a study based on lowland ponds (Oertli *et al.*, 2001).

Trophic state is commonly seen as an important variable influencing aquatic biodiversity in other studies (Lachavanne *et al.*, 1990; Menetrey *et al.*, 2005), and its weak influence on the diversity of most groups in this study probably reflects the limited range of tested trophic states (the mesotrophic class was represented by four ponds and only one site was eutrophic), and the relatively low nutrient status of alpine ponds.

The relationships described here give a preliminary view of some factors related to biodiversity in Swiss alpine ponds — particularly altitude, pH, trophic state and fish presence. Further, more detailed, investigations of these relationships would now be valuable in order to confirm and complete these results on a larger geographical scale. It would also be useful to integrate, into future studies, further biological groups because of the small number of species adapted to the alpine altitudinal belt in some of the groups tested, especially amphibians and Odonata. For example, the inclusion of chironomids, oligochaetes and bryophytes would be particularly interesting, since they show a fairly high species richness in alpine ponds.

It was demonstrated here that, for alpine ponds, environmental factors related to biodiversity are either different from those that are important in lowland areas or, if the same, they act differently: some factors gain importance with altitude (e.g. pH), while others lose importance (e.g. area). In fact, some factors become positive when, in lowland areas, they were negative (e.g. conductivity). Considering these particularities of the alpine environment, alpine pond conservation must be applied using an alternative strategy to that used for lowland ponds. We suggest that one valuable approach would be to adapt biodiversity assessment tools specifically to alpine ponds.

ACKNOWLEDGEMENTS

We are grateful to our co-workers, Christiane Ilg, Gilles Carron and Dominique Auderset Joye for their support. Special thanks to Emmanuel Castella for his help with statistics, and to David McCrae and Jeremy Biggs for the English review of the article. Brigitte Lods-Crozet, Verena Lubini and Nigel Thew provided fauna identifications and the EAWAG physico-chemistry analyses. Thanks to the Swiss National Park research committee for permission to study alpine ponds in the Swiss National Park and for financial support. The alpine database was partly provided by the previous PLOCH study, financially supported by the 'Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape'. Thanks to the PLOCH team. Two anonymous reviewers provided excellent and insightful comments and suggestions.

REFERENCES

- Anonymous. 1998. *S-PLUS 4.5*. Data Analysis Products. Division, MathSoft Inc., Seattle, WA.
- Anderson DR, Burnham KP. 1998. *Model Selection and Inference: A Practical Information-theoretic Approach*. Springer Verlag: New York.
- Austin MP, Graywood MJ. 1994. Current problems of environmental gradients and species response curves in relation to continuum theory. *Journal of Vegetation Science* 5: 473–482.
- Beebee TJC. 1996. *Ecology and Conservation of Amphibians*. Conservation Biology Series, Chapman & Hall: London.
- Biggs J, Williams P, Whitfield P, Nicolet P, Weatherby A. 2005. 15 years of pond assessment in Britain: results and lessons learned from the work of Pond Conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15: 693–714.
- Blaustein AR, Wake DB, Sousa WP. 1994. Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conservation Biology* 8: 60–71.
- Borgula A, Fallot P, Ryser J. 1994. Inventaire des sites de reproduction de batraciens d'importance nationale. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape, Bern.
- Bradford D, Cooper S, Jenkins T, Kratz K, Sarnelle O, Brown A. 1998. Influences of natural acidity and introduced fish on faunal assemblages in California alpine lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 2478–2491.
- Burnham KP, Overton WS. 1979. Estimation of the size of a closed population when capture probabilities vary among individuals. *Biometrika* 65: 625.
- Collins LW, Likens GE. 1969. The effect of altitude on the distribution of aquatic plants in some lakes of New Hampshire, U.S.A. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 17: 154–172.
- Duelli P. 1994. Listes rouges des espèces animales menacées de Suisse. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape, Bern.
- Gacia E, Ballesteros E, Camarero L, Delgado O, Palau A, Riera JL, Catalan J. 1994. Macrophytes from lakes in the eastern Pyrenees: community composition and ordination in relation to environmental factors. *Freshwater Biology* 32: 73–81.
- Guérol F, Boudot JP, Jacquemin G, Vein D, Merlet D, Rouiller J. 2000. Macroinvertebrate community loss as a result of headwater stream acidification in the Vosges Mountains (N-E France). *Biodiversity and Conservation* 9: 767–783.
- Hastie TJ, Tibshirani RJ. 1990. *Generalized Additive Models*. Chapman & Hall: London.
- Hinden H. 2004. *La biodiversité des petits plans d'eau alpins de Suisse*. MS thesis, University of Geneva.
- Krebs CJ. 1985. *Ecology – The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. Harper & Row: New York.
- Lachavanne JB, Perfetta J, Noetzelin A, Juge R, Lods-Crozet B. 1990. Etude chronologique et écologique des macrophytes des lacs suisses en fonction de leur altitude et de leur niveau trophique. Final report, Swiss National Science Foundation, Geneva.
- Landolt E. 1977. Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. *Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH Stiftung Rübel (Zürich)* 64: 1–208.
- Lehmann A, Overton JM, Leathwick JR. 2002. GRASP: generalized regression analysis and spatial prediction. *Ecological Modelling* 157: 189–207.
- Marchetto A. 1998. Limnology of high altitude lakes in the Mt Everest Region (Nepal). *Memorie dell' Instituto Italiano di Idrobiologia* 57: 1–10.
- Menetrey N, Sager L, Oertli B, Lachavanne JB. 2005. Looking for metrics to assess the trophic state of ponds. Macroinvertebrates and amphibians. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15: 653–664.
- Neldner KH, Pennak RW. 1955. Seasonal faunal variations in a Colorado alpine pond. *American Midland Naturalist* 53: 419–430.

- Oertli B, Auderset Joye D, Castella E, Juge R, Lachavanne JB. 2000. Diversité biologique et typologie écologique des étangs et petits lacs de Suisse. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape. Laboratory of Aquatic Ecology and Biology (LEBA), University of Geneva.
- Oertli B, Auderset Joye D, Castella E, Juge R, Lachavanne JB. 2001. Prédiction du potentiel de diversité biologique des étangs du Canton de Genève. Laboratory of Aquatic Ecology and Biology (LEBA), University of Geneva. Geneva Department for Interior, Agriculture and Environment (DIAE).
- Oertli B, Auderset Joye D, Castella E, Juge R, Cambin D, Lachavanne J-B. 2002. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation* **104**: 59–70.
- Oertli B, Auderset Joye D, Indermuehle N, Juge R, Lachavanne J-B. in press. The first European pond workshop. *Archives des Sciences* **57**.
- Oertli B, Auderset Joye D, Castella E, Juge R, Lehmann A, Lachavanne J-B. 2005. PLOCH: a standardized method for sampling and assessing the biodiversity in ponds. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **15**: 665–679.
- Ramade F. 1994. *Eléments d'Écologie. Ecologie Fondamentale*, 2nd edn. Ediscience International: Paris.
- Ricklefs R. 1990. *Ecology*. W.H. Freeman: New York.
- Rorslett B. 1991. Principal determinants of aquatic macrophyte richness in northern European lakes. *Aquatic Botany* **39**: 173–193.
- Vestergaard O, Sand-Jensen K. 2000. Aquatic macrophyte richness in Danish lakes in relation to alkalinity, transparency, and lake area. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **57**: 2022–2031.
- Ward JV. 1985. Thermal characteristics in running waters. *Hydrobiologia* **125**: 31–46.
- Ward JV. 1992a. *Aquatic Insect Ecology, Biology and Habitat*. John Wiley: New York.
- Ward JV. 1992b. A mountain river. In *The Rivers Handbook*, vol. 1: *Hydrological and Ecological Principles*. Blackwell: Oxford; 493–510.
- Wetzel RG. 1983. *Limnology*, 2nd edn. Saunders: Philadelphia, PA.
- Williams P, Whitfield M, Biggs J, Bray S, Fox G, Nicolet P, Sear D. 2004. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation* **115**: 329–341.

Annexe 14. Classification des zones humides (D'après Scott, 1989; in Dugan, 1997).**1. EAU SALÉE**

- milieu marin subtidal ou intertidal
- estuaire subtidal ou intertidal
- lagon
- lac salé

2. EAU DOUCE

- eau courante de caractère temporaire ou permanent (rivières, fleuves, chutes d'eau, plaines inondables, ...)
- milieu lacustre (lacs et étangs permanents, lacs temporaires et leurs plaines inondables)
- milieu palustre (marécages, marais, tourbières, ...)

3. ZONES HUMIDES RÉALISÉES PAR L'HOMME

- aquaculture (étangs d'élevage de poissons ou crustacés)
- agriculture (étangs, canaux d'irrigations, terres irriguées, ...)
- exploitation de sel (salines, "salt pans")
- industrie (diverses excavations dont les gravières, aires de traitement des eaux usées)
- aires de stockage d'eau (réservoirs hydroélectriques, réservoirs d'irrigation ou de consommation)

Annexe 15 Quelques exemples de définitions des termes les plus usités : « lacs », « étangs », et « mares », tirés de dictionnaires encyclopédiques, de traités de limnologie, d'ouvrages d'écologie des eaux, de rapports, ou d'associations.

1. Le lac

- La DCE décrit le lac comme une « *masse d'eau intérieure de surface stagnante* ».
- Selon Pourriot & Meybeck (1997): « *toute cuvette naturelle ou artificielle, remplie d'eau sans connexion directe avec l'océan* ».
- Selon le Dictionnaire Larousse (2003), un lac est une « *vaste étendue d'eau continentale, naturelle ou artificielle, généralement douce, présentant une épaisseur dépassant le décimètre. L'eau s'y renouvelle lentement, apportée par les cours d'eau tributaires et est évacuée par le ou les cours d'eau émissaire(s). Un lac ne déverse pas son eau par le fond, mais par le point le plus bas de son périmètre de surface* ».
- Selon le Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement (Ramade, 2002) ou le Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau (Ramade, 1998), un lac est un « *ensemble d'écosystèmes aquatiques, généralement d'eau douce, occupant le fond d'une dépression ou d'un bassin géologique sans communication directe avec la mer. Les lacs sont caractérisés par des eaux calmes par suite de l'absence de courant gravitaire (dits de ce fait lenticques) et donc d'un renouvellement lent, le temps de demi-vie des eaux ayant tendance à augmenter avec le volume du lac. Les lacs possèdent une profondeur suffisante pour présenter une zonation verticale. Celle-ci est marquée par une stratification thermique qui se traduit par la présence d'une région superficielle, dite épilimnétique, et d'une zone profonde (hypolimnétique). Cette zonation verticale concerne aussi la pénétration de la lumière, laquelle n'atteint pas généralement les couches profondes qui sont de ce fait aphotiques et donc dépourvues de végétaux autotrophes*».
- Selon l'IUCN, (Dugan, 1997)), un lac est défini par sa superficie qui est supérieure à 8ha.
- Selon Mulhauser & Monnier (1995), un lac est une « *étendue d'eau dormante intérieure qui possède, en plus de sa zone littorale, une zone profonde privée de lumière où les espèces végétales ne peuvent se développer. La profondeur minimale de la zone profonde dépend de l'absorption de la lumière due aux algues microscopiques (phytoplancton) en suspension qui se développent grâce aux matières nutritives dissoutes. Dans la plupart des cas (lacs eutrophes), la lumière pénètre rarement à plus de dix mètres de profondeur* ».
- Selon le Réseau de bassin Rhône Méditerranée Corse, Un lac est un « *plan d'eau situé dans une dépression naturelle où la durée de séjour des eaux et la profondeur sont suffisantes pour définir une zone pélagique et où s'établit, du printemps à l'automne, une stratification thermique stable* ».
- Selon l'Office National des Forêts français (Arnaboldi *et al.*, 2006): le lac se caractérise par une « *grande profondeur d'eau, pratiquement toujours supérieure à 20 mètres. Elle est divisée en deux couches distinctes : l'épilimnion et l'hypolimnion que sépare la thermocline. L'éclairement, le taux d'oxygène et la température varient fortement d'une couche à l'autre. La stratification de l'eau et*

son lent brassage sont les caractéristiques essentielles d'un lac ».

- Selon l'Université de Genève (Oertli *et al.*, 2000): « *cuvette naturelle ou artificielle contenant des eaux qui subissent une stratification thermique saisonnière et dont la profondeur maximale est supérieure à 8 m. Dans un lac, l'hétérogénéité verticale des conditions de milieu (lumière, température, concentration des éléments chimiques) permet de reconnaître une zone littorale peu profonde (moins de 8 m, colonisée par les plantes aquatiques supérieures), une zone pélagique (zone de pleine eau, colonisée par le phytoplancton) et une zone profonde (plus de 8 m, colonisée éventuellement par des microphytes si les conditions lumineuses le permettent) ».*

2. L'étang

- Selon l'Encyclopédie des sciences de la nature (Larousse, 1995), un étang est « *toute retenue d'eau artificielle réglée par l'activité humaine ».*
- Selon le Dictionnaire Larousse (2003), l'étang est « *étendue d'eau reposant dans une cuvette à fond imperméable et généralement moins vaste et moins profonde que celle d'un lac ».*
- Selon le Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement ou le Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau (Ramade, 1998; 2002), un étang est un « *écosystème lentique artificiel créés par endigage. En règle générale, les étangs sont créés en barrant l'émissaire d'une rivière ou d'un marécage palustre préexistant, ce qui accroît la superficie de la zone humide considérée ».*
- Selon l'IUCN, (Dugan, 1997)), un étang est défini par sa surface qui est inférieure à 8ha.
- Selon Mulhauser & Monnier (1995), un étang est une « *étendue d'eau dormante intérieure qui ne possède pas de zone profonde, mais dont le fond est parfois soustrait à l'action thermique du soleil. La profondeur moyenne se situe entre un et trois mètres. Le développement des végétaux est possible partout ».*
- Selon l'Office National des Forêts français (Arnaboldi *et al.*, 2006), l'étang est un « *milieu lentique d'origine anthropique. Il est édifié par la création d'une digue et alimenté directement, ou en dérivation, par un cours d'eau. Sa vocation est, ou était à l'origine, piscicole. Sa profondeur moyenne est de 5 m (max. 10 m), sans stratification thermique stable».*
- Selon le « Pond Conservation Group » (1993), un étang (pond and pool) est une « *étendue d'eau, d'origine naturelle ou humaine, comprise entre 1m² et 2ha qui, d'ordinaire, reste en eau au moins 4 mois par an ».*
- L'Université de Genève (Oertli *et al.*, 2000) définit l'étang comme « *une pièce d'eau d'une profondeur maximale inférieure à 8 m et qui offre la possibilité aux plantes aquatiques supérieures de se développer sur la plus grande partie de la surface des fonds ».*
- Après le premier congrès européen qui a eu lieu pour la conservation et le monitoring des mares et étangs, Oertli *et al.* (2005) donnent une définition des « ponds »: « *étendue d'eau, d'origine naturelle ou humaine, qui peut être permanente ou temporaire, comprise entre 1m² et 2ha, d'une profondeur*

maximale inférieure à 8 m et qui offre la possibilité aux plantes aquatiques supérieures de se développer sur la plus grande partie de la surface des fonds »

3. La mare

- Selon Jammes (1997), qui a fait une étude comparée de 36 définitions collectées du 16^{ème} siècle aux années 1990, et provenant d'ouvrages variés tels que dictionnaires, encyclopédies, guides spécialisés, manuels universitaires d'écologie, d'hydrologie ou bien encore de géographie, la mare est une « *étendue d'eau stagnante de taille variable, évaluée en m² et pouvant atteindre 2000 m². sa faible profondeur, qui peut atteindre environ 2m, permet à toutes les couches d'eau d'être sous l'action du rayonnement solaire, ainsi qu'aux plantes de s'enraciner sur tout le fond. De formation naturelle ou artificielle, elle se trouve dans des dépressions imperméables, en contexte rural, périurbain, voire urbain. Elle est alimentée par les eaux pluviales, et parfois phréatiques. Avec son petit bassin versant, elle constitue un réseau hydrographique endoréique auquel participent des eaux parvenant à la mare par des voies d'origine anthropique (canalisations, rigoles, fossés). Il arrive qu'elle soit associée à un système de fossés qui y pénètrent et en ressortent ; elle exerce alors un rôle de « tampon » au ruissellement. Elle peut sécher en été par grandes chaleurs. Présente principalement dans les régions pauvres en cours d'eau, elle a perdu presque tous ses usages liés aux activités agricoles et rurales, et n'est souvent plus qu'un lieu d'agrément et de loisir. Elle présente un milieu de vie riche d'une flore et d'une faune spécifiques ».*
- Selon Mulhauser & Monnier (1995), la mare est une « *étendue d'eau dormante intérieure qui ne possède pas de zone profonde et dont le fond n'est pas soustrait à l'action thermique du soleil. La profondeur maximale ne dépasse généralement pas un mètre, mais la mare est en eau toute l'année. Le développement de la végétation est possible partout ».*
- Selon l'Office National des Forêts français (Arnaboldi *et al.*, 2006), la mare est « *d'origine naturelle ou anthropique, la mare est une petite nappe d'eau peu profonde (moins de 0.5ha (5000m²) en général), où la lame d'eau dépasse rarement deux, voire trois mètres. Moins typé que celui d'un lac ou d'un étang, le profil en travers d'une mare peut adopter des formes très différentes, souvent liées à son origine (grande mare très encaissée, mare à fond plat, issue d'un ancien étang, dépression humide, ancienne fosse d'exploitation de la tourbe, etc.) ».*
- L'Université de Genève (Oertli *et al.*, 2000) définit la mare comme une : « *pièce d'eau d'une profondeur maximale inférieure à 2m dont les fonds peuvent être entièrement colonisés par les plantes aquatiques supérieures et dont la température est influencée par le rayonnement solaire direct (absorption des rayons infrarouges) ».*

Annexe 16. Recherche bibliographique concernant la définition des « ponds », effectuée par Biggs *et al.* (2005). Pour avoir le détail des références citées, à voir dans la publication pré-citée.

712

J. BIGGS *ET AL.*

APPENDIX 1: DEFINITIONS OF PONDS

Definitions of the term 'pond' given in books, reports and journals were reviewed, mainly in preparation for the Lowland Pond Survey 1996, the UK Government's first attempt to assess the ecological quality of ponds (Williams *et al.*, 1998a). Although there was no universal agreement on what constituted a pond it was possible to recognize four broad categories of definition, reflecting the main concepts most frequently repeated: (i) it is difficult (if not impossible) to define a pond, (ii) ponds are small and shallow, (iii) ponds are shallow enough for rooted plants to grow throughout, (iv) a miscellany of other physical characteristics.

It is difficult (if not impossible) to define a pond

'... in general, no scientific distinction can be made [between ponds and lakes].'	Macan and Worthington, 1972
'There is no satisfactory definition of a pond for the term covers such a wide variety of freshwater habitats.'	Clegg, 1974
'No firm boundaries exist between the various sorts of standing water ...'	Williams, 1983
'There is no point at which a definitive line can be drawn between a pond and a lake or even between a puddle and a pond.'	Fitter and Manuel, 1986
'... it is impossible to provide a precise, technical difference.'	Jeffries and Mills, 1990
'... it is probably better to think of ponds as a special class of lakes than as something separate.'	Ashworth, 1991
'The discrimination between large lakes and small lakes or ponds is difficult to establish as the lake size gradient comprises an environmental continuum without any clear delimitation.'	Søndergaard <i>et al.</i> , 2005

Ponds are small and shallow

'... lakes of slight depth.'	Forel, 1892 (in Horne and Goldman, 1994)
'A body of standing water that is smaller than a lake.'	Ashworth, 1991
'... bodies of water small enough that a rainstorm will significantly change the water chemistry ...'	Ashworth, 1991
'A small body of still water of artificial formation, its bed being either hollowed out of the soil or formed by embanking and damming up a natural hollow.'	Simpson and Weiner, 1989
'A fairly small body of still water formed naturally or by hollowing or embanking.'	Allen, 1990
A smaller version of lakes.	Moss, 1988
'A pond is a small freshwater lake.'	Porter, 1988

- '... ponds are shallow enough to allow light to penetrate to most of their depths.'
- Ponds are shallow enough for rooted plants to grow throughout**
- '... a body of water which is so shallow that rooted plants can grow all the way across it.'
- '... very small, shallow bodies of standing water in which the relatively quiet water and extensive plant occupancy are common characteristics.'
- 'A pond can be described as a body of still water which is sufficiently shallow to enable attached water plants to grow all over it. This cannot hold true for all ponds ...'
- '... they are small bodies of shallow, stagnant water, usually well supplied with aquatic plants.'
- '... small bodies of freshwater, shallow enough for vegetation to grow across the whole surface area.'
- 'Ponds are of many kinds but typically are small bodies of shallow, stagnant water in which rooted plants can grow even in the deepest parts.'
- 'A pond, then, is likely to be a small body of water, shallow enough for plants rooted on the bottom to grow all over it (though this also depends on the clarity of the water) and to ensure a fairly even temperature throughout.'
- '... shallow, but often thermally stratified waters, with abundant growths of rooted and floating macrophytes.'
- A miscellany of other physical characteristics**
- '... a typical pond is virtually a self-contained system, a closed biotope, a world within itself ...'
- 'Ponds are much less stable than lakes. Heavy rain may change completely the water in a pond. In dry weather it may disappear.'
- Small pond: between the size of a tree-hole and 20 sq. yards (17 sq. m.)
Pond: < 1 acre (0.4 hectares)
- Water bodies up to a size of about 2000m².
- '... stillwaters no deeper than 3 metres and ranging in size from a few square metres to 0.405 hectares.'
- '... a pond [is] anything less than 50 m (165 feet) or so across ...'

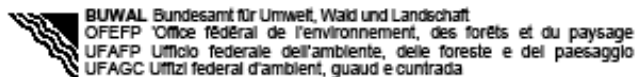
'Ponds' includes water bodies up to 0.5 hectares. Water bodies of 1.5 hectares are called 'large' by Fryer. No upper or lower size limits defined.

Fryer, 1993

NRA lake classification study referred to water bodies '... greater than about 1 ha ...' (p. 2) and '... lakes greater than 2 ha.' (p. 13); by implication, ponds are smaller than this.

Johnes *et al.*, 1994

Annexe 17. Correspondance de l'OFEV datant du 20 mai 2003, sections Eaux de surface – qualité et Gestion des Eaux, en réponse au questionnaire envoyé (Annexe 3 et Annexe 4).



CH-3003 Bern, 20. Mai 2003

Telefon: +41 (31) 3226950
 Telefax: +41 (31) 3230371
 E-Mail: ulrich.sieber@buwal.admin.ch
 Internet: <http://www.umwelt-schweiz.ch>

Laboratoire d'Ecologie et Biologie Aquatique à
 l'attention de N. Perrottet et L. Sager Ch. des
 Clochettes 18
 1208 Genève

Ihr Zeichen

Ihre Nachricht vom 8. April 2003

Unser Zeichen US / C212-0136

Gegenstand Fragebogen zur Anwendung einer biologischen Methode zur Überwachung von kleinen stehenden Gewässern

Sehr geehrte Frau Perrottet, sehr geehrter Herr Sager

Mit Ihrem Schreiben vom 8. April 2003 haben Sie uns einen Fragebogen im Hinblick auf die Verwendung einer biologischen Methode zur Überwachung der kleinen stehenden Gewässer in der Schweiz zugesandt. Wie wir Ihnen bereits anlässlich Ihres Besuches bei uns im August 2002 erklärt haben, befassen wir uns nicht direkt als Vollzugsbehörde mit der Untersuchung solcher Kleingewässer. Wir verzichten deshalb auf die Beantwortung der Fragen im Einzelnen, möchten Ihnen aber trotzdem nochmals unsere Sicht darlegen.

Im Gegensatz zum Modul-Stufen-Konzept zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer, welches im Aufbau begriffen ist, besteht für die stehenden Gewässer noch kein vergleichbares bundesweites Konzept. Die Überwachung der stehenden Gewässer erfolgt durch die kantonalen Gewässerschutzfachstellen gemäss den Anforderungen an die Wasserqualität nach Anhang 2 der Gewässerschutzverordnung. Es gelten zudem die Ökologischen Ziele für Gewässer nach Anhang 1. Darin sind jedoch keine speziellen Ziele für stehende Kleingewässer formuliert.

Mit Kleingewässern wie Weiher, Tümpel oder Kleinseen kann nicht wie mit den grösseren Seen verfahren werden, da sie in der Regel von sehr individuellen Rahmenbedingungen geprägt sind. Sie stellen in der heutigen Kulturlandschaft nicht selten Reste von Naturräumen dar, welche für den Naturschutz bedeutend sind. Sie weisen spezielle Lebensräume für selten gewordene Arten auf oder dienen als Trittsteinbiotope für die Biotopvernetzung in der stark zersiedelten Landschaft. Somit stehen bei den Kleingewässern vielfach andere Zielsetzungen als diejenigen des Gewässerschutzes im Vordergrund.

Für eine wirksame biologische Beurteilung sollten an kleinen stehenden Gewässern die ökologischen Zielsetzungen vorgängig konkretisiert werden. Je nach Situation spielt der Gewässerschutz neben anderen Bereichen wie zum Beispiel dem Naturschutz aber nur teilweise eine Rolle. Eine Methode zur Beurteilung der Kleingewässer muss dies in jedem Fall berücksichtigen.

Wir hoffen, Ihnen mit diesen Angaben zu dienen und verbleiben mit freundlichen Grüssen

U. Sieber

P. Liechti

(Sektion Gewässerreinigung)

Annexe 18. Extrait de la DCE donnant les écorégions et les types de masses d'eau de surface (Annexe II, 1.2.2).

1.2.2. Lacs

Système A

Typologie fixe	Descripteurs
Écorégion	Écorégions indiquées sur la carte A de l'annexe XI
Type	<p>Typologie de l'altitude</p> <ul style="list-style-type: none"> élevée: > 800 m moyenne: de 200 à 800 m plaine: < 200 m <p>Typologie de la profondeur basée sur la profondeur moyenne</p> <ul style="list-style-type: none"> < 3 m 3 à 15 m > 15 m <p>Typologie de la dimension basée sur la surface</p> <ul style="list-style-type: none"> 0,5 à 1 km² 1 à 10 km² 10 à 100 km² > 100 km² <p>Géologie</p> <ul style="list-style-type: none"> calcaire siliceux organique

Système B

Caractérisation alternative	Facteurs physiques et chimiques qui déterminent les caractéristiques du lac et, donc, la structure et la composition de la population biologique
Facteurs obligatoires	<p>Altitude</p> <p>Latitude</p> <p>Longitude</p> <p>Profondeur</p> <p>Géologie</p> <p>Dimension</p>
Facteurs facultatifs	<p>Hauteur moyenne de l'eau</p> <p>Forme du lac</p> <p>Temps de résidence</p> <p>Température moyenne de l'air</p> <p>Limites des températures de l'air</p> <p>Caractéristiques de mixage (par exemple monomictique, dimictique, polymictique)</p> <p>Capacité de neutralisation de l'acide</p> <p>État de fond des nutriments</p> <p>Composition moyenne du substrat</p> <p>Fluctuations du niveau de l'eau</p>

Annexe 19. Protocole d'échantillonnage des macroinvertébrés selon Oertli *et al.*, (2005). Ce protocole est valable pour l'échantillonnage des coléoptères et gastéropodes aquatiques. Dans le cadre du calcul de l'indice multimétrique CIEPT, l'ensemble de la communauté des macroinvertébrés est triée et leur détermination se fait jusqu'à la famille seulement pour tous les groupes (y-compris les gastéropodes), sauf pour les coléoptères où la détermination se fait jusqu'au genre. L'abondance n'est pas notée.

Méthode PLOCH

Fiche 2b

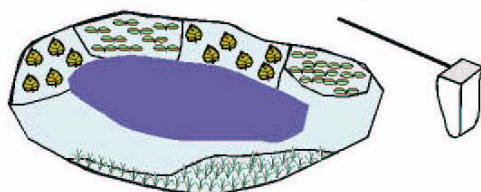
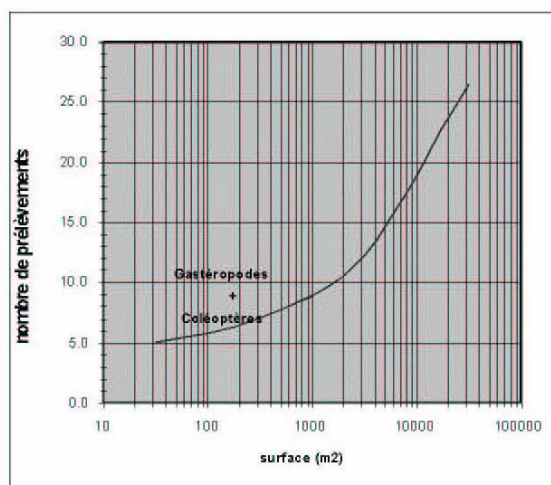
Invertébrés aquatiques



- 1 Calculer le nombre de prélèvements (en fonction de la surface du plan d'eau (en m²))



- 2 - Cartographier les principaux habitats (profondeur < 2m)
- Effectuer les n prélèvements (1 x, entre juin et août)
- Fixer les échantillons



30 secondes par prélèvement



- 3 Tri et détermination
- abondance de chaque espèce par prélèvement



	prélèvements						n
	1	2	3	4	5	6	
sp1	2	0	0	0	0		
sp2	0	2	0	4	0		
sp3	0	0	1	0	0		
...	48	1	0	9	0	1	
spn	4	4	1	2	0		



Fiche 1

CHAPITRE 12

Curriculum Vitae

Nathalie Menétrey Perrottet
 Ch. de la Viane 105
 1052 Le Mont-sur-Lausanne
 nathalie.menetrey@bluewin.ch

Suisse
 13 août 1973
 Mariée, 2 enfants

Expérience professionnelle

Université de Genève, Laboratoire d'Ecologie et de Biologie Aquatique (LEBA) 2002-2009

1. Recherche

Résultat : élaboration d'une méthode d'évaluation de la qualité écologique des étangs de Suisse basée sur les macroinvertébrés.

- rédaction du projet lors de la recherche de fonds pour la mise en place du travail de recherche (FNS, Fonds Privés) ;
- collaboration avec l'OFEV et les administrations cantonales (évaluation des besoins, choix des sites, financement) et avec des institutions de recherche en Suisse (HEPIA de Genève) et à l'étranger (Université d'Oxford en Grande-Bretagne) ;
- travail de terrain : échantillonnage des macro-invertébrés, récolte de données environnementales et physico-chimiques ;
- travail de laboratoire : tri et détermination des macro-invertébrés ; Détermination à la famille des macroinvertébrés aquatiques (Achètes, Crustacés, Plécoptères, Trichoptères, Odonates, Héteroptères, Diptères), au genre (Coléoptères, Gastéropodes), à l'espèce pour les Éphéméroptères.
- rédaction et publication d'articles scientifiques ainsi que du mémoire de thèse.

2. Administration

Gestion et organisation de diverses tâches au sein du laboratoire :

- diverses tâches administratives concernant le fonctionnement et la maintenance du laboratoire (réception de téléphones, entretien des appareils de mesures physico-chimiques et des loupes binoculaires, commandes diverses auprès des fournisseurs, organisation de la bibliothèque) ;
- participation à l'organisation du 1^{er} European Pond Conservation Network, en 2004 à Genève (finances, intendance, accueil).

3. Enseignement

Cours d'Ecologie, d'Ecologie des eaux douces et des zones humides et du Master en sciences de l'environnement (MUSE)

- aide à la préparation des cours ; -
- élaboration du programme et enseignement des travaux pratiques d'écologie ; -
- encadrement des travaux de Masters en biologie (terrain, analyse des données, aide à la rédaction). -

Haute Ecole du Paysage, d'Ingénierie et d'Architecture (HEPIA) de Genève

mai 2008

Encadrement de la journée de formation pratique d'un indice de biodiversité des étangs et mares de Suisse pour les professionnels de l'environnement.

**Service des routes et des cours d'eau (VS),
Service des eaux, Sols et assainissement (VD),
sous traitance par le bureau Raymond Delarze.** fév.-août
2005

Hydrobiologiste pour le mandat MR0042 du Groupement Intercantonal d'étude des Données de Base de la 3^{ème} correction du Rhône (Etat de référence):

- participation aux séances de coordination avec les différents services ;
- travail de terrain : inventaires faunistiques ciblés, analyse des déficits écologiques et valeurs naturelles (Diagnostic Environnement), inventaire et cartographie des milieux naturels ;
- rédaction du rapport, partie « Nature » (historique, analyse des données, potentiels de revitalisation du Rhône).

Domaine nature et du paysage (Etat de GE) 2002-2003

Spécialiste scientifique pour des mandats concernant l'évaluation écologique des étangs du Bois de Jussy et du Marais du Château : détermination des gastéropodes aquatiques.

Service des forêts, de la faune et de la nature (VD), 2003
sous-traitance par le bureau Alain Maillefer, en collaboration avec Antoine Gander

Spécialiste scientifique pour la validation du réseau écologique national dans le canton de Vaud (REN). Problématique du réseau écologique dans les cours d'eau et milieux humides: Analyse des structures et cartographie de terrain.

Service Conseil Zones Alluviales 2001-2002

Stagiaire, puis biologiste pour des travaux de :

- révision et suivi de l'inventaire fédéral des zones alluviales ;
- documentation : bibliographie, diathèque ;
- relevés botaniques sur le terrain ;
- collecte de renseignements sur la revitalisation en Suisse ;
- préparation de clés de détermination pour la cartographie des zones alluviales et tests sur SIG et Stereo Analyst.

Commune de Gletterens juin-juil.2001

Mandat privé : cartographie de la végétation du port de Gletterens en vue de son agrandissement.

Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL) 2000-2001

Assistante-étudiante à l'EPFL (Génie rural) : aide à la préparation des cours, développement d'un jeu informatique de gestion des ressources environnementales.

**EAWAG (Institut de recherche sur l'eau de l' Ecole Polytechnique Fédérale de
Zürich (EPFZ)), département d'écotoxicologie, Dübendorf,
sous la direction du Prof. R. Behra.**

Recherche de travail bibliographique sur l'accumulation du Cuivre et du Zinc dans les communautés naturelles d'algues. 1999-2000

Formation continue

- Ateliers de pédagogie organisés par le Réseau romand de conseil formation et évaluation pour l'enseignement universitaire : 2002-2007
 - « Se préparer à la présentation orale du doctorat »,
 - « Encadrer les étudiants pendant les travaux pratiques »,
 - « Rendre les étudiants plus actifs dans les cours ex cathedra »,
 - « Communiquer efficacement son cours ».
- Cours de plongée bio, organisé par Jean-Pierre Pellissier, Stéphane Pont et Michel Lonfat (Granges, Valais). 2007
- Cours « Biologie et perception du milieu », organisé par l'Université de Lausanne. 2003
- Atelier « Initiation à l'animation en Nature », organisé par la FEE, Neuchâtel. 1998

Formation

- Thèse de doctorat pour l'obtention du titre de Docteur ès Sciences, mention biologie, Université de Genève. 2002-2009
- Diplôme de biologiste de l'Université de Lausanne / EPFL (Génie Rural). Spécialisation : suivi de revitalisation de cours d'eau. 2000-2001
- Licence de l'Université de Lausanne, section de Biologie, avec spécialisation en Ecologie/Zoologie, dont une année à l'Ecole Polytechnique Fédérale de Zürich (EPFZ) en sciences de l'environnement/milieus aquatiques. 1995-2000
- Maturité scientifique, gymnase du Bugnon, Lausanne. 1991-1995

Expérience extra-professionnelle

- Emplois temporaires divers (vendeuse, caissière, assistante décoration, cuisinière, serveuse, vente de fruits et légumes au marché). 1991-2000
- Apprentissage d'employée de commerce aux CFF avec obtention d'un CFC (guichet, agence de voyage). 1989-1991

Informatique

- Bureautique : Microsoft Office, Adobe Photoshop, outils de messagerie, gestion du site internet.
- Traitements statistiques : S+, R, modèles statistiques prédictifs (GAMs, GRASP), SIG (Mapinfo).

Langues :

- Français (langue maternelle),
- Allemand (courant),
- Anglais (courant).

Centres d'intérêts

- mes enfants = activités diverses et polyvalence assurées !!!
- plongée sous-marine en lac, rivière et en mer (niveau II, CMAS) privée ou professionnelle, (Cours de formation continue de plongée bio (juin 2007)
- jardinage,
- danse (salsa, merengue, orientale).

Présentations orales ou posters lors de congrès scientifiques:

- Cercl'eau (Thun, 2008);
- 3rd European Pond Conservation Network (Valencia, 2008);
- Société Suisse d'Hydrologie et de Limnologie (Berne, 2007) ;
- 2nd European Pond Conservation Network (Toulouse, 2006) ;
- 1st European Pond Conservation Network (Genève, 2004) ;
- Association Française de Limnologie (Metz, 2003) ;
- Symposium for European Freshwater Sciences (Edinburgh, 2003).

Publications / Rapports

Menetrey, N., B. Oertli, J.-B. Lachavanne (in prep.). A new multimetric index to assess the ecological status of ponds.

Menetrey, N., B. Oertli, M. Sartori, A. Wagner, J.-B. Lachavanne (2008). Eutrophication: are mayflies (Ephemeroptera) good bioindicators for ponds? *Hydrobiologia*. 597: 125-135.

Menetrey, N., L. Sager, B. Oertli, J.-B. Lachavanne (2005). Looking for metrics to assess the trophic state of ponds. Macroinvertebrates and amphibians. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15: 653-664.

Hinden, H., B. Oertli, N. Menetrey, L. Sager, J.-B. Lachavanne (2005). Alpine pond biodiversity: what are the related environmental variables? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15: 613-624.

Menetrey, N., P. Derleth, R. Delarze (2005). Elaboration des données de base du plan d'aménagement de la 3^e correction du Rhône dans le Bas-Valais et le Chablais. Tronçon pont de Branson – embouchure au Léman. Mandat MR0042. Partie Nature. 102 pp.

Indermuehle, N., B. Oertli, N. Menetrey, L. Sager. (2004). An overview of methods potentially suitable for pond biodiversity assessment. *Archives des Sciences* 57. p. 131.140.

Oertli Béat. (2003). Evaluation écologique des étangs du Bois de Jussy et du Marais du Château 2003 : Gastéropodes aquatiques, Coléoptères aquatiques, Odonates adultes. Document de travail réalisé à l'attention du Bureau Ecoconseil. Laboratoire d'Ecologie et de Biologie Aquatique, Université de Genève. Service des forêts, de la protection de la nature et du paysage, Genève. 17 pp.

Perrottet, N., Gander, A., Maillefer, A. (2003). Validation du réseau écologique national dans le canton de Vaud. Rapport réalisé pour le Service des forêts, de la faune et de la nature du canton de Vaud. 24 pp.

Auderset Joye, D., B. Oertli, R. Juge & J. B. Lachavanne. 2002. Evaluation biologique des étangs du Bois de Jussy (communes de Gy, Jussy et Presinge). Laboratoire d'Ecologie et de Biologie Aquatique, Université de Genève. Service des Forêts, de la Protection de la Nature et du Paysage (SFPNP), Genève. 24 pp.

Perrottet, N. and Iorgulescu I. (2002). "Importance de l'utilisation des facteurs biotiques et abiotiques pour l'évaluation des eaux courantes." *IngenieurBiologie Genie Biologique* 2: 30-36.

Perrottet, N. and C. Roulier (2002). "Zones alluviales et revitalisation en Suisse." *Bulletin Vegetatio Helvetica* 4: 10-12.

Perrottet, N. and M. Jaquier (2002). Bibliothèque "Zones Alluviales". Mode d'emploi de la base de données. Yverdon, Service conseil Zones alluviales: 35 pp.

Thielen, R. and N. Perrottet (2002). Diathèque. Concept et mode d'emploi. Yverdon, Service conseil Zones alluviales: 19 pp.

Roulier, C., N. Perrottet, et al. (2001). Oekologische Verbesserung im Rhamen der 3. Rhonekorrektio. Suivi de la dynamique de la végétation. Rapport succinct et premiers résultats des travaux de 2001. Yverdon, Service conseil Zones alluviales: 25 pp.

Thielen, R., M. Tognola, et al. (2001). 2ème complément à l'inventaire fédéral des zones alluviales d'importance nationale. Rapport technique. Yverdon, Service conseil Zones alluviales: 60 pp.

Perrottet, N. and Iorgulescu I. (2001). "Etude sur la revitalisation de cours d'eau dans le canton de Fribourg." *Ingénieurs et Architectes Suisses, Bulletin technique de la Suisse Romande* 11(127 ème): 200-207.

Perrottet, N. (2001). Diplôme "Revitalisation des cours d'eau : analyse à posteriori des impacts sur les écosystèmes et implications pour les travaux futurs. Applications au canton de Fribourg. Lausanne, EPFL / UNIL / Service des Eaux et Endiguements du Canton de Fribourg: 100 pp.

Perrottet, N. (2000). Speciation, bioavailability, bioaccumulation and toxicity of Copper, Zinc and Cadmium in freshwater and marine algae, a review. Sous la direction du Prof. Renata Behra, EAWAG, Dübendorf. 8 pp.