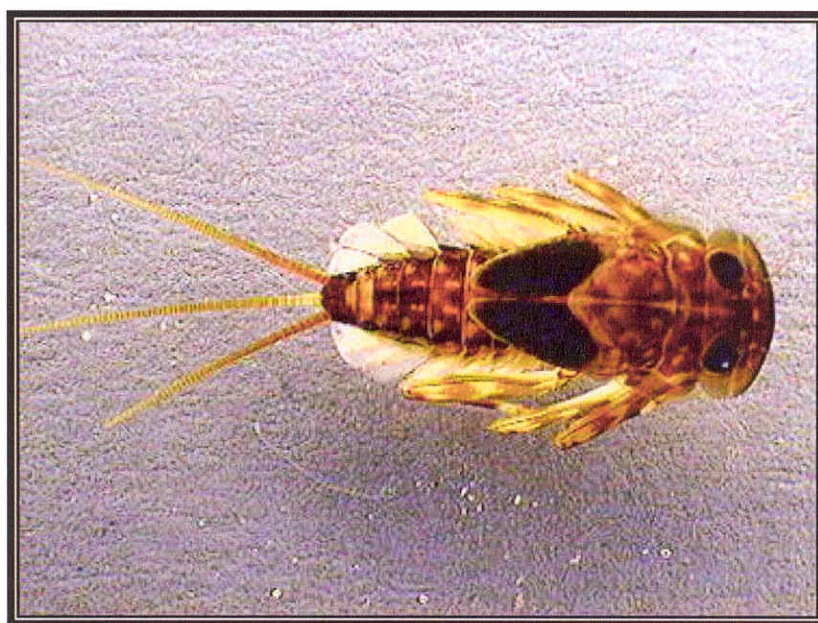


Essai de caractérisation du peuplement macrobenthique du Pô à partir de données bibliographiques

Module 4 : Projet individuel - sujet de M. BACCHI



Heptagenia sp.

DESS IHCE (INGENIERIE DES HYDROSYTEMES CONTINENTAUX EN EUROPE)

Université François Rabelais de TOURS
Faculté des sciences et techniques

PREAMBULE

Dans le cadre du module 4 du D.E.S.S " Ingénierie des Hydrosystèmes Continentaux en Europe " (Université François Rabelais de Tours), il a été proposé d'étudier les peuplements de macroinvertébrés benthiques présents dans quatre grands fleuves européens: la Loire, le Rhin, le Pô et le Danube.

Les trois derniers hydrosystèmes ont fait l'objet de rapports individuels, lesquels aboutissent sur un travail collectif de comparaison des résultats avec la Loire (données fournies par M. Bacchi).

Le travail d'interprétation des données biologiques a été réalisé individuellement pour le Pô, le Rhin et le Danube. En revanche, la recherche bibliographique des données, l'élaboration de la méthodologie d'analyse et la comparaison des résultats avec la Loire, se sont effectuées en commun.

Le rapport collectif est indissociable des trois rapports individuels, et inversement.

RESUME

Ce document fait partie d'un ensemble de 4 rapports, réalisés dans le cadre du DESS IHCE.

A partir de données faunistiques issues de recherches bibliographiques, nous avons analysé les peuplements macrobenthiques de 3 grands hydrosystèmes européens : le Pô, le Rhin et le Danube. Enfin, grâce aux données récoltées par FIGUET & BACCHI, 1996, une comparaison avec le peuplement de la Loire a été réalisée.

L'ensemble des données est consigné dans une base de données (sous forme de fichiers Excel), les données faunistiques ont été traitées uniquement en présence-absence au niveau du genre, puis regroupées par tronçon. Les méthodes d'analyses employées sont l'étude de l'évolution de la diversité générique, et l'utilisation des traits biologiques.

Le présent document, s'intéressant exclusivement au Pô, montre à la fois le manque de connaissances hydrobiologiques concernant le plus important hydrosystème italien, et les limites des méthodes d'analyse retenues face à un jeu de données insuffisant tant en quantité qu'en qualité. Enfin, des doutes peuvent être émis quant à la pertinence de l'utilisation des peuplements de macrobenthos pour une étude de la qualité écologique des systèmes aquatiques à l'échelle d'un grand fleuve

Mots clé : hydrobiologie, eau douce, bioindication, macroinvertébrés benthiques, données faunistiques, étude biocénotique, diversité taxonomique, traits biologiques, Pô.

TABLE DES MATIERES

Préambule	1
Résumé	2
Table des matières	3
Introduction	4
1 Présentation de l'hydrosystème Pô	5
1.1 Caractéristiques naturelles.....	5
1.1.1 Géologie	5
1.1.2 Bassin versant et réseau hydrographique.....	5
1.1.3 Climatologie	8
1.1.4 Hydrologie	8
1.1.5 Hydrodynamique	9
1.2 L'anthropisation du fleuve et de sa vallée	10
1.2.1 Utilisation de la plaine.....	10
1.2.2 Aménagements physiques et hydrauliques	12
1.3 La qualité de l'eau	13
1.3.1 La qualité physico-chimique	13
1.3.2 La qualité hydrobiologique	15
2 Méthode.....	18
2.1 Acquisition des données	18
2.1.1 Méthode de recherche bibliographique	18
2.1.2 Résultats des recherches bibliographiques	18
2.1.3 Présentation et limites des données.....	19
2.2 Traitement des données	21
2.2.1 Intégration à la base de données globale & méthode d'analyse	21
2.2.2 Découpage en tronçon.....	22
3 Analyse	25
3.1 Analyse de la diversité taxonomique.....	25
3.1.1 Le peuplement	25
3.1.2 Evolution longitudinale du peuplement par ordres	25
3.1.3 Evolution globale de la diversité taxonomique	32
3.1.4 Conclusion	35
3.2 Analyse par traits biologiques	36
3.2.1 Résultats	37
3.2.2 Analyse.....	39
3.2.3 Conclusion	42
3.3 Discussion sur la validité des analyses proposées	44
3.3.1 Présentation des données de PORTESANI (1998) agrégées en 5 tronçons	44
3.3.2 Mise en parallèle avec les analyses de diversité et par traits biologiques	45
4 Conclusion.....	48
Références bibliographiques.....	50
Autres références consultées.....	53
Annexes.....	57

INTRODUCTION

Evaluer la qualité des écosystèmes à l'aide des organismes qui s'y trouvent est une démarche appliquée depuis de très nombreuses années (BLANDIN, 1986). Largement répandus, occupant une large gamme d'habitats, et jouant un rôle essentiel de transformation de la matière organique en matière vivante dans l'édifice trophique, les macroinvertébrés constituent d'excellents témoins de leur environnement en raison de leur diversité et de leurs réponses aux contraintes écologiques du milieu où ils vivent (TACHET & al, 2000 ; TACHET, 2001).

En outre, de plus en plus les dispositifs réglementaires de l'environnement prévoient une évaluation de la qualité environnementale des cours d'eau par l'utilisation de méthodes de bioindication (cf Directive cadre Européenne sur l'eau).

Bien que largement étudiés sur des cours d'eau de dimensions petites ou moyennes, les peuplements de macroinvertébrés benthiques ont rarement été étudiés sur de grands hydrosystèmes européens.

De plus, les données à ce sujet sont inégales, souvent fragmentaires selon les pays, cela résultant probablement de cultures et de sensibilités différentes de la communauté scientifique comme des gestionnaires.

Notre travail collectif a pour modeste objectif d'approcher la voie de l'étude des peuplements macrobenthiques de 3 grands hydrosystèmes européens (le Pô, le Danube et le Rhin) à partir de données faunistiques issues de recherches bibliographiques.

Le présent document (faisant partie intégrante d'un ensemble de 4 rapports) traitera le cas du Pô, fleuve à forte dynamique et très anthropisé dont la quasi-totalité du bassin versant est Italienne.

Ce sera l'occasion de récolter des données et de faire le point sur la connaissance écologique et hydrobiologique de cet hydrosystème extrêmement important pour le pays sous divers aspects.

Une présentation générale du Pô et de son bassin versant sera réalisée dans un premier temps.

Il s'agira ensuite de détailler, de façon complémentaire au projet collectif, le déroulement et les résultats de la recherche bibliographique, de présenter et d'analyser de façon critique les données faunistiques obtenues, et d'explicitier les différents traitements des données opérés.

Le peuplement du Pô sera analysé selon 2 approches : par l'évolution longitudinale de la diversité taxonomique, puis par l'évolution de la distribution des notes d'affinités de 6 traits biologiques (choisis arbitrairement).

Enfin, une discussion critique des résultats des analyses précitées sera proposée par l'intermédiaire d'une comparaison avec les valeurs de différents indices biotiques disponibles dans la bibliographie.

1 PRESENTATION DE L'HYDROSYSTEME PO

Le Pô constitue le seul grand hydrosystème italien aussi bien de par ses dimensions que vis à vis des activités humaines s'étant développées dans sa plaine alluviale. En effet, son bassin versant de 70 000 km² recouvre environ le quart du territoire national et son cours long de 673 km traverse 6 régions. La plaine du Pô, la seule plaine italienne, a toujours été le siège d'un important développement économique (agriculture, industrie, tertiaire) : le bassin du Pô contribue actuellement à environ 40 % du PNB.

1.1 Caractéristiques naturelles.

1.1.1 Géologie

La plaine alluviale du Pô s'est dégagée depuis le Pliocène quand un golf ouvert sur l'est, connecté avec la Mer Adriatique, s'est étendu entre les chaînes alpine et apennine (BRAGA & GERVASONI, 1989) Le Pô et ses affluents ont comblé ce bassin, les dépôts fluvioglaciaires du Pleistocène et alluviaux de l'Holocène ont une épaisseur allant d'une dizaine à quelques centaines de mètre.

Le fond de ce bassin où ces dépôts reposent n'est pas plat mais a été déformé par de nombreux mouvements tectoniques parallèles à la direction des Apennins (NW-SE). Ces mouvements continuent encore aujourd'hui.

1.1.2 Bassin versant et réseau hydrographique.

Figure 1 : le bassin versant du Pô (DE WITT & BENDORICCHIO – 2000)

Le bassin versant du Pô (70 091 km²) recouvre 26 % du territoire national.

Le fleuve prend sa source à 2 022 m a.s.l. d'altitude à "Pion del Re", depuis le glacier sur le versant du Mont Monviso (culminant à 3841 m a.s.l.) dans les alpes franco-italiennes, près de la localité de Crissolo.

Depuis sa source à la frontière franco-italienne (à environ 50 km au sud de Briançon) et après un parcours de 673 km orienté est-ouest, le Pô se jette dans la Mer Adriatique en formant un delta. (BRAGA & GERVASONI, 1989)

Remarque : BATTEGAZZORE & al (1992) annonce d'autres chiffres concernant les dimensions géographiques : bassin de 70 500 km², longueur de 676 km et source à 3 841 m ; ceux de BRAGA & GERVASONI, 1989 semblant être ceux retrouvés le plus fréquemment dans la bibliographie.

Les montagnes couvrent la moitié du bassin versant du Pô (PASINO, 2001). Il est entouré sur 3 faces par des zones montagneuses : à l'ouest et au nord ce sont les Alpes et au sud les Apennins.

Trois régions géographiques peuvent se différencier : les Alpes, les Apennins et la vallée (DE WITT & BENDORICCHIO, 2000) (voir figure 1)

De façon plus précise, BATTEGAZZORE & al (1992) considère 3 entités géomorphologiques : le bassin montagneux, la région du Piedmont (formée d'alluvions anciens et modernes) et la plaine alluviale, recouvrant chacune un tiers de la surface totale du bassin versant.

Sur le plan du réseau hydrographique (voir figure 2), le Pô compte 22 affluents distribués équitablement en rive droite et gauche, mais on peut remarquer que les plus importants d'entre eux proviennent du nord du bassin, depuis les Alpes helvético-italiennes. Ils s'écoulent tous selon un axe principal nord-sud

En revanche, peu de gros affluents provenant des Alpes franco-italiennes et des Apennins n'alimentent le Pô.

Côté sud, les affluents importants sont (de la source au delta) :

- le Tanaro
- la Scrivia
- le Taro
- la Secchia
- le Panaro

Du côté nord, les affluents sont beaucoup plus nombreux et plus importants, les 4 principaux traversent chacun l'un des lacs majeurs des Alpes :

- Ticino
- Adda
- Oglio
- Micino

On citera enfin le Lambro qui draine le plus grand pôle urbano-industriel italien : la métropole milanaise.

(Page suivante : figure 2 : réseau hydrographique du bassin du Pô)

figure 2

1.1.3 Climatologie

Du fait des reliefs ceinturant le bassin du Pô, le climat est méditerranéen avec une forte tendance continentale. Cette zone climatique singulière, nommée "temperato mesaxerica" (TOMASELLI & *al.*, 1973 in BRAGA & GERVASONI, 1989) est caractérisée par températures moyennes annuelles comprises entre 0°C et 10°C. Les précipitations annuelles sont de 1107 mm/an (ABIRACHED, 1999) à 1400 mm/an (TOMASELLI & *al.*, 1973 in BRAGA & GERVASONI, 1989), les saisons pluvieuses sont le printemps, l'été et l'automne. Le fleuve n'a donc pas véritablement de saison d'étiage.

1.1.4 Hydrologie

La géographie particulière du bassin versant confère aux affluents du Pô deux régimes hydrologiques différents : celui des Alpes, et celui des Apennins. Les deux se combinent pour former un débit total annuel de $47.10^9 \text{ m}^3/\text{an}$ à l'entrée dans le delta (BRAGA & GERVASONI, 1989).

Les Alpes, principalement situées sur le versant nord de la vallée, assurent une alimentation forte en été grâce à ses réserves nivales. Au contraire, le bassin de drainage des Apennins, situé sur le versant sud, a un régime pluvial comprenant une saison marquée de basses eaux en été et deux saisons de fortes eaux au printemps et en automne.

Le Pô est donc caractérisé par des débits importants tout au long de l'année.

Le module interannuel à Pontalagoscuro (près de Ferrara, à l'entrée du delta) est de $1500 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, des débits exceptionnels de plus $11\,000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ en période de crue, et de $300 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ en période d'étiage peuvent être atteints.

LAGOSTENA (1999) a divisé le bassin en 9 sous-bassins en fonction de leurs participations respectives au débit de crue du fleuve :

- Le Delta : cette zone contribue de façon très négligeable aux crues du fleuve.
- Bassin apennin du Taro au Panaro : les plus forts débits de ce bassin sont rarement concomitants avec les crues du Pô
- Bassin apennin de la Curone à l'Arda : idem
- Bassin situé entre le Tanaro et la Scrivia : contributions considérables aux crues du Pô
- Bassin alpin entre la rivière Stura di Demonte et la rivière Dora Riparia : fortes contributions occasionnelles aux débits de crue
- Bassin alpin entre la Stura di Lanzo et la Dora Baltea : fortes contributions fréquentes
- Bassin alpin entre la Sesia et le Ticino : participation considérable
- Bassin alpin entre le Lambro et le Serio : les contributions aux débits de crue du Pô sont principalement conditionnés par les régulations du stock d'eau dans les lacs majeurs alpins
- Bassin alpin entre le Serio et le Mincio : idem

Comme tout hydrosystème, le Pô connaît régulièrement des crues (exceptionnelles en 1907, 1917, 1926 et 1951). Mais l'anthropisation importante de la vallée, avec notamment un système d'endiguement de 2300 km, a très certainement augmenté le risque inondation (PASINO, 2001).

On peut en effet penser que les périodes de retour des crues ont été diminuées pour des événements météorologiques semblables, mais on peut surtout assurer que la vulnérabilité de la plaine alluviale s'est accrue considérablement.

Cet enjeu fort vis à vis du risque inondation, qui est à l'origine de la création de l'"Autorita del Bacino del Fiume Po" (organisme réunissant l'Etat et les régions concernées), constitue actuellement la préoccupation majeure des gestionnaires.

1.1.5 Hydrodynamique

Un profil en long a été établi d'après les altitudes et les distances à la source des stations étudiées par BATTEGAZORE & al (1992) : voir figure 3

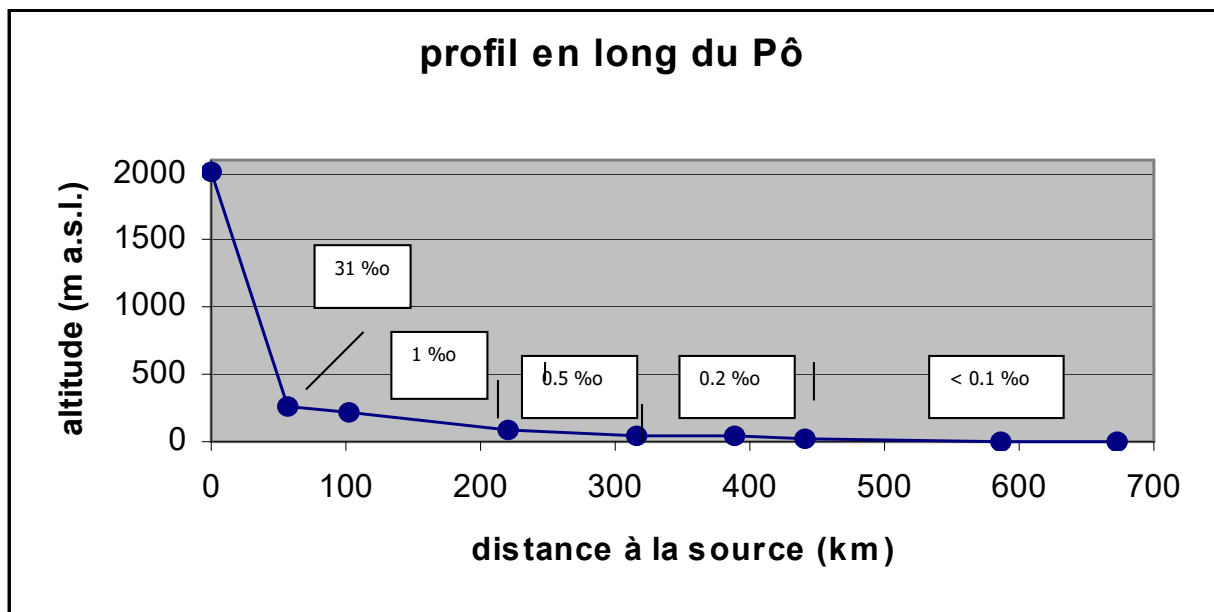


Figure 3

La pente globale du fleuve est forte : 3 ‰ (celle de la Loire est de 1,4 ‰), mais cache un fort contraste entre la partie alpine du fleuve et la plaine alluviale.

La pente du fleuve nous permet d'individualiser 5 tronçons :

1. (~60 km) de la source à Villafranca Piemonte (environ 50 km en amont de Turin) : la pente est de 31 ‰ (Alpes)
2. (~150 km) de Villafranca Piemonte à la confluence avec le Tanaro : la pente est de 1 ‰ environ. Le fleuve traverse Turin, puis seuls 2 affluents importants sont à signaler : Dara Baltea et Sesia, en rive gauche, descendant des Alpes.
3. (~100 km) du Tanaro à la confluence avec le Lambro : la pente est de 0.5 ‰ en moyenne. Les affluents importants sont la Scrivia (RD) et le Ticino (RG)
4. (~100 km) du Lambro au Taro : la pente moyenne est de 0.2 ‰. Un affluent majeur est à signaler : l'Adda
5. (~250 km) du Taro à la Mer Adriatique : la pente moyenne devient quasiment nulle : < 0.1 ‰. L'Oglio et le Mincio en rive gauche, et la Secchia et le Panaro en rive droite rejoignent le Pô.

Comme ses caractéristiques naturelles peuvent le laisser pressentir, le Pô est connu pour avoir des flux considérables tant en charge de fond qu'en matière en suspension (BRAGA & GERVASONI, 1989). ABIRACHED (1999) avance une valeur de transit annuel de matériaux solides de 15 000 m³/an au niveau du delta.

Les investigations de BRAGA & GERVASONI (1989), portant sur une analyse des différents tracés du Pô depuis le 12^{ème} siècle montrent une très forte dynamique fluviale : Instabilité des tracés, recouplement de méandres, présence de nombreuses annexes telles que des chenaux secondaires, des bras morts... Pour l'anecdote, le village de Corte San Andrea est passé de la rive droite à la rive gauche du fleuve en 1230 ; en 200 ans la confluence du Ticino a migré de 2000 m vers l'aval.

Du fait de sa forte charge solide, le Pô montre même une certaine tendance au tressage.

Cependant, les aménagements généralisés du lit du fleuve perturbent durablement son bon fonctionnement hydrogéomorphologique. Ce point sera succinctement traité au § 1.2.2.

1.2 L'anthropisation du fleuve et de sa vallée

1.2.1 Utilisation de la plaine

Constituant la seule plaine d'Italie, la vallée du Pô est bien évidemment le siège d'une activité économique intense et d'une importance fondamentale pour le pays.

16 millions d'habitants vivent dans le bassin, répartis en 3 188 municipalités, celles de Turin et Milan sont les plus importantes (respectivement 1,4 et 2,2 millions d'habitants). La consommation d'eau pour la totalité des habitants est de l'ordre de 2,5.10⁹m³/an.

Ne représentant que 26 % du territoire national, le bassin du Pô participe à plus de 50 % du PIB généré par l'industrie, et 37 % de celui de l'agriculture.

En définitive, la majorité des activités économiques et agricoles italiennes est située dans la vallée du Pô, de telle sorte qu'elle est l'une des zones européennes les plus densément peuplées et la plus productive en agriculture.

2 pôles urbains et industriels importants sont installés sur le bassin : Turin et Milan (voir figure 4).

(page suivante : figure 4 : densité de population et d'industries sur le bassin du Pô – source : Autorita del Bacino del Fiume Pô)

Carte ADBPO

Turin est situé sur le fleuve à environ 110 km de la source, dans le piedmont alpin. Milan et son hinterland industriel et urbain, le plus gros centre du bassin, sont drainés par le Lambro dont l'exutoire est situé à 319 km de la source. La consommation annuelle d'eau de l'agglomération milanaise est estimée à $4\text{--}5 \cdot 10^9 \text{ m}^3/\text{an}$.

Les bonnes conditions climatiques et les caractéristiques du sol ont permis le développement d'une agriculture intensive : 43% du bassin versant est utilisé pour la production de céréales, fruits et légumes. Dans la vallée, les terres sont drainées par des canaux, et irriguées en été (consommation annuelle d'eau : $10 \text{ à } 20 \cdot 10^9 \text{ m}^3/\text{an}$)

De plus, près de 4 millions de têtes de bétail et 5 millions de porcs (données 1990, DE WITT & BENDORICCHIO, 2001) sont élevés dans le bassin.

1.2.2 Aménagements physiques et hydrauliques

Le besoin de terres nouvelles pour une agriculture de plus en plus intensive a conduit à un endiguement généralisé de la plaine du Pô ayant pour objectif de lutter contre les inondations.

C'est donc un système complexe de 2300 km de digue qui a été bâti à partir du 18^{ème} siècle. On retrouve un peu le modèle allemand avec un système de digues emboîtées situées assez loin du lit mineur. L'augmentation des digues, toujours plus hautes, a créé un cercle vicieux, en augmentant en fait le risque inondation (PASINO, 2001). Le Pô est actuellement corseté.

D'autre part, le lit a été canalisé sur les 400 derniers kilomètres pour permettre la navigation au gabarit européen. Il en résulte donc un aménagement type barrage-écluse, comparable à celui mis en place sur le Rhône (PASINO, 2001 ; Anon., 2001).

Enfin, parmi les facteurs de perturbation, on peut noter :

- la construction des bassins de retenue d'eau dans le cours supérieur du Pô, pour produire de l'énergie hydroélectrique
- l'extraction massive de granulats du lit du Pô et de ses affluents qui a atteint les $12 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{an}$ durant la période de 1978-1982 et qui s'est stabilisée actuellement à $4 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{an}$

L'ensemble de ces actions ont provoqué un abaissement du lit de 4m dans le bassin moyen et le cours inférieur du fleuve (ABIRACHED, 1999). Ce processus d'incision, combiné à la présence des digues, a déconnecté le Pô de sa plaine alluviale. Sur un hydrosystème, les impacts physiques, biologiques et écologiques d'une telle chenalisation sont considérables, et déjà largement explicités par de nombreux auteurs (AMOROS & PETTS, 1993 ; BROOKES, 1988 ; WASSON & al, 1998 ; ...).

En conclusion, d'après PASINO (2001), deux facteurs de dégradation des systèmes fluviaux sont apparus dans cette deuxième moitié du 20^{ème} siècle : il s'agit des divers aménagements (industrialisation, développement des voies de transport le long des corridors fluviaux...) et de l'usage des ressources (eaux domestiques & industrielles, irrigation...). De leur côté, les plans d'urbanisme ont conduit à une dissémination des espaces naturels, de plus en plus fragilisés.

On peut remarquer en outre les nombreuses similitudes entre le Pô et le Rhône : dimensions, caractéristiques physiques et socio-économiques du bassin versant, hydrogéomorphologies, aménagements (endiguement, navigation...).

Du fait de son anthropisation, la qualité écologique du Pô apparaît comme très altérée.

1.3 La qualité de l'eau

Dans ce paragraphe, il s'agit uniquement de reprendre les conclusions de quelques publications traitant de la qualité de l'eau, afin de caractériser globalement le milieu et de montrer les points d'altérations. Ces données seront reprises au § 3.3 pour établir le parallèle entre les résultats obtenus par l'analyse du peuplement macrobenthique et les niveaux de qualité physico-chimique et hydrobiologique annoncés dans la bibliographie scientifique. La qualité physico-chimique

1.3.1.1 Généralités

Les 10 dernières années de contrôles et de mesures répartis sur tout le bassin hydrographique du Pô (463 stations) ont montré que :

- 2 % seulement des stations sont "non-polluées"
- 28 % sont "peu polluées"
- 25 % sont "polluées"
- 45 % sont "très polluées"

(Abirached, 1999).

Ces données, purement qualitative et difficilement exploitables, ont quand même le mérite de montrer, à l'échelle du bassin versant, la très mauvaise qualité des eaux du Pô et de ses affluents.

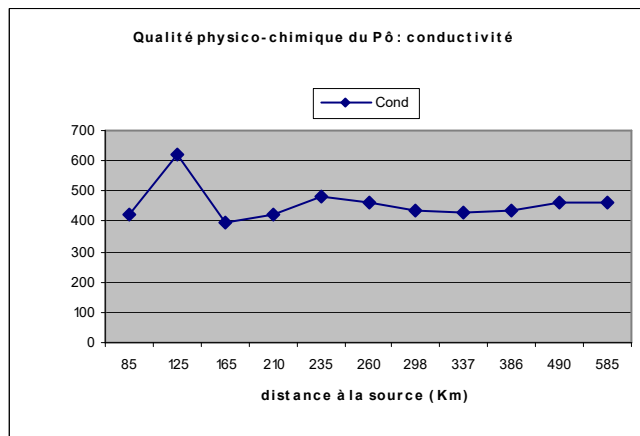
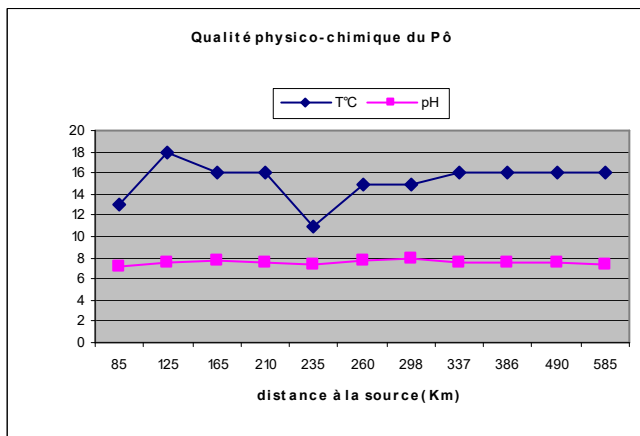
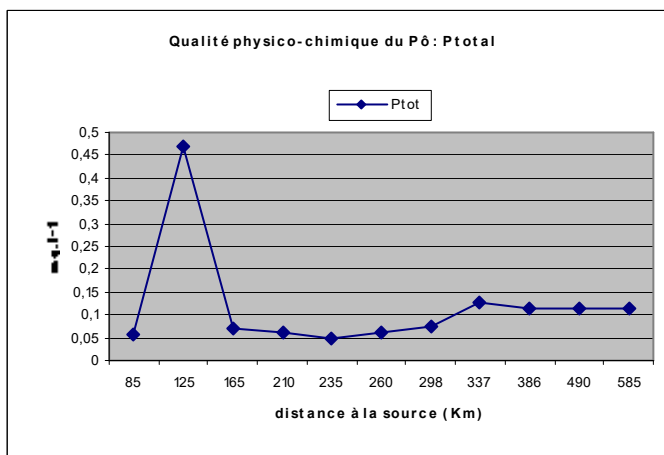
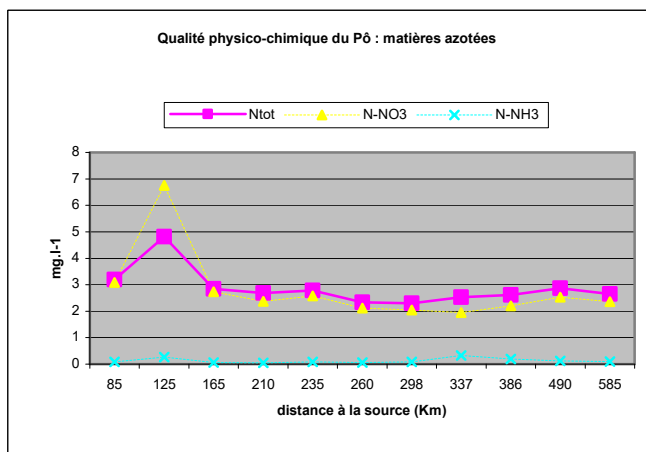
L'eau du cours inférieur du fleuve a un taux moyen de 2 mg/l d'azote nitrique, et de 0.3 mg/l de phosphore. En flux brut, les valeurs atteintes sont considérables : après avoir atteint la valeur maximale en 1979-1981 (15 000 T/an à Pontelagoscuro), les flux de phosphore total sont en diminution (8 000 T/an) pour la période 1990-1993. En revanche ceux d'azote total sont en augmentation constante depuis 1968 : de 41 000 T/an à 110 000 T/an en 1990-1993 (DE WITT & BENDORICCHIO, 2001).

Les différents travaux réalisés sur les pesticides montrent aussi une qualité dégradé vis à vis ce paramètre : la quasi-totalité des stations du Pô moyen et inférieur révèle la présence d'insecticides organophosphatés ou organochlorés, d'herbicides, de PCB, des surfactants... (ABIRACHED, 1999 ; AGRADI & al, 2000).

Du point de vue des métaux lourds, des concentrations importantes sont relevées dans la partie inférieure et deltaïque du fleuve. On notera seulement celle du cadmium (Cd) dont la concentration moyenne totale (0.18 µg/l à Pontelagoscuro) est très proche de la valeur Cd totale avancée par l'IRSA (1986) pour la sauvegarde de la vie aquatique (0.2 µg/l), ainsi que celle du mercure (75.5 µg/l), supérieure au seuil de HgT avancée pour la protection de la vie aquatique (50 µg/l) en eau douce. (PETTINE & al, 1994 ; CAMUSSO & al, 1998).

Tout ceci prend une importance particulière dans un contexte actuel d'eutrophisation et de pollution toxique de la mer Adriatique et ses lagons (MANCINELLI & al, 1998 ; DE WITT & BENDORICCHIO, 2001 ; CAMUSSO & al, 1998)

1.3.1.2 évolution longitudinale



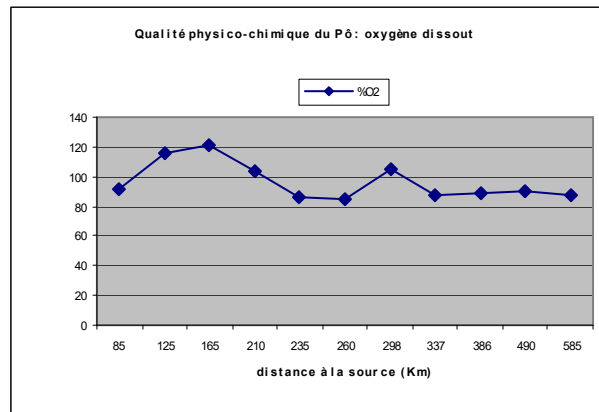


Figure 5 : évolution longitudinale de quelques paramètres physico-chimiques (données 1996-1997 - PORTESANI, 1998)

Sur le plan physico-chimique, la qualité de l'eau du Pô est dégradée très en amont, dès la traversée de Turin.

Sur les graphiques ci-dessus, Turin est situé à 110 km de la source, et l'exutoire du Lambro (drainant Milan) à 319 km de la source.

On remarquera simplement que certains des paramètres retenus par PORTESANI (1998) "réagissent" brutalement à la traversée de Turin : le P_{tot} (caractérisant des pollutions d'origines urbaines) augmente d'un facteur 10, la température atteint 18 °C, et la conductivité est multipliée par un facteur 1,5. En revanche, la concentration en azote total (caractéristique de pollutions diffuses d'origine agricole) n'augmente que modérément.

Ensuite, vers l'aval, l'ensemble des paramètres retrouve des valeurs plus acceptables, c'est l'effet de la dilution, et de la capacité autoépuratrice des écosystèmes aquatiques.

En revanche, l'effet des rejets d'eaux usées de Milan est moins marqué que la traversée de Turin : seul le Phosphore total est multiplié par un facteur 2.

Il est surprenant, que la confluence avec le Lambro n'affecte pas plus la qualité physico-chimique du Pô quand on sait qu'en 1992, l'agglomération Milanaise ne disposait d'aucune station de traitement des eaux usées (BATTEGAZORE & al, 1992). Il est peu probable que ce manque eu été comblé entre 1992 et 1996 (date des premiers échantillonnages de PORTESANI - 1998) !

On peut plus raisonnablement penser à un fort effet de dilution au niveau de cette confluence, et rappeler l'aspect ponctuel des échantillonnages (4 dates pour l'ensemble des stations) à mettre en rapport avec la grande variabilité temporelle des mesures physico-chimiques.

Vers l'aval, la concentration en phosphore reste stable, tandis que celle d'azote s'accroît progressivement (à l'exception de la dernière station : Pontelagoscuro) marquant une pollution diffuse par l'agriculture sur la moyenne et basse vallée du Pô.

1.3.2 La qualité hydrobiologique

3 indices de qualité hydrobiologique ont été calculés sur l'ensemble des stations étudiées par PORTESANI (1998) :

- l'EBI (Extended Biotic Index) de WOODIMISS (1964)

- le BMWPS (Biological Monitoring Working Party Score) de ARMITAGE & al. (1983)
- et l'ASPT (Average Score Per Taxon) de ARMITAGE & al. (1983)

(figure 6)

Les valeurs du BMWPS ont été divisées par 10 pour obtenir un ordre de grandeur comparable aux 2 autres indices.

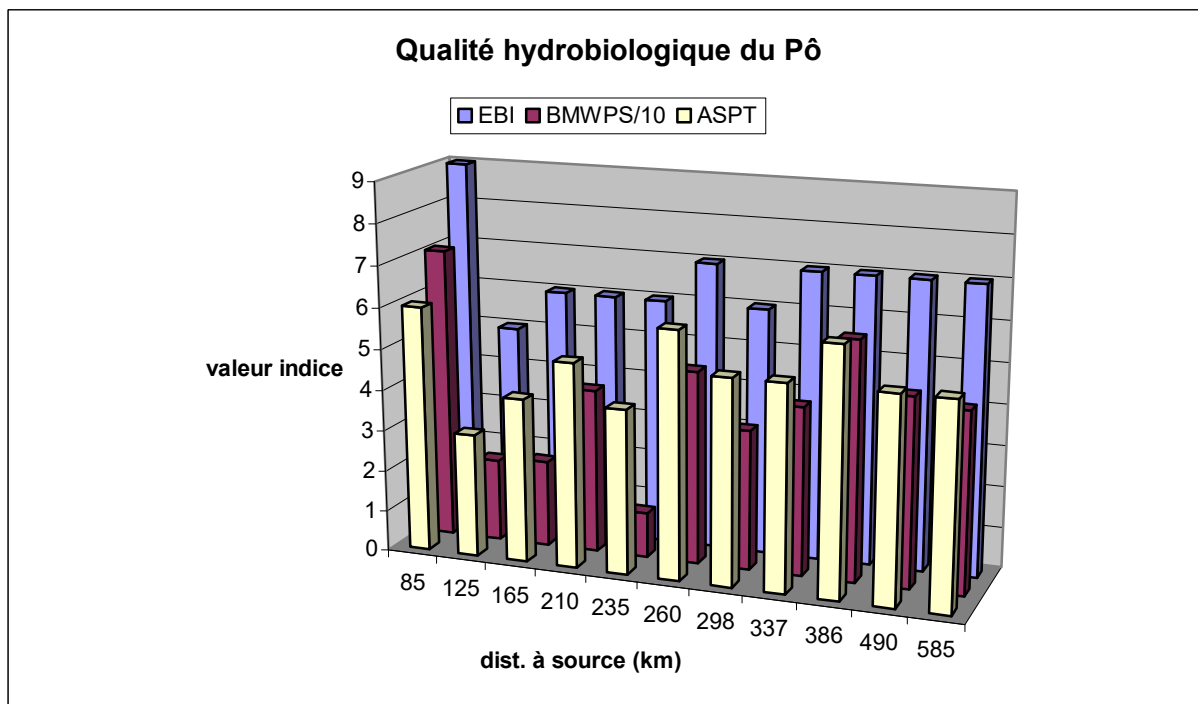


Figure 6 (données 1996-1997 - PORTESANI, 1998)

Remarque : les 3 indices biotiques proposés ci-dessus proviennent de « l'école anglo-saxonne ». L'EBI comprend 15 valeurs possibles. Il a été conçu sur la rivière Trent en Angleterre, et semble être peu utilisé ailleurs (BALLOCH & al, 1976 in CHARVET, 1995). Le BMWPS est le système retenu pour évaluer la qualité des eaux anglaises, le principe de calcul est d'établir un score pour chaque famille indicatrice et de faire la somme de tous les scores obtenus. L'ASPT est en fait la valeur du BMWPS divisée par le nombre de familles indicatrices.

Les trois indices suivent globalement les mêmes variations (à l'exception d'une chute ponctuelle du BMWPS à la station située à 235 km de la source), l'analyse s'effectuera donc seulement sur la base des valeurs de l'EBI.

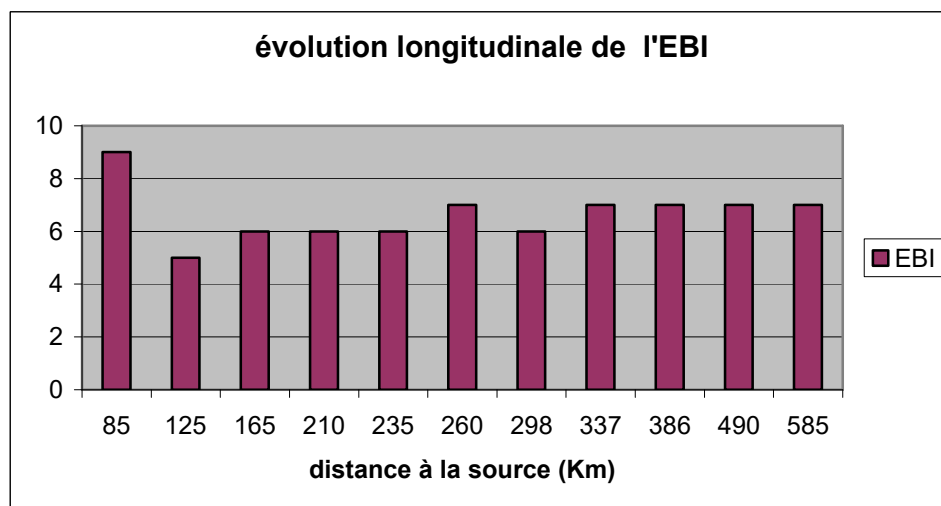


Figure 7 (données 1996-1997 – PORTESANI, 1998)

La qualité hydrobiologique du Pô est globalement mauvaise : seule la partie amont obtient une note de 8-9/15 ; ensuite, sur les 550 km en aval de Turin, l'EBI ne dépasse pas la valeur de 7/15

La traversée de Turin est particulièrement pénalisante pour la macrofaune benthique : l'EBI perd 4 points. Le peuplement reste ensuite pauvre et déstructuré en s'éloignant de ce point vers l'aval : stagnation des valeurs de l'EBI entre 5 et 7 sur les 200 km en aval. On peut donc penser qu'à partir du premier point de perturbation qu'est Turin, le Pô subit en continu d'autres dégradations (effet des aménagements, pollutions diffuses agricoles, industrielles et urbaines...) qui ne permettent pas au peuplement de se restructurer.

Plus en aval, la note EBI se stabilise à 7. L'effet de l'apport des eaux du Lambro ne se fait donc pas ressentir au niveau de l'indice EBI (ce qui n'est pas nécessairement le cas au niveau du peuplement benthique). Les explications peuvent être les mêmes que celles avancées pour la qualité physico-chimique de l'eau (effet de dilution, représentativité des mesures...)

L'interprétation des valeurs brutes d'un indice biotique (quel qu'il soit) en l'absence des listes faunistiques qui lui sont associés, ne permet pas de pousser l'analyse plus loin que ces quelques tendances.

L'analyse du peuplement de macroinvertébrés benthiques du Pô (établi d'après la bibliographie scientifique) qui sera présenté dans le chapitre suivant, doit permettre de préciser la vue très synthétique donnée par une note indicielle d'intégrité biotique.

2 METHODE

2.1 Acquisition des données

2.1.1 Méthode de recherche bibliographique

(se reporter au projet collectif)

La recherche de données faunistiques a constitué le préalable indispensable et laborieux à l'analyse constitutive de ce rapport. Elle s'est effectuée en groupe (*voir projet collectif*).

Tout d'abord, les premières investigations auprès des gestionnaires du Pô (l'Autorita del Bacino del fiume Po) se sont révélées infructueuses : de tels organismes ne mettent pas à la disposition du public les données faunistiques dont ils disposeraient.

Cette voie de recherche a donc été abandonnée pour se focaliser sur la recherche de listes faunistiques disponibles dans les publications scientifiques.

Les moyens de recherche mis en œuvre sont détaillés dans le projet collectif.

2.1.2 Résultats des recherches bibliographiques

Etant donné le faible nombre de publications internationales (en anglais) et même nationales (en Italien) concernant l'étude des communautés benthiques du Pô, toutes les références susceptibles de recenser la présence d'un ou plusieurs taxons ont été prises en compte.

De plus, devant cette « pauvreté » en nombre de références, les recherches sur les différents moteurs de recherche ont le plus souvent consisté à effectuer des requêtes avec les seuls mots clés « Po river » ou « Po basin » ou « fiume Po ». Ensuite, un rapide tri opéré à la lecture des titres proposés permettait de « dégrossir » la recherche, enfin les résumés ont permis de classer les titres en fonction de leur intérêt présumé. Le maximum d'articles a été consulté, en commençant par ceux supposés présenter les plus fortes chances de contenir une liste faunistique.

En terme de nombre d'articles, c'est la recherche sur « Zoological records » qui a été la plus fructueuse :

- 231 références répondant au mot clé « Po river »
- 64 ont été consultées

Le moteur de recherche « Pascal » a permis de recenser 22 références « intéressantes » (d'après résumé).

11 articles ont été consultés sur le site Internet de l'éditeur « Elsevier » (sciencesdirect.com).

Le site de l'Office Internationale de l'Eau n'a permis de consulter que 2 articles, et révélé la présence de 69 références jugées « sans intérêt » pour notre objectif.

Au total, ce sont près de 100 articles (en anglais et en italien) qui ont été consultés.

Seuls 17 contenaient des informations sur les peuplements de macroinvertébrés.

Les données reprises (même partiellement) par plusieurs publications n'ont bien évidemment été comptabilisées qu'une seule fois.

Les données retenues n'ont concerné que 5 ordres d'insectes : Plécoptères, Ephéméroptères, Trichoptères, Coléoptères et Odonates, avec une précision taxonomique au genre ou à l'espèce.

Au final, seules 8 publications se sont révélées être utilisables pour constituer la base de données « peuplement de macroinvertébrés du Pô ». Il convient de noter que 4 d'entre-elles proviennent en fait du même programme d'étude concernant un suivi de la qualité physico-chimique et hydrobiologique du secteur de Caorso (Pô moyen) consécutivement à l'installation d'une centrale nucléaire.

2.1.3 Présentation et limites des données

Les données faunistiques incorporées dans la base de données générale (CD-Rom joint) sont issues des publications suivantes :

1. BATTEGAZZORE M.; PETERSENN R.C.JR., MORETTI G., ROSSARO B.; 1992 ; An evaluation of the environmental quality of the River Po using benthic macroinvertebrates ; *Archiv Für Hydrobiologie* : **125(2)** : pp 175-206
2. MORETTI G. P., TUCCIARELLI F., CIANFICCONI F.; 1981 ; Composizione e consistenza del popolamento tricotterologico nel ecosistema fluviale del medio Po (Caorso-Piacenza) ; *Rivista Di Idrobiologia* : **20(1)** : pp 231-244
3. QUERENA E. ; 1981 ; Gli efemerotteri nel medio Po a Caorso (PC) *Rivista Di Idrobiologia* : **20(1)** : pp 195-204
4. RAVIZZA C.A. ; 1981 ; Note sugli emitteri ed in coleotteri popolanti le acque del medio Po fra Caorso ed Isola Serafini (PC) (Insecta : Hemiptera : Coleoptera) ; *Rivista Di Idrobiologia* : **20(1)** : pp 217-230
5. GALLETTI P.A.; 1981 ; Indagini idrobiologiche sul medio Po a Caorso: Odonata ; *Rivista Di Idrobiologia* : **20(1)** : pp 205-215
6. MALCEVSCHI S.; 1983 ; Strutture biocenotiche elementari del macrobenthos del medio tratto del Po ; *Atti Del Museo Civico Di Storia Naturale Di Trieste* : **35** : pp 289-304
7. VIGANO L. , BARBIERO G., BUFFAGNI A., MINGAZZINI M., PAGNOTTA R.; 1999 ; Assessment of the alterations of the aquatic environment downstream from a polluted tributary of the river Po (Italy) ; *Aquatic Ecosystem Health & Management* : **2(1)** : pp 55-69.
8. BUFFAGNI A.; 1998 ; *Heptagenia longicauda*, new for Italy, in the Pô river (Ephemeroptera, Heptageniidae) ; *Bolletino della societa entomologia italiana* ; **130(1)** : pp 13-16

La référence n° 1 constitue la principale source de données : elle concerne en effet une étude de la qualité écologique de l'ensemble du Pô basée sur l'analyse des peuplements des macroinvertébrés benthiques (soit un sujet très proche du notre). Dans le cadre de cette étude : 10 stations réparties sur tout le linéaire du fleuve ont été échantillonnées. BATTEGAZZORE & al (1992) précise que l'emplacement des stations a été effectué de façon stratégique pour « encadrer » les principales zones habitées et industrielles sur le fleuve en lui-même ou par l'intermédiaire des affluents drainant ces zones. L'échantillonnage a été réalisé au moyen d'un jeu de substrats artificiels mis en place pendant 1 mois (Juillet 1990), et positionné dans des conditions de colonisation les plus semblables possible (vitesse et exposition au courant, substrat, profondeur...). Au préalable, sur la station la plus aval, le même jeu de substrat artificiel a été installé entre décembre 1988 et juillet 1990, et relevé 16 fois selon une périodicité variable. Ceci avait pour but de déterminer la vitesse de colonisation globale et par taxons, de déterminer les variabilités saisonnières de l'efficacité de l'échantillonnage... afin d'adapter au mieux le plan d'échantillonnage à adopter pour l'ensemble des 10 stations. Toutes les données faunistiques, indiquées par stations à l'espèce (ou par périodes pour la phase d'« étalonnage »), ont été reprises de façons exhaustives pour les 5 ordres que nous avons retenus. Il convient de noter que les stations de Le Gabbiane, Corte San Andrea, Somaglia et Piacenza sont toutes situées dans le secteur de l'exutoire du Lambro (drainant Milan), à respectivement 3 km en amont, puis 1 km, 9 km et 18 km en aval.

Les références 2, 3, 4 & 5 proviennent d'un même programme d'étude portant spécifiquement sur le macrobenthos et la physico-chimie, engagé sur un secteur d'étude de 10 km sur le Pô moyen : entre 418 et 428 km de la source, au niveau de la confluence de l'Adda.. Chaque ordre ou groupe d'ordre a fait l'objet d'échantillonnages et d'analyses distincts. Les échantillonnages concernant les 5 ordres retenus se décomposent en 17 stations (réparties dans le fond du lit avec des couples substrats-vitesses différents, et sur les rives à hélophytes : *Typha latifolia* & *Phragmites communis*), et se sont déroulés pendant une période d'étude de 3 ans (1974-1977) avec une fréquence mensuelle.

La référence n°6 a pour objectif d'étudier la structure du peuplement de macroinvertébrés benthiques, elle ne s'attache pas particulièrement aux taxons présents, ni à la relation peuplement / qualité du milieu, mais vraiment à la relation micro-habitat/peuplement et aux interrelations entre individus d'un même peuplement. En conséquence, bien que cet article soit basé sur un échantillonnage sérieux sur 4 stations (entre Valenza et Corte San Andrea) opéré du 21 mai 1981 au 19 juin 1981, puis les 3 & 4 Août 1981, au filet suber et avec des substrats artificiels, dans tout un panel de micro-habitat, la présentation des résultats dans la publication n'est pas détaillé par station mais par habitat.

Les données faunistiques ont donc été saisies pour l'ensemble du tronçon de 100 km : de la distance à la source 220 à 320 km.

La référence n°7 contient quelques informations faunistiques bien que ce ne soit pas une étude des peuplements de macroinvertébrés : elle analyse la densité de quelques taxons choisis pour leurs propriétés bioindicatrices. Les seules données suffisamment précises pour être incorporables dans la base de données étaient la présence d'*Heptagenia sulphurea* et d'*Heptagenia coerulea* sur 2 tronçons de part et d'autre du Lambro : des distances à la source 270 à 305 km, et de 305 à 330 km.

La référence n°8 relate simplement la présence d'une autre espèce d'Heptageniidae : *Heptagenia longicauda* à Piacenza (d.à.s. : ~320 km). Dans la base de donnée, cette information a été incorporée dans la ligne P6 (même lieu, même auteur)

De façon synthétique, voici les caractéristiques de chaque source d'information :

<u>Source bibliographique</u>	<u>Etendue de l'information</u>	<u>Unité spatiale élémentaire</u>	<u>Mode de prélèvement</u>	<u>Année de prélèvement</u>
1	Peuplement Ensemble du fleuve	Station	Substrats artificiels	1990 (Pontelagoscuro : 1989 à 1990)
2, 3, 4, 5	Peuplement Localisé	1 de Tronçon de 10 km	Substrats. Artificiels Surber + Havenneau	1974 à 1977
6	Peuplement Localisé (imprécis)	1 tronçon de 100 km	Substrats artificiel Surber	1981
7	2 taxons localisé	2 tronçons de 35 et 25 km	<i>inconnu</i>	1999 (?)
8	1 taxon localisé	station	<i>inconnu</i>	1998 (?)

Tableau 1 : caractéristiques des données selon leur source

La localisation des stations sur le linéaire du Pô est illustrée figure 8

Les données recueillies sur le Pô apparaissent donc très hétérogènes, avec des secteurs très bien échantillonnés, et d'autres très peu étudiés. Une seule source de donnée concerne l'ensemble du linéaire du Pô, et la grande majorité des données provient de cette étude.

On peut d'ores et déjà se poser la question de l'utilité d'analyser le peuplement du Pô obtenu par une synthèse bibliographique quand les données faunistiques proviennent essentiellement d'une publication (ce programme d'étude poursuivait le même objectif d'analyse, mais en utilisant des données non-agrégées)

2.2 Traitement des données

2.2.1 Intégration à la base de données globale & méthode d'analyse

Les données concernant le Pô ont été intégrées à la base de données (au format tableau Excel) communes aux 4 fleuves, agrégées, puis traitées pour une analyse en diversités taxonomiques et par l'utilisation des traits biologiques. Cela est décrit dans le projet collectif aux paragraphes 1.4 et 1.5 (p. 6 à 10).

Rappelons seulement que le choix du genre comme niveau taxonomique de base est préconisé par de nombreux auteurs (CHARVET, 1999 ; TACHET & al, 2000), le niveau de la famille étant déjà trop dénué de signification biologique et écologique pour pouvoir établir une typologie générale d'un cours d'eau (FIGUET, 1996 ; BACCHI, *comm perso*)

Rappelons aussi l'intérêt du traitement grâce à l'utilisation des traits biologiques pour l'analyse de données faunistiques aussi hétérogènes (en quantité et en qualité) que celles obtenues pour le Pô.

2.2.2 Découpage en tronçons

Notre objectif étant d'analyser globalement le peuplement de macroinvertébrés (pour faire ressortir la qualité globale du milieu selon le gradient amont-aval) et non de réaliser un typologie fonctionnel, la sectorisation en tronçons géographiques est le meilleur moyen de pouvoir agréger nos données. Cependant, il a fallu faire face à un certain nombre de difficultés :

- ✓ Les données recueillies se répartissent sur des unités spatiales ayant des échelles différentes : stations ponctuelles, secteur de 10, 25, 35 et 100 km.
- ✓ D'autre part, les données recueillies sont caractérisées par une grande variabilité en effort d'échantillonnage : secteurs très étudiés, d'autres délaissés.

La première solution, ayant une signification écologique, était d'individualiser des tronçons hydrogéomorphologiquement homogènes (par exemple selon la pente de la vallée, la géologie, la largeur moyenne, le type d'écoulement...), puis d'affecter à chacun d'entre eux les données qui lui sont associées. Même en réduisant le nombre de tronçons au maximum, cela s'est révélé impossible : certains tronçons étaient sur-représentés en échantillons, d'autres ne comprenaient aucune données.

La deuxième solution était de découper des tronçons selon un critère statistique : chaque unité doit être caractérisée par le même effort d'échantillonnage (soit dans notre cas : le même nombre d'échantillons). Cette solution s'est elle aussi révélée être inapplicable : les tronçons ainsi déterminés perdaient toute signification géographique au point de devenir incomparable : certains mesuraient une dizaine de kilomètres tandis que d'autres s'étendaient sur plusieurs centaines de kilomètres.

Après de nombreux essais, le choix s'est donc porté sur un nombre le plus réduit possible de tronçons : 5 pour se caler avec ceux du Rhin (voir projet individuel sur le Rhin), et qui nous semble être le minimum envisageable.

Ensuite, la délimitation définitive s'est faite en tentant de trouver le meilleur compromis entre différence en nombre d'échantillons par tronçons et différence de longueur (en traçant et comparant pour chaque alternative les deux graphiques associés).

Au final, les tronçons ont été fixés comme suit :

Code station	nom station	Lieu échantillonnage	d. à la source	tronçon	limites tronçon (d.à.s)	date corrigée	date brute	source bibliographique
P1	Villafranca	chenal et rives	57	1	0-110 (amont Turin)	23/07/1990	juil-90	BATTEGAZORE & al. ,1992
P2	Moncalieri	chenal et rives	103	1	0-110 (amont Turin)	23/07/1990	juil-90	BATTEGAZORE & al. ,1992
P3	Valenza	chenal et rives	220	2	110-319 (Turin-amont Lambro)	23/07/1990	juil-90	BATTEGAZORE & al. ,1992
P4	de Valenza à Corte S. Andrea	chenal et rives	270	2	110-319 (Turin-amont Lambro)	01/06/1981	25/5à19/6 & 3-4/8 1981	MALCESVSCHI, 1983
P5	aval Ticino river (Pavia)	indéterminé	285	2	110-318 (Turin-amont Lambro)	01/06/1999	1999 (?)	BUFFAGNI <i>in</i> VIGANO & al. , 1999
P7	Le Gabbiane	chenal et rives	316	2	110-319 (Turin-amont Lambro)	25/07/1990	juil-90	BATTEGAZORE & al. ,1992
P10	Piacenza	chenal et rives	337	3	319-380 (Lambro - Adda)	24/07/1990	juil-90	BATTEGAZORE & al. ,1992
P6	aval Lambro river (Piacenza)	indéterminé	320	3	319-380 (Lambro - Adda)	02/06/1999	1999 (?)	BUFFAGNI <i>in</i> VIGANO & al. , 1999
P8	Corte S. Andrea	chenal et rives	320	3	319-380 (Lambro - Adda)	26/07/1990	juil-90	BATTEGAZORE & al. ,1992
P9	Somaglia	chenal et rives	328	3	319-380 (Lambro - Adda)	26/07/1990	juil-90	BATTEGAZORE & al. ,1992
P11	Cremona	chenal et rives	388	4	380-500	24/07/1990	juil-90	BATTEGAZORE & al. ,1992
P12	Caorso	chenal et rives	425	4	380-500	01/06/1976	été 74 à hiver 77	GALLETTI; MORETTI; RAVIZZA; QUERENA, 1981
P13	Casalmaggiore	chenal et rives	440	4	380-500	24/07/1990	juil-90	BATTEGAZORE & al. ,1992
P14	Pontelagoscuro	chenal et rives	587	5	500-673	01/12/1988	déc-88	BATTEGAZORE & al. ,1992

Tableau 2 : caractéristiques des stations et affectation des tronçons

La figure 8 permet de visualiser l'hétérogénéité de la nature des données disponibles, la taille des bulles est proportionnelle à l'effort d'échantillonnage, exprimé en nombre d'échantillons réalisés pour établir les listes faunistiques proposées dans les publications. P4, P5 et P6 ne sont pas des stations ponctuelles, mais des tronçons échantillonnés. L'épaisseur du trait est proportionnelle à la pression d'échantillonnage. Les "stations" P5 et P6 nous informent uniquement sur la présence de 3 espèces d' *Heptagenia*.

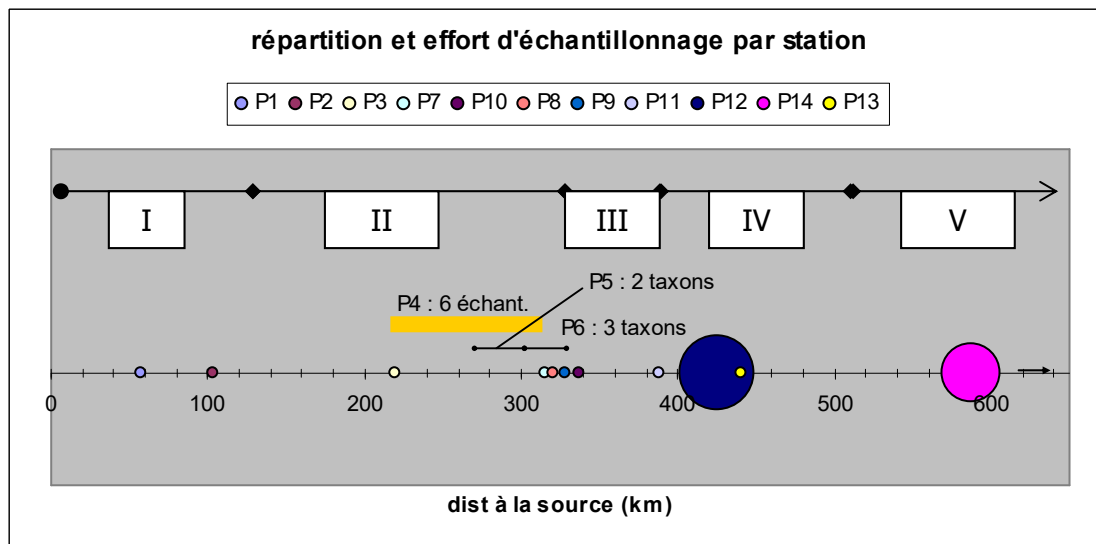


Figure 8: répartition des stations et détermination des tronçons

Ainsi déterminés, les tronçons sont néanmoins caractérisés par des efforts d'échantillonnage très variables dont il faudra tenir compte pour l'analyse. (figure 9)

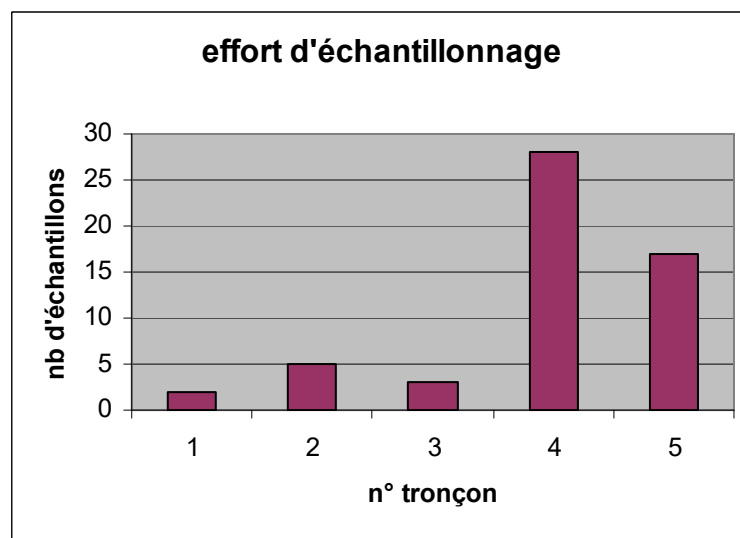


Figure 9 : effort d'échantillonnage par tronçon

Il est possible que de telles différences rendent caduques l'analyse du peuplement. Il est par contre hasardeux de vouloir pondérer la diversité taxonomique par le nombre d'échantillons, car ces deux paramètres ne sont pas liés de façon linéaire. Les données disponibles ne nous permettent pas de déterminer la fonction mathématique les liant, celles-ci peuvent en effet être influencées par bon nombre de facteurs : les taxons considérés, le mode d'échantillonnage...

En l'absence de données standardisées (et la faible quantité de données ne nous permet pas d'éliminer celles qui seraient "non-conformes"), nous nous abstenons donc de ce type d'approximation.

3 ANALYSE

3.1 Analyse de la diversité taxonomique

3.1.1 Le peuplement

D'emblée, le peuplement du Pô paraît relativement pauvre (tableau 3)

	Diversité générique
PLECOPTERE	4
EPHEMEROPTERE	12
TRICHOPTERE	20
COLEOPTERE	19
ODONATE	31
TOTAL	86

Tableau 3 : nombre de genre par ordre sur le Pô

On remarque que les plécoptères sont très peu diversifiés (4 genres seulement), en revanche les odonates sont représentés par un nombre important de genres (31). Les 3 autres ordres ont des diversités relativement basses pour un hydrosystème de l'envergure du Pô.

3.1.2 Evolution longitudinale du peuplement par ordres

3.1.2.1 Les plécoptères

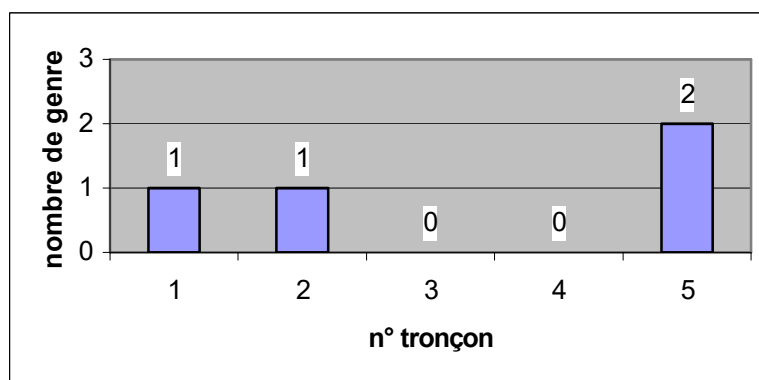


Figure 9 : Evolution longitudinale de la diversité de Plécoptère

Un très faible nombre de genre est constaté par tronçon : au maximum 2 pour le tronçon 5.

Aucun genre ne se retrouve dans 2 tronçons différents. Au total, 3 familles sont représentées : Nemouridae, Leuctridae et Perlodidae (voir figure 9)

Le genre *Euleuctra* (une seule espèce : *E. geniculata*) de la famille des Leuctridae est présente dans le tronçon 1.

Le genre *Isoperla* n'est rencontré que dans le tronçon 2.

Les plécoptères sont absents pour les tronçons 3 et 4.

2 genres sont recensés dans le tronçon 5 : *Nemurella picteti* (unique espèce du genre), seule espèce de plécoptère se rencontrant en eau stagnante, et *Leuctra*.

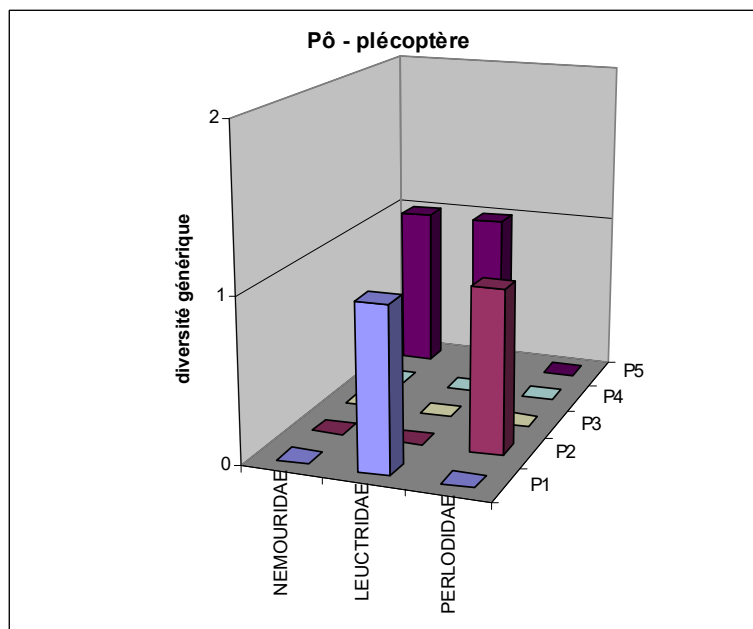


Figure 10 : évolution du nombre de genre par famille de plécoptère

Bien qu'on n'y retrouve qu'un seul genre pour chacun, les deux tronçons amont paraissent moins dégradés que les suivants car ces tronçons sont aussi ceux où les efforts d'échantillonnage sont les plus faibles. Sur le tronçon 3, le très faible effort d'échantillonnage permet difficilement de relier de façon catégorique l'absence de plécoptères avec une mauvaise qualité du milieu. En revanche, le tronçon 4 est largement le plus échantillonné, et aucun plécoptère n'y est recensé, on peut donc conclure à une forte perturbation, à mettre en rapport avec le confluent du Lambro (drainant toute la région milanaise). Le tronçon 5 semble bénéficier d'un phénomène de « récupération » de sa qualité hydrobiologique : amélioration de la qualité de l'eau et / ou plus grande diversité des habitats. Mais il est certainement surévalué par rapport au tronçon 1, 2, et 3 en raison d'un fort effort d'échantillonnage.

Les plécoptères sont très souvent utilisés par les indices biotiques et constituent un "groupe repère". En s'en tenant strictement à cette notion de groupe indicateur on pourrait conclure : bonne qualité en amont, très mauvaise au niveau du tronçon 4, puis amélioration sensible vers l'aval.

Cependant des réserves de deux types sont à émettre :

- TACHET & al (2000) indique que, "longitudinalement, les plécoptères sont nettement plus diversifiés dans le cours supérieur des cours d'eau ; le nombre d'espèces décroît vers l'aval et seules quelques espèces se rencontrent dans les grands cours d'eau de plaine". En d'autres termes, même dans un fleuve indemne de toutes dégradations, la diversité de plécoptères diminuerait vers l'aval.

- Les effectifs de genres de plécoptères sont très faibles, et il est bien hasardeux d'en tirer des conclusions sur la qualité des milieux. De plus, quelle importance donner à la variabilité de l'effort d'échantillonnage?

Raisonnement, la seule conclusion à tirer de la répartition des genres de plécoptères est la mauvaise qualité du tronçon 4.

On peut aussi émettre l'hypothèse d'une amélioration relative du tronçon 5 (lui aussi bien échantillonné), qui reste quand même dégradé (absence des familles Perlidae et Perlodidae, taxons pourtant représentés dans le potamon des fleuves – TACHET & *al*, 2000).

Pour les 3 premiers tronçons, faut-il relier la faible diversité à un échantillonnage insuffisant ou à une mauvaise qualité du milieu ? Toutefois, dans un milieu de très bonne qualité, on peut penser que l'échantillonnage réalisé aurait pu révéler la présence d'une diversité déjà beaucoup plus forte.

3.1.2.2 Les éphéméroptères

Contrairement à l'ordre précédent, ce groupe a une distribution longitudinale très changeante.

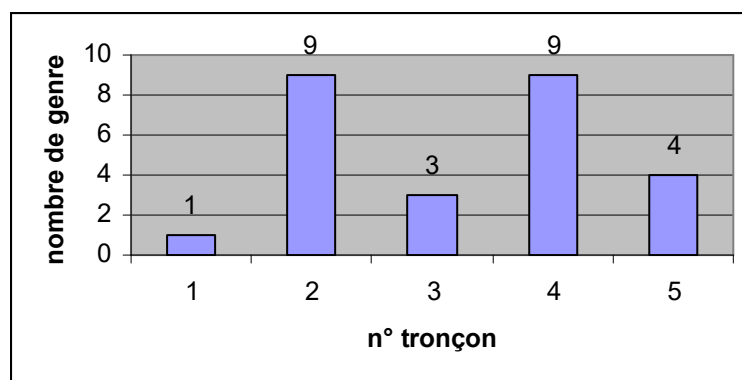


Figure 11 : Evolution longitudinale de la diversité d'Ephéméroptères

L'interprétation de la diversité est très délicate pour cet ordre, en raison des problèmes de représentativité des données. Les résultats semblent en effet être complètement incohérent avec la géographie physique du Pô : les tronçons les plus dégradés, situés en aval des grands centres urbains, sont les plus diversifiés !

Seul le genre *Caenis* est présent sur tous les tronçons, c'est le seul représentant des deux genres de Caenidae. (voir figure 12)

C'est aussi le seul taxon présent sur le tronçon 1, situé en amont de Turin.

Paradoxalement, les tronçons 2 et 4 sont les plus riches avec 9 genres.

Pothamanthus luteus, seule espèce de Potamanthidae, et *Procloeon* (Baetidae limnophile) ne sont présents que dans le tronçon 2, tandis que *Centrophilum luteolum* (Baetidae limnophile) et *Ephemerella* (seul genre d'Ephemeridae) ne sont présents que sur le tronçon 4.

Le tronçon 3 ne compte que 3 genres : *Heptagenia*, *Baetis* et *Caenis*, le tronçon 5 compte en plus *Ephemerella* (Ephemerellidae)

Les familles les plus représentées sont les Baetidae (3 genres : *Baetis*, *Procloeon* et *Cloeon*) ; puis les Heptageniidae avec 2 genres (*Ecdyonurus* et *Heptagenia*).

Même en raisonnant avec la présence des genres en tenant compte de leur écologie, il est difficile de faire ressortir des tendances.

On peut penser que pour cet ordre, la représentativité de l'échantillonnage est trop aléatoire pour pouvoir permettre une analyse sérieuse.

Le tronçon 5, pourtant bien échantillonné n'est pas diversifié en Ephéméroptère, il peut paraître, de ce point de vue là, assez dégradé. Ceci n'est toutefois pas concordant avec les conclusions tirées avec la diversité en plécoptère.

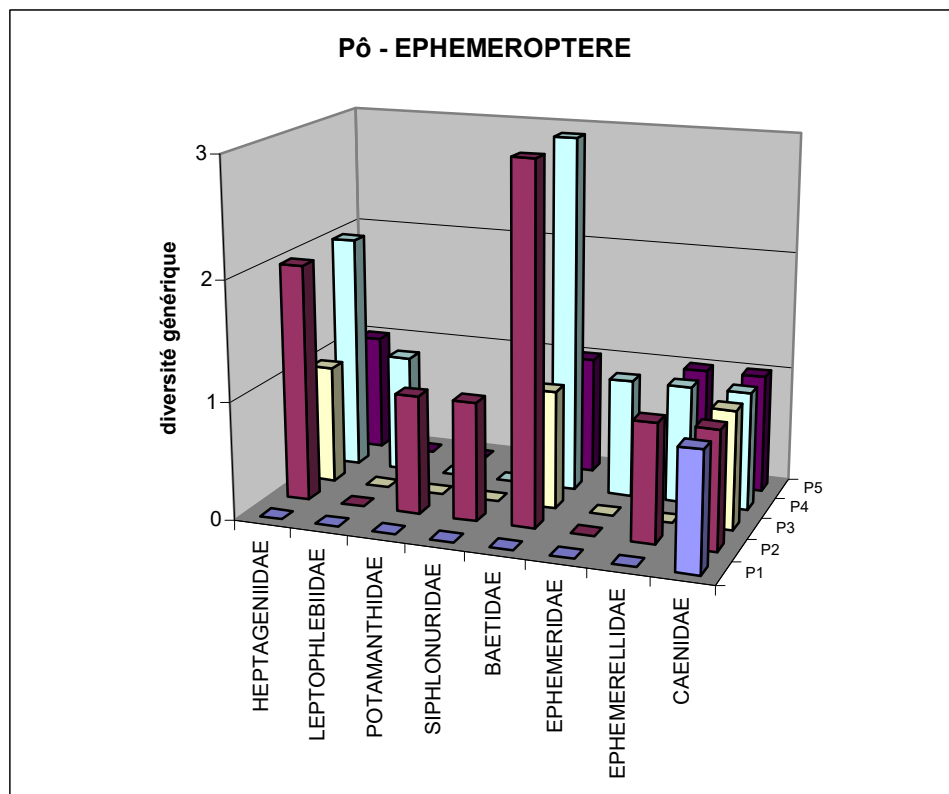


Figure 12 : évolution du nombre de genre par famille d'Ephéméroptères

3.1.2.3 Les trichoptères

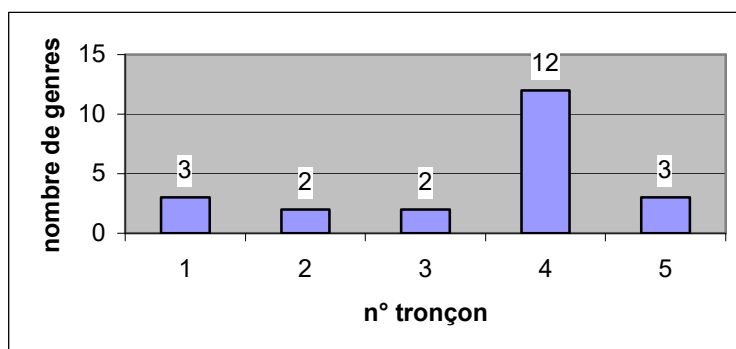


Figure 13 : Evolution longitudinale de la diversité de Trichoptères

Le tronçon 4 est beaucoup plus riche en genre de trichoptères que les autres, pour lesquels la diversité est semblable et faible (pas de différence significative).

9 familles de trichoptères sont recensées.

Hydropsyche (Hydropsychidae), qui comprend de nombreuses espèces, est rencontré sur l'ensemble du Pô. *Oecetis* (Leptoceridae) est un peu moins répandu : les trois tronçons centraux.

Anabolia (Limnephilidae), genre oligo-mésotrophe caractéristique du rithron, et *Silo* (Goeridae), genre oligotrophe sont logiquement cantonnés au tronçon amont.

La présence exclusive sur le tronçon aval de *Chimarra marginata* (Philopotamidae), espèce oligotrophe et oligosaprobe est difficilement explicable autrement que par une présence accidentelle (faible effectif récolté). *Ecnomus* (seul genre d'Ecnomidae), bien que présent uniquement sur les deux tronçon aval du fleuve, n'a pas de préférence particulière pour les zones potamiques.

Tous les autres genres non-cités (14) n'ont été recensés que dans le tronçon 4. L'une des explications peut être le grand nombre d'échantillons réalisés sur ce tronçon.

Pour les Ephéméroptères, il est là aussi difficile de tirer des enseignements de l'évolution de la diversité, elle semble être beaucoup influencée par la pression d'échantillonnage ; les tendances sont peu identifiables du fait des faibles effectifs de genres concernés.

On peut néanmoins remarquer que les genres oligotrophes présents au tronçon 1 disparaissent dès le tronçon 2, la présence de l'agglomération de Turin est l'une des explications possibles. De plus, le tronçon 5, que l'on peut considérer comme bien échantillonné, apparaît très pauvre (3 genres dont 1 accidentel). Cette observation est en accord avec celle établie pour les Ephéméroptères, mais reste en contradiction avec l'évolution de la diversité de plécoptères.

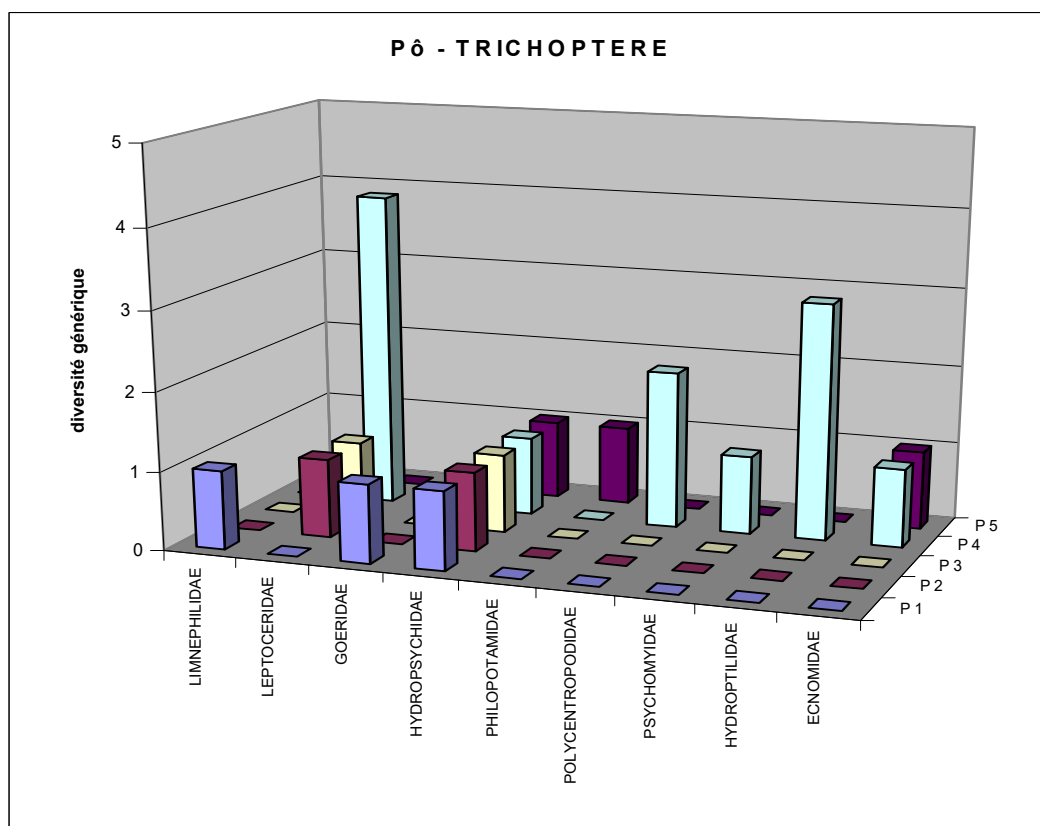


Figure 14 : évolution du nombre de genre par famille de trichoptères

3.1.2.4 Les odonates

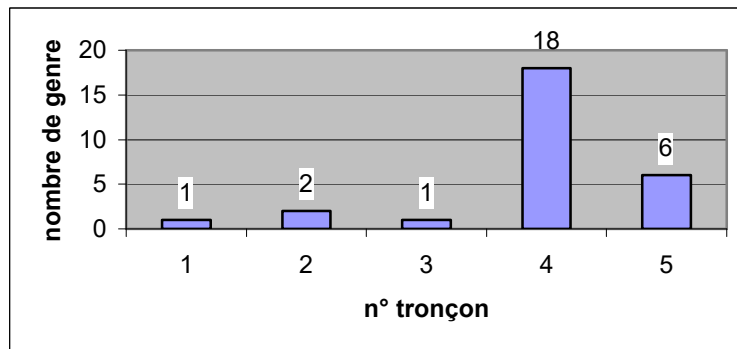


Figure 15 : Evolution longitudinale de la diversité d'odonates

Pour les trois tronçons amont, la diversité est très faible, ceci peut s'expliquer par la rareté des habitats pour les odonates, ou par un échantillonnage non adapté (en majorité par substrats artificiels) pour capturer des individus de cet ordre. Les genres *Ischnura* (tronçon 1), *Ischnura* et *Pyrrhosoma* (tronçon 2), *Calopteryx* (Tronçon 3) sont présents.

En revanche, les 2 tronçons aval du Pô ont été nettement plus échantillonnés, le tronçon 4 est plus de 2 fois plus diversifié que le tronçon 5. A l'exception de *Pyrrhosoma*, tous les taxons rencontrés au tronçon 5 sont aussi contactés dans le tronçon 4 (où l'on dénombre 8 familles sur 9 recensées sur le Pô).

Deux types d'explications peuvent être avancés :

Pour le tronçon 4 : les données du Pô proviennent d'investigations très poussées (en continu durant 3 ans), et tous les milieux de l'hydrosystème ont été prospectés : lit mineur, macrophytes des berges, bras morts, bras secondaires... De plus, le Pô est à cet endroit très actif, proposant ainsi une grande diversité d'habitats colonisables par les odonates. La diversité du Pô est certainement surévaluée pour ce tronçon, mais la forte valeur est peut-être aussi due à une bonne disponibilité d'habitats convenant aux odonates.

Pour, le tronçon 5, les échantillonnages ont été nombreux, mais réalisés de manière standardisée par substrats artificiels par BATTEGAZORE (1992) dans le lit mineur. La méthode et le plan d'échantillonnage n'étaient peut-être pas les plus adaptés pour la capture d'odonates

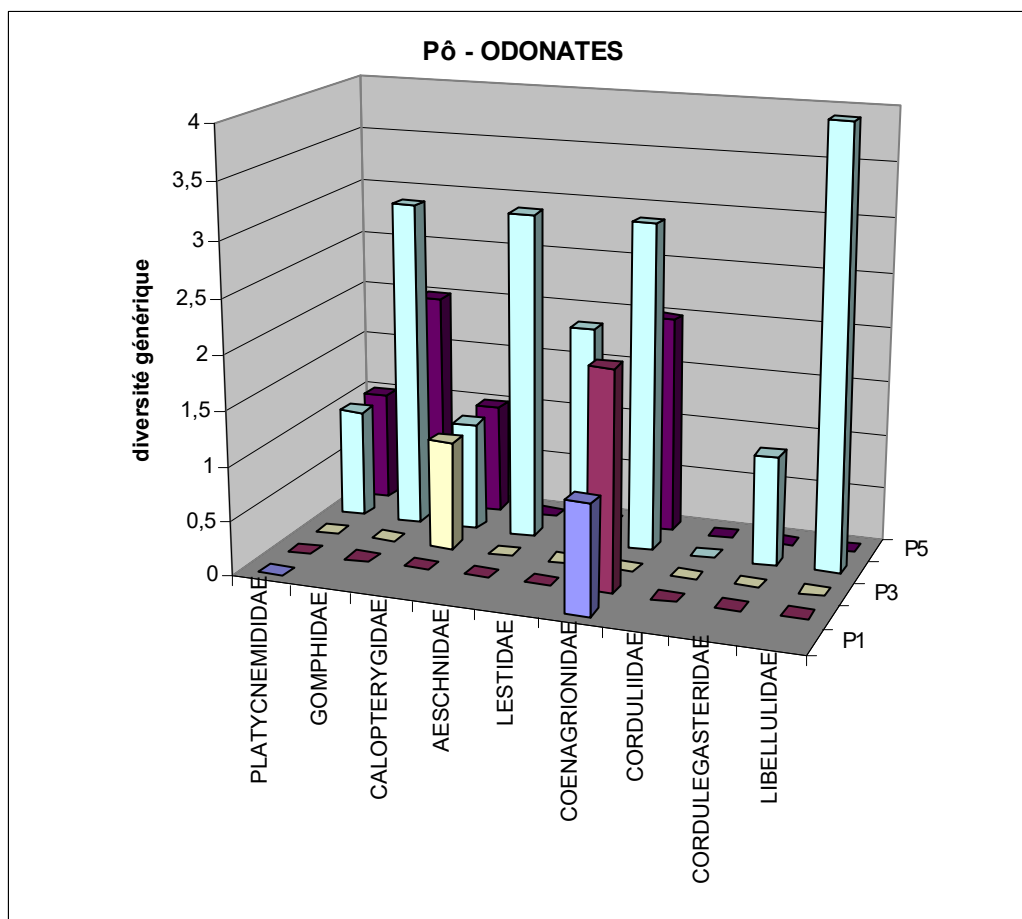


Figure 16 : évolution du nombre de genre par famille d'odonates

3.1.2.5 Les coléoptères

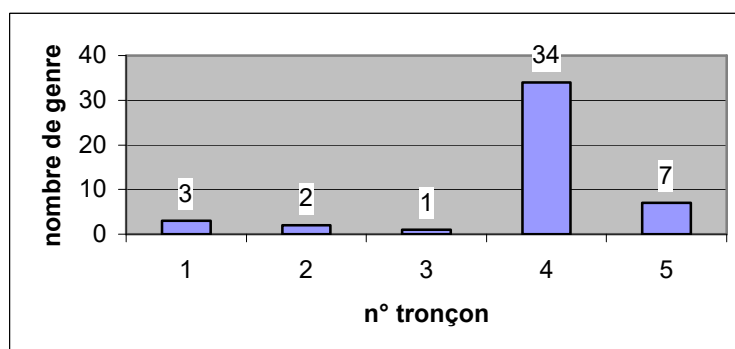


Figure 17 : Evolution longitudinale de la diversité de coléoptères

Les coléoptères sont très peu représentés dans les 3 premiers tronçons (de 3 à 1 du tronçon 1 au 3).

Le tronçon 4 présente 34 genres de coléoptères, ceci peut être mis en relation avec l'échantillonnage très complet caractérisant ce tronçon.

Le tronçon 5, bien que correctement échantillonné, présente une valeur de diversité assez faible (5 fois inférieure à celle du tronçon précédent).

Tous les genres (répartis dans 13 familles) répertoriés sur le Pô sont aussi présents dans le tronçon 4 sauf : *Helicus substriatus* (Dryopidae), présent uniquement dans le tronçon 5 ; et *Riolus* (Elmidae) présent uniquement dans le tronçon 2.

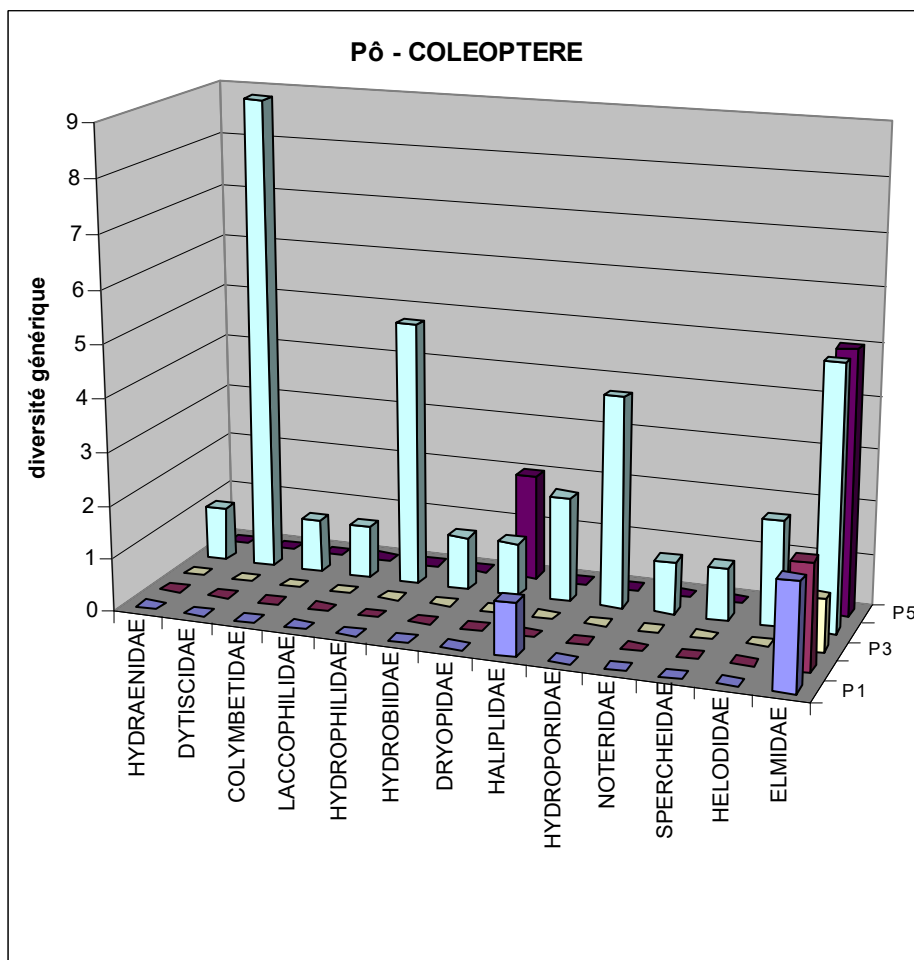


Figure 19 : évolution du nombre de genre par famille de coléoptères

Macronychus quadrituberculatus est le seul taxon rencontré dans tous les tronçons.

Il convient de noter que la diversité en coléoptère paraît très liée à l'effort d'échantillonnage.

Dans ces conditions, et vu les faibles diversités constatées (même pour la station amont), l'analyse est rendue très délicate. L'analyse des exigences écologiques des genres contactés met en évidence des non-sens.

3.1.3 Evolution globale de la diversité taxonomique

Tronçon	Plécoptères	Ephéméroptères	Trichoptères	Coléoptères	Odonates	Total
1	1	1	3	3	1	9
2	2	9	2	2	2	17
3	0	3	2	1	1	7
4	0	9	12	34	18	73
5	2	4	3	7	6	22

Tableau 4 : Diversité taxonomique par tronçon du Pô

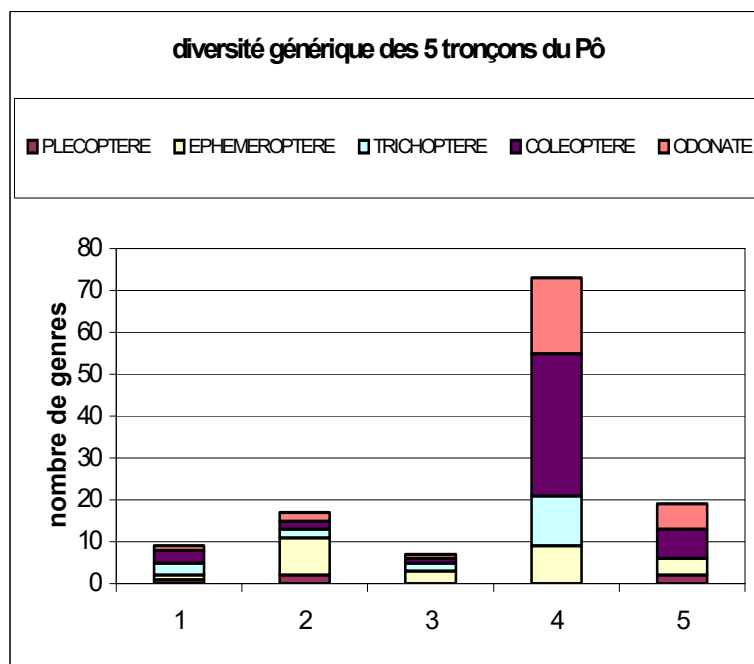


Figure 19

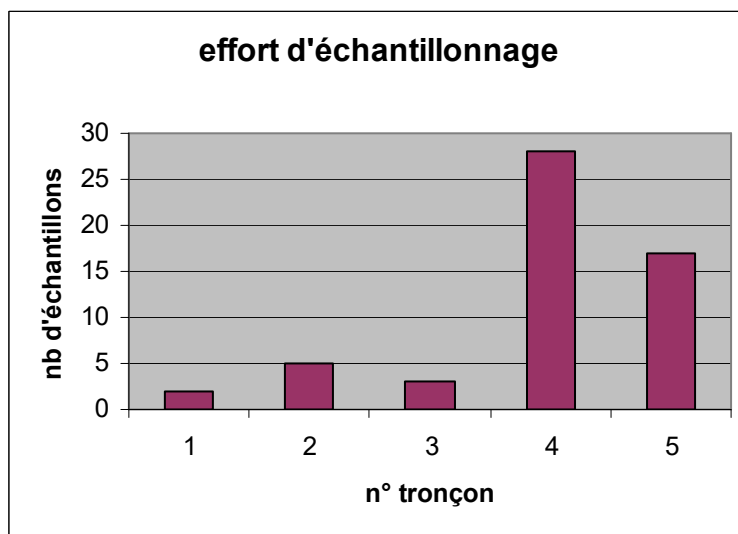


Figure 20

L'évolution longitudinale de la diversité générique des 5 ordres confondus ne vient pas éclairer l'analyse par ordre réalisée précédemment. En effet, la comparaison des figures 19 et 20 fait apparaître une très forte corrélation entre la diversité du peuplement échantillonné et l'effort d'échantillonnage (exprimé ici arbitrairement en "nombre d'échantillons").

La diversité est très variable, elle comporte des valeurs faibles pour les tronçons de la moitié supérieure du Pô (9 et 7 pour les tronçons 1 et 3; 17 pour le tronçon 2), puis augmente brusquement au tronçon 4 (73 genres recensés), avant de redevenir moyenne (22) à l'entrée du delta. Les deux derniers tronçons, à priori bien échantillonnés et donc comparables entre eux, montrent des différences importantes se situant surtout sur les coléoptères et les odonates.

Ceci n'est pas obligatoirement lié à une signification écologique : en effet, les méthodes d'échantillonnage entre les deux tronçons diffèrent beaucoup (prospection des berges avec Havenneau et Surber pour le tronçon 4 ; et pose de substrats artificiels pour le tronçon 5).

Avec les données disponibles sur le Pô, les variations de la diversité semblent être davantage déterminées par la pression d'échantillonnage que par la qualité du milieu. Pour des raisons déjà explicitées précédemment (relation non-linéaire entre les deux variables, et définition très imprécise d'une "unité d'effort d'échantillonnage"), nous ne pondérerons pas la diversité par l'effort d'échantillonnage. Une réflexion au sujet du nombre d'échantillons et du mode d'échantillonnage sera effectuée en conclusion du rapport.

En revanche, l'évolution de la participation de chaque ordre à la diversité globale est plus facilement interprétable (voir figure 21)

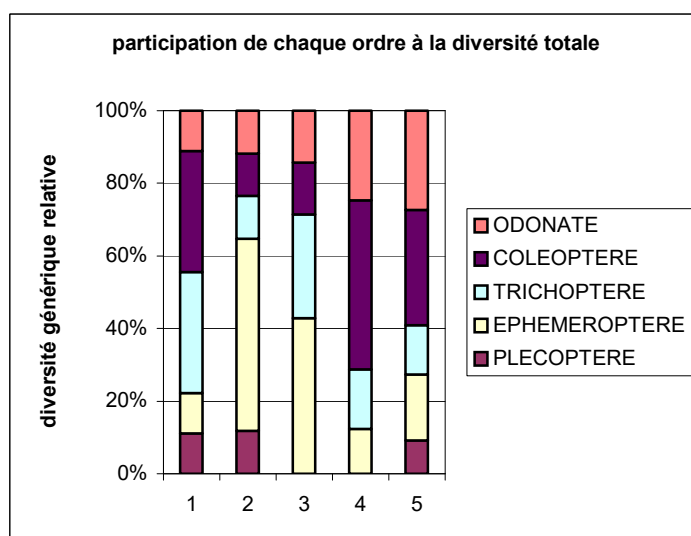


Figure 21

Quelques tendances se dégagent : la proportion de genre d'odonates (taxon plutôt limnophile) augmente progressivement de l'amont vers l'aval. Ceci semble traduire la présence croissante d'annexes hydrauliques vers l'aval, où le Pô est de plus en plus dynamique (avec la présence de bras morts avec différents degrés de connexion). La partie terminale en "delta" est à priori un milieu privilégié pour les odonates. Cette évolution traduit donc plutôt une augmentation de la diversité des habitats lenticques.

Très globalement, les coléoptères suivent la même évolution (le tronçon 4 paraît être surévalué par rapport aux autres pour cet ordre, compte tenu des modalités d'échantillonnage). Cette évolution longitudinale (de plus en plus de genres en allant vers l'aval) est à mettre en relation avec le gradient amont-aval des hydrosystèmes (Rithron → Potamon)

Globalement, la diversité en trichoptère diminue vers l'aval. Cette évolution est commune pour un grand nombre de grand cours d'eau dégradés. Elle traduit simplement la dégradation croissante de la qualité de l'eau.

La diversité en éphéméroptère est plus forte pour les 3 tronçons amont que pour les 2 à l'aval. Ceci pourrait aussi montrer par une dégradation croissante de la qualité du milieu.

La diversité en plécoptères n'est guère exploitable en raison des faibles effectifs concernés.

3.1.4 Conclusion

Selon les ordres analysés, le mode de représentation des données, les explications ne sont pas cohérentes. On peut donc penser à un fort problème de représentativité de la base de données collectée dans la bibliographie.

En définitive, l'analyse du peuplement de macroinvertébrés du Pô par la diversité générique de 5 ordres nous permet seulement de mettre en évidence la dégradation croissante de la qualité de l'eau vers l'aval. Elle illustre aussi l'évolution longitudinale des hydrosystèmes définie par ILLIES & BOTOSANEANU (1963) avec la diminution progressive des taxons rhéophiles au profit des taxons limnophiles.

En aucun cas cette analyse ne peut permettre la mise en évidence de l'existence de deux sources de dégradation ponctuelles du milieu : la traversée de Turin au début du tronçon 2, et l'exutoire du Lambro (drainant Milan) au début du tronçon 3.

3.2 Analyse par traits biologiques

L'analyse par traits biologiques présente de multiples intérêts (voir projet collectif). Le principal est de pouvoir réunir (et donc comparer) des stations très différentes (régions géographiques, numéro d'ordre, pente, altitude, géologie), ou des échantillons n'ayant pas une même représentativité identique, car on ne raisonne plus par espèces mais par des groupes de taxons ayant des traits biologiques communs.

Compte tenu des problèmes rencontrés pour l'analyse de la diversité réalisée pour le Pô, cette approche peut être un bon moyen d'exploiter les données collectées dans la bibliographie, malgré leurs limites.

Enfin, il faut signaler que cette approche par traits biologiques fait actuellement l'objet de recherches importantes de la part de la communauté scientifique, dans un contexte d'harmonisation des méthodes d'évaluation de la qualité des milieux introduite par la nouvelle directive cadre européenne sur l'eau.

Seuls 6 traits biologiques ont été retenus :

- T3 : nombre de génération par an :
 - Modalité 1 : < 1
 - Mod 2 : 1
 - Mod 3 : > 1
- T9 : mode d'alimentation :
 - Mod 1 : absorption
 - Mod 2 : mangeur de sédiments fins
 - Mod 3 : broyeur
 - Mod 4 : racleur, brouteur
 - Mod 5 : filtreur
 - Mod 6 : perceur
 - Mod 7 : prédateur
 - Mod 8 : parasite
- T11 : température
 - Mod 1 : sténotherme psychrophile
 - Mod 2 : sténotherme thermophile
 - Mod 3 : eurytherme
- T13 : degré de trophie
 - Mod 1 : oligotrophe
 - Mod 2 : mésotrophe
 - Mod 3 : eutrophe
- T14 : valeur saprobiale
 - Mod 1 : xénosaprobe
 - Mod 2 : oligosaprobe
 - Mod 3 : bêta-mésosaprobe
 - Mod 4 : alpha-mésosaprobe
 - Mod 5 : polysaprobe

- T18 : distribution longitudinale

Mod 1 : crénon

Mod 2 : épirithron

Mod 3 : métarithron

Mod 4 : hyporithron

Mod 5 : épipotamon

Mod 6 : métapotamon

Mod 7 : estuaire

Mod 8 : hors hydrosystème fluvial

Ce choix est bien sûr discutable, mais il nous est apparu à priori le plus judicieux pour comparer des hydrosystèmes très différents. (voir projet collectif)

L'analyse fera référence aux travaux de CHARVET (1999), qui a testé l'utilisation des traits biologiques sur 64 stations françaises (de 2 échantillons chacune) dites de référence (c'est à dire supposées non dégradées d'après la physico-chimie et l'ensemble des méthodes de bioindications disponibles).

CHARVET (1999) indique que les valeurs publiées peuvent, entre autre, servir de base générale de comparaison.

Nous avons donc choisi de réutiliser ses données pour analyser la qualité hydrobiologique du Pô par l'utilisation des répartitions des fréquences de 6 traits biologiques (voir annexe 3).

3.2.1 Résultats

(voir page suivante)

(page suivante : figure 22 : analyse par traits biologiques, évolution longitudinale des modalités)

Graphe trait bio (fichier excel)

3.2.2 Analyse

3.2.2.1 T3 : nombre de génération par an

Le Pô est caractérisé par une nette dominance d'espèces univoltines (égales ou supérieures à 60 %), qui diminue de l'amont vers l'aval, puis en augmente fortement pour le tronçon aval. Les taxons ayant moins d'une reproduction par an sont absents, sauf pour le tronçon 4 (plus de 10%), les taxons à plus d'une reproduction par an sont représentés avec des valeurs semblables pour les tronçons 1, 2, 3 & 4 (de 30 % à 35 %) puis chutent à 20 % au tronçon 5.

Ce trait traduit en principe le réchauffement des eaux vers l'aval : existence d'une plus longue période favorable à la reproduction des macroinvertébrés, ou de plusieurs fenêtres de conditions favorables à celle-ci. Cela ne semble pas être le cas ici.

En se s'en tenant aux données de référence de CHARVET (1999) : 10% pour la modalité 1, 60% pour la modalité 2 et 25 à 30% pour la modalité 3, on pourrait conclure que pour ce trait biologique, seul le tronçon 4 présente les caractéristiques des stations de référence. Ceci paraît peu cohérent avec les différentes analyses réalisées jusqu'à présent.

Pour les 3 premiers tronçons, l'augmentation légère des fréquences de la modalité 3 entre le tronçon 1 et le tronçon 2 semble indiquer une très légère tendance à la pollution organique et/ou toxique en aval de Turin. En revanche, la confluence du Lambro n'est pas du tout marquée.

Le profil incohérent des fréquences d'affinités pour ce trait rend l'interprétation difficile. On peut supposer l'existence de perturbations importantes et d'origines diverses sur l'ensemble du linéaire (et surtout pour les tronçons 4 et 5), faisant réagir le trait 3 de manière anarchique.

3.2.2.2 T9 : mode d'alimentation

Tout d'abord, les modalités 1 (absorption) et 8 (parasites) ne concernent que très faiblement les 5 ordres retenus pour cette étude, ce qui explique les très faibles valeurs obtenues pour ces modalités. Globalement, on observe une nette prédominance des broyeurs et des racleurs, ceci est cohérent avec les caractéristiques des peuplements des stations de références. Cependant, de fortes variations anarchiques sont cachées par cette prédominance globale.

Pour l'ensemble des modalités, les valeurs obtenues des variations très importantes ne suivent un gradient longitudinal.

Modalités par modalités, on observe des variations entre tronçons, et avec les valeurs de références fixées par CHARVET (1999) (fréquence de référence indiquée entre parenthèse) :

- Les mangeurs de sédiments fins (modalité 2, ref : 10%) ne sont conformes avec les valeurs de référence que dans le cas du tronçon 1, les écarts (fortement positifs pour les tronçons 2 et 3, et négatifs pour les 4 et 5) indiquent d'après CHARVET l'existence d'une pollution mixte à dominante toxique sur l'ensemble du Pô à l'aval de Turin.
- Les broyeurs (modalité 3, ref : 30 %) sont moins bien représentés que dans les stations de références pour les tronçons 2, 3 et 5 ; ceci serait indicateur d'une pollution (organique et /ou toxique).
- Sur le Pô, les racleurs-brouteurs (mod 4, ref : 30%) et les filtreurs (mod 5, ref : 10%) ne révèlent pas de perturbations notables.
- Les perceurs (algivores ou prédateurs suceurs) (mod 6, ref : <5%) ne se rencontrent que sur les tronçons 1 et 4. Sur le tronçon 1, la valeur est

conforme à la référence. Sur le tronçon 4, la valeur plus de 3 fois supérieure à la référence indiquerait une pollution organique. Pour les autres tronçons, on peut conclure à l'existence d'une perturbation (ou à un manque d'efficacité de l'échantillonnage vis à vis de ces taxons).

- Les prédateurs (mod 7, ref : 20%) sont en augmentation globale (avec un fléchissement entre les tronçons 4 et 5), mais avec des valeurs restant faibles par rapport à la référence. Sans tenir compte de la référence, l'augmentation montre une augmentation de la pollution organique vers l'aval.

Seul le tronçon 1 est relativement proches des valeurs des stations de références de CHARVET (1999). Toutefois, on note pour ce tronçon : des broyeur plus nombreux (écart à la référence de + 3%), contrairement aux racleurs-brouteurs (- 2%); des filtreurs à - 3% compensés par les perceurs à + 3%. Ces écarts à la références ne révèlent pas particulièrement de pollution d'après CHARVET (1999).

En définitive, l'analyse des fréquences des modalités du trait "mode d'alimentation" révèle l'existence de pollution marquée (toxique et organique) dès l'aval de Turin et jusqu'à l'entrée dans le delta. Le tronçon 1 est le seul paraissant peu pollué.

3.2.2.3 T11 : température

On observe pour ce trait une très nette dominance des taxons eurythermes (mod 3) avec plus de 80%, globalement stable sur l'ensemble des tronçons. On notera toutefois que les eurythermes diminuent de plus de 5 % sur le tronçon 5.

Les taxons sténothermes psychrophiles (< 15°C) (mod 1) semblent même être plus représentés (de 3 %) sur le dernier tronçon.

Les taxons sténothermes thermophiles (mod 2) restent rares (< 10%), on peut d'ailleurs remarquer des valeurs plus fortes dans les 3 tronçons amont.

Mais ces nuances plutôt surprenantes sont à considérer avec précaution du fait des faibles fréquences des sténothermes.

Les références de CHARVET (1999) indiquent des fréquences beaucoup plus élevées en psychrophile (30%), conformes en thermophiles (10%) et donc plus faible en eurythermes (65%). Mais ces références sont de nouveau à nuancer : l'établissement de celles-ci s'est effectué sur des stations non-perturbées en France (donc le plus souvent situées dans les parties amont des cours d'eau). Les milieux étudiés présenteraient donc une diversité écologique forte, d'où une spécialisation accrue des organismes.

Ceci pourrait expliquer pourquoi les valeurs avancées montrent une abondance plus forte pour les sténothermes (spécialisés) par rapport au Pô. On aurait pourtant pu s'attendre à des fréquences plus fortes en psychrophyle sur le tronçon amont, du fait de son caractère alpin (à forte diversité écologique)

L'analyse des fréquences de ce trait montre que la température n'est pas le facteur le plus discriminant pour la répartition longitudinale du benthos du Pô.

3.2.2.4 T13 : degré de trophie

Sur tous les tronçons, les mésotrophes (mod 2) dominent : fréquence supérieure à 45 %.

Hormis pour le tronçon 5, il existe un gradient amont -aval peu marqué: les taxons oligotrophes diminuent légèrement du tronçon 1 au tronçon 4 tandis que les affinités pour les

milieux eutrophes augmentent progressivement du tronçon 1 au 4 ; les taxons caractérisant les milieux mésotrophes atteignent leur maximum au tronçon 2 avant de diminuer pour les tronçons 3 et 4.

En revanche, il est surprenant de constater que le tronçon 5 acquiert un caractère oligo-mésotrophe, avec une baisse sensible des taxons ayant des affinités pour les milieux eutrophes. Il est difficile d'associer une signification écologique cohérente à cet état de fait.

Tous les tronçons sont assez éloignés des valeurs de référence, mais la même remarque que précédemment concernant le choix des stations de référence peut être faite.

L'analyse de ce trait nous permet seulement d'illustrer l'augmentation naturelle du degré de trophie du milieu.

Ce trait nous permet aussi de souligner le caractère surprenant du tronçon 5, renversant l'évolution trophique naturelle du milieu, qui peut être révélateur d'une perturbation complexe, ou plus simplement révélateur d'un biais d'échantillonnage.

3.2.2.5 T14 : valeur saprobiale

La saprobie est un domaine très utilisé en Allemagne et en Europe de l'Est, il est très adapté pour marquer les pollutions organiques, mais la saprobie est aussi liée à la trophie naturelle du milieu : eutrophisation vers l'aval.

Globalement, les xénosaprobies diminuent régulièrement d'amont en aval (sauf pour le tronçon 5, où le maximum est atteint). Les oligosaprobies, de même fréquence pour les 2 premiers tronçons, diminuent fortement vers une valeur commune aux tronçons 3 et 4, avant d'atteindre leur maximum au tronçon 5. Les bêta-mésosaprobies sont dominants et leurs fréquences diminuent d'amont en aval (sauf le tronçon 2 : dominant, mais fréquence plus faible que les tronçons qui l'encadrent). Les alpha-saprobies sont de plus en plus abondants de l'amont vers l'aval (sauf le cas particulier du tronçon 5 : baisse brutale), tandis que les taxons polysaprobies sont très peu nombreux sur le Pô.

Pour l'ensemble des tronçons, le peuplement a un caractère nettement plus mésosaprobie, avec une sous-représentation des taxons xénosaprobies et oligosaprobies que ceux des stations de référence de CHARVET (1999), mais on peut faire la même remarque que précédemment concernant l'utilisation de ses valeurs pour ce trait. Seul le tronçon 1 peut être comparé avec la référence du fait qu'il est situé en amont de l'hydrosystème : il paraît déjà touché par une pollution organique au regard des valeurs saprobiales des taxons recensés.

L'analyse de ce trait nous permet de montrer une augmentation de la saprobie du milieu, révélatrice d'une altération croissante du milieu par la pollution organique. Mais il est cependant difficile de différencier précisément l'effet de l'évolution longitudinale naturelle du fleuve et la présence de pollution organique caractérisée. Le point de discontinuité constitué par le tronçon 3 au regard de l'évolution longitudinale des fréquences des taxons oligotrophes peut être mis en relation avec la présence de l'exutoire du Lambro...

Cependant, on comprend mal pourquoi les perturbations engendrées par la ville de Turin (dont les effluents devraient être à priori du même type que ceux de Milan arrivant dans le Pô par l'intermédiaire du Lambro) ne sont pas du tout marquées par la distribution des valeurs saprobiales affectées à chaque taxon.

Ceci nous permet d'émettre un doute quant à la validité de l'analyse présentée ci-dessus à mettre en relation avec une forte incertitude concernant la représentativité des échantillons.

3.2.2.6 T18 : distribution longitudinale

L'analyse de ce trait est délicate, et ne prend d'intérêt que par la comparaison entre plusieurs hydrosytèmes (en analysant si les peuplements sont plus ou moins « décalés » vers l'aval).

Du fait de l'établissement des valeurs de référence de CHARVET (1999) sur des stations globalement situées en amont des cours d'eau, la comparaison avec celles-ci n'est pas instructive.

On notera simplement que pour les 3 tronçons amont, on retrouve dans les peuplements échantillonnés sur le Pô la zonation longitudinale définie par ILLIES & BOTOSANEANU (1963) : les affinités pour le crénon sont stables mais faibles (remarque : le crénon du Pô n'a pas été échantillonné) Celles pour l'épirithron puis le rithron diminuent de l'amont jusqu'au tronçon 4 ; les affinités pour l'hyporithron sont majoritaires et ne suivent pas de façon marquée le gradient amont-aval ; enfin les affinités pour l'épipotamon et le métapotamon augmentent progressivement du tronçon 1 au 3.

Le tronçon 4 présente une configuration particulière : le profil est très lissé et le plus proche de la forme du profil de référence. De plus, on note une forte dominance des espèces dites "hors hydrosystème fluvial", qui sont caractéristiques des milieux annexes. Ceci confirme que l'échantillonnage a été très complet, et que le plan d'échantillonnage a inclus la prospection des annexes.

Enfin, le tronçon 5 semble se décaler fortement vers le peuplement caractérisant le tronçon amont du Pô : toutes les affinités sont semblables sauf pour les espèces de l'épipotamon, légèrement plus présentes sur le tronçon 5, tandis que celle des annexes y sont plus rares.

Cette discontinuité dans la zonation longitudinale au niveau du tronçon 5 est difficilement explicable autrement que par un effet de l'échantillonnage exclusif par substrat artificiel.

3.2.3 Conclusion

Les traits biologiques permettent de confirmer la tendance à la mauvaise qualité globale du Pô dès le tronçon 2, et à l'altération progressive vers l'aval.

Par rapport à l'analyse de la diversité, l'analyse par les traits biologiques permet de détecter à quelques reprises les deux sources de perturbations ponctuelles constituées par les agglomérations de Turin et Milan.

En revanche, cette analyse ne permet pas du tout de nous détacher des problèmes de représentativité des échantillonnages.

Les cas des tronçons 4 et surtout 5 sont symptomatiques : caractérisés par beaucoup d'échantillons, mais réalisés selon des modalités radicalement différentes (uniquement sur supports naturels pour le 4, et uniquement sur substrats artificiels pour le 5), ces deux tronçons s'individualisent souvent de façon brutale et difficilement explicable dans les évolutions longitudinales. Les conclusions que l'on pourrait tirer pour le tronçon 5 sont souvent discordantes avec ce que le bon sens écologique nous indique.

De même, pour l'ensemble des tronçons, certaines évolutions paraissent incohérentes, et il n'est pas possible de savoir si ces évolutions "anarchiques" sont tout simplement le fait des problèmes de représentativité des données, ou bien révèlent un peuplement complètement déstructuré du fait de perturbations multiples et complexes (pollution organique et/ou toxique, chenalisation, modifications artificielles de débits, pollution thermique d'origine urbaine ou industrielle...).

Il manque vraisemblablement de références scientifiques concernant l'utilisation des traits biologiques pour caractériser des systèmes altérés par des perturbations aussi diverses que dans le cas du Pô.

Il aurait été intéressant d'analyser d'autres traits biologiques pour préciser certains phénomènes.

Enfin, l'un des problèmes récurrents pour l'évaluation de la qualité écologique des milieux est le manque des données de référence concernant des milieux peu perturbés, surtout pour la partie potamique des cours d'eau.

Les seules données disponibles étaient celles de CHARVET (1999) et ne concernaient que des stations situées relativement en amont des bassins.

3.3 Discussion sur la validité des analyses proposées

(Comparaison des résultats avec les données physico-chimiques et hydrobiologiques existantes)

L'objectif de cette ultime partie est de confronter les hypothèses de qualité hydrobiologique du Pô avec les données synthétiques présentées par PORTESANI (1998).

Pour ce faire, les données ont été réagréguées selon les 5 tronçons utilisés pour les analyses précédentes. Elles concernent quelques paramètres physico-chimiques, et des valeurs de différents indices biocénétiques.

3.3.1 **Présentation des données de PORTESANI (1998) agrégées en 5 tronçons**

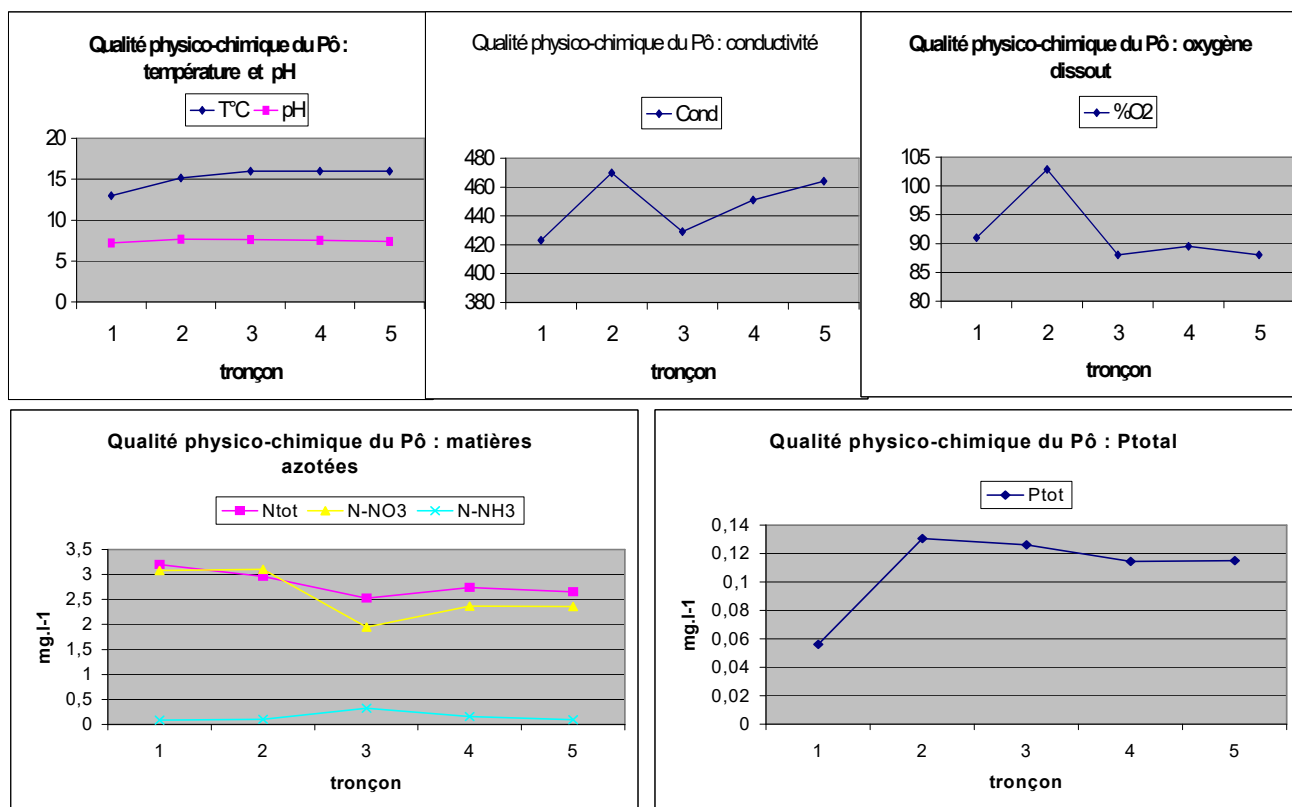


Figure 23 :
évolution de quelques paramètres physico-chimiques pour les 5 tronçons du Pô
(données de 1996 à 1997 - Portesani, 1998)

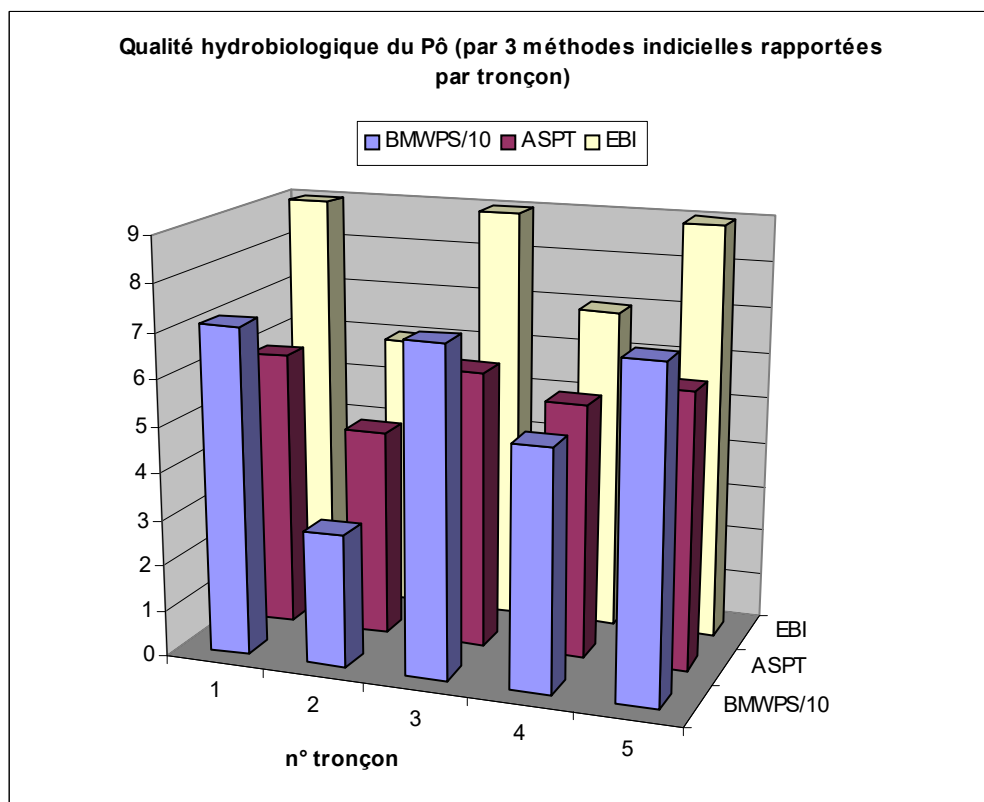


Figure 24 (données 1996-1997 – PORTESANI, 1998)

Les valeurs de chaque tronçon pour chaque paramètre ont été calculées en effectuant la moyenne arithmétique de celle de chaque station (définies par PORTESANI - 1998) correspondante. La valeur de l'indice BMWPS a été divisée par 10 pour pouvoir être incorporée sur le même graphique que les deux autres indices biocénétiques.

3.3.2 Mise en parallèle avec les analyses de diversité et par traits biologiques

La qualité hydrobiologique du Pô pour le premier tronçon ne peut pas être considérée comme bonne au vu des valeurs des indices biocénétiques qui lui sont affectées.

L'analyse de la diversité peut permettre de le détecter, mais ce tronçon le plus en amont, constituant donc en quelque sorte une référence pour l'ensemble du Pô, restait toutefois caractérisé par des diversités plus élevées. En revanche, l'analyse par les traits biologiques, et notamment grâce à la comparaison avec les valeurs de référence de CHARVET (1999) montre cette qualité hydrobiologique moyenne de ce tronçon.

Les paramètres température, conductivité, oxygène dissout et concentration en phosphore total montrent bien l'altération du Pô suite à la traversée de Turin. Ceux-ci montrent une prédisposition à la dystrophisation du milieu. En effet, le phosphore (dont l'origine est souvent domestique et urbaine) est souvent considéré comme le facteur limitant à l'eutrophisation. De plus la température de l'eau augmente sensiblement, favorisant ainsi ce phénomène. La concentration en oxygène dissout et la conductivité sont des réponses aux phénomènes d'eutrophisations (et donc de dystrophisations).

Cette tendance est confirmée par la forte baisse des trois indices biocénétiques.

La perturbation du **tronçon 2**, vraisemblablement par une pollution organique d'origine urbaine a été bien mise en évidence par les analyses de diversité et de distribution des notes d'affinités par trait biologique. Sur ce point là, les conclusions avancées grâce à l'étude du peuplement de macroinvertébrés du Pô s'avèrent correctes.

Le **tronçon 3**, malgré sa situation à l'aval du Lambro, ne semble pas avoir une qualité d'eau plus altérée que le tronçon précédent d'après les indices biocénotiques.

Les différentes analyses du peuplement n'ont pas non plus permis de mettre en évidence une altération par la confluence du Lambro. Pourtant, les travaux de VINAGO & al (1999) portant sur divers types de bioindication et de BATTEGAZORE & al (1992) consistant en une étude du macrobenthos démontrent le fort impact de ce tributaire sur la qualité de l'eau du Pô.

On peut donc avancer l'hypothèse d'un mauvais choix de découpage de tronçon (on rappelle qu'étant données la présentation des listes faunistiques de MALCEVSKI (1983) sur un tronçon indivisible de 100 kml, il nous était impossible de trouver une alternative à ceci).

D'après les indices biocénotiques, le **tronçon 4** apparaît plus dégradé que les tronçons 3 et 5, ce qui n'a pas du tout été révélé par nos analyses. Ceci peut être imputé à un échantillonnage beaucoup plus important sur ce tronçon, qui a eu pour effet de le surévaluer par rapport aux autres. Il convient aussi de noter que la majorité des données utilisées pour ce tronçon sont relativement plus anciennes que celles reprises par ailleurs : de 1974 à 1977. Il se peut que les altérations du fleuve de l'époque n'étaient pas le même que 10 ans plus tard.

Enfin, les indices biocénotiques nous indique une meilleure qualité du dernier tronçon. Les conclusions de nos analyses au sujet du **tronçon 5** n'étaient pas toutes concordantes : certaines indiquant une amélioration de la qualité hydrobiologique, d'autres une dégradation. De plus, il était difficile d'être catégorique du fait d'un échantillonnage plus important que pour les tronçons 1, 2 & 3, mais exclusivement réalisé à l'aide de substrats artificiels (contrairement au tronçon 4).

Les variations de quelques paramètres physico-chimiques montrent ici toutes leurs limites du fait de leurs caractères non-intégrateurs de l'ensemble des variables environnementales qui compose un écosystème aquatique.

Les analyses proposées dans ce rapport ne sont donc pas plus performantes que l'évaluation de la qualité hydrobiologique du Pô par les indices biocénotiques. Au contraire, elles ne mettent pas en évidence les variations de cette qualité pour les tronçons 3, 4 & 5. Il se peut aussi que ces fluctuations observées pour les 3 derniers tronçons soient des artifices causés par le calcul de la note indicelle des méthodes biocénotiques.

Les limites des analyses réalisées à partir des données sur le peuplement macrobenthique du Pô disponibles dans la bibliographie sont principalement dues à 3 facteurs :

- La nécessité de sectoriser et donc d'agréger les données faunistiques, et qui plus est, de sectoriser en fonction de la nature des données disponibles et non en fonction de paramètres environnementaux.
- La faible quantité de données disponibles, qui empêche d'opérer une sélection selon la qualité de celles-ci (mode d'échantillonnage par exemple), et qui exacerbe les biais d'échantillonnage

- La nature très variable des données, tant en "effort d'échantillonnage", qu'en mode de prélèvement, ou qu'en faciès prospectés.

En posant l'hypothèse selon laquelle la fiabilité des données (en terme de représentativité du peuplement réel) n'était pas fréquemment remise en cause par des variations incohérentes avec les réalités écologiques du milieu, les analyses proposées pourraient être plus précises que la simple évolution de notes d'indices biocénotiques. En effet, aussi bien l'analyse de la diversité que celle par traits biologiques, nous ont permis de mettre en évidence des altérations relativement précises, mais il n'est pas aisé de différencier les perturbations réelles d'un *arte fact* du à la mauvaise qualité des données de base.

4 CONCLUSION

A partir de données faunistiques obtenues dans la bibliographie scientifique, une analyse du peuplement en macroinvertébrés benthiques du Pô a été réalisée.

Tout d'abord, si le Pô est sur de très nombreux points comparable au Rhône, il est très différent de ce dernier en matière d'étude en hydrobiologie. Sur le Rhône, la difficulté d'un tel type de travail serait plutôt de compiler puis traiter une masse énorme de données ! Sur le Pô, l'ensemble du travail réalisé dans le cadre de la présente étude est remis en question par la très faible quantité de données faunistiques disponibles dans la bibliographie scientifique internationale. Une recherche plus ciblées au niveau des gestionnaires du fleuve aurait peut-être été plus adaptée, mais à notre connaissance il n'existe pas de données diffusables provenant de suivi hydrobiologique du Pô.

Comme pour les 3 autres fleuves étudiés selon le même procédé (voir projet collectif), le travail à partir de données de sources diverses rend obligatoire les traitements d'agrégation : choix du genre comme niveau taxonomique élémentaire, regroupement en tronçons, raisonnement en présence/absence pour 5 ordres seulement (plécoptères, éphéméroptères, trichoptères, coléoptères et odonates)... A chacune de ces opérations, une partie de l'information environnementale portée par chaque individu récolté disparaît.

Sur le Pô, la rareté des données et leur grande hétérogénéité nous a obligé à pousser ce processus à l'extrême.

L'analyse du peuplement à partir de la diversité est de ce fait très limitée : elle ne permet que de dégager de grandes tendances.

Pour tenter de palier à cette limite, nous avons effectué une analyse de la distribution des modalités de 6 traits biologiques. Cette méthode, à priori intéressante pour des données peu homogènes, montre aussi ses limites devant des données trop inégales au sein d'un même fleuve. De plus, pour interpréter correctement les résultats obtenus, de solides bases en hydrobiologie sont nécessaires. Cette méthode, qui a été lourde à mettre en place du fait de la non-utilisation d'une véritable base de données intégrée (type ACCESS), n'a pas apportée la réponse que nous espérions.

De plus, une troisième méthode (non reportée dans ce rapport) a été approché : l'analyse multivariée du tableau faunistique, elle a très rapidement été abandonnée en raison de la trop petite taille de la matrice de base.

Il ressort donc que les données faunistiques de base recueillies sur le Pô sont insuffisantes et incompatibles avec une analyse longitudinale du peuplement.

Il est intéressant de constater que sur la Loire (voir projet collectif), des différences relatives tout aussi importantes sont observées pour le nombre d'échantillons par tronçon. Pourtant, l'analyse du peuplement, opérée selon les mêmes modalités, trouve des explications (éco-)logique.

Il semble que sur la Loire, le nombre d'échantillon minimum (<5) obtenu par tronçon se situe déjà au-dessus du seuil de représentativité du peuplement nécessaire pour l'analyse que nous venons de réaliser. Pour le Pô, certains tronçons ne sont représentés que par 2 échantillons, cela s'avère être insuffisant. Une autre remarque peut être faite concernant l'importance de la méthode d'échantillonnage : il apparaît que la simple utilisation des substrats artificiels ne permet pas d'échantillonner correctement un peuplement, notamment pour les odonates et les coléoptères (illustration avec le cas des tronçon 4 et 5 du Pô). La mauvaise représentativité

des échantillons est sans doute aussi causée par le fait que la majorité d'entre eux ait été réalisés par la pose de substrats artificiels. Pour le même type d'étude appliquée à la Loire, FIGUET (1996) et BACCHI (*comm. Perso*), ont fait le choix d'éliminer les données concernant des échantillonnages à l'aide de substrats artificiels. Cela est vraisemblablement la bonne solution pour limiter les biais constatés pour l'analyse du peuplement du Pô. Hélas, sur le fleuve italien, cette élimination était rendue impossible en raison de la trop faible quantité de données provenant d'échantillonnages autres que par substrats artificiels, disponibles dans la bibliographie.

On peut s'interroger sur l'efficacité de l'utilisation de la bioindication par les macroinvertébrés à l'échelle du linéaire d'un grand fleuve. CHARVET (1999) estime que celle-ci n'est pas adaptée. Certains auteurs pensent que l'utilisation des poissons permet ce travail de comparaison et d'évaluation environnementale à grande échelle (ALLARDI, 1994), mais se pose toujours de façon accrue le problème de la disponibilité et de la représentativité des données.

Concernant les résultats des analyses, la qualité du Pô paraît déjà altérée dès le premier tronçon. Puis, suite à la traversée de Turin, le peuplement de macroinvertébrés est peu diversifié et déstructuré, montrant une mauvaise qualité de l'écosystème aquatique. Vers l'aval, la qualité hydrobiologique reste globalement très mauvaise jusqu'à son entrée dans le delta. Depuis l'aval de Turin, les méthodes d'analyses mises en œuvre semblent indiquer une tendance à l'altération progressive du fleuve (ce que ne confirme pas les indices biocénotiques). En revanche, elles ont été incapables de montrer une dégradation de la qualité de l'eau due à la confluence avec le Lambro (tributaire drainant la métropole Milannaise), pourtant démontrer par différents auteurs (VINAGO & al, 1999; BATTEGAZORE & al, 1992).

Ce mauvais état écologique de l'ensemble du fleuve est à relier avec une artificialisation très importante du bassin et du lit du Pô.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ABIRACHED M., 1999 - Le Pô: hydrologie, qualité des eaux, flux d'apports à la mer. Document de l'Office International de l'Eau : 4 p.

AGRADI E., BAGA R., CILLO F., CERADINI S., HELTAI D., 2000. Environmental contaminants and biochemical response in eel exposed to Po river water ; *Chemosphere* **41**, pp 1555-1562

ALLARDI J., 1998 – Les poissons comme "indicateurs biologiques" de l'état de santé des écosystèmes aquatiques. Actes du séminaire national du GIP HydrOsystemes, Paris, 2-3 novembre 1994 : "état de santé des écosystèmes aquatiques, les variables biologiques comme indicateurs". CEMAGREF éditions, Ministère de l'environnement; p. 229-239.

AMOROS C. & PETTS G.E., 1993 – Hydrosystèmes fluviaux. *Collection d'écologie*, Masson; 300 p.

Anon. : 2001 – Le Pô, renouer avec la civilisation de l'eau. *Eaux Rhône Méditerranée Corse (spécial grands fleuves)* **62** : p. 17

ARMITAGE P.D., MOSS P., WRIGHT J.F., FURSE M.T., 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Wat Res.*, **17** : p 333-347

BALLOCH D., DAVIES C.E, JONES F.H., 1976. Biological assesment of water quality in three british rivers : the North Esk (Scotland), the Ivel (England) and the Taf (Wales). *Wat. Pollut. Control*, **75** : pp 92-110

BATTEGAZZORE M.; PETERSENN R.C.JR., MORETTI G., ROSSARO B.; 1992 ; An evaluation of the environmental quality of the River Po using benthic macroinvertebrates ; *Archiv Für Hydrobiologie* : **125(2)** : pp 175-206

BLANDIN P., 1986. Bioindicateurs et biodiagnostic des systèmes écologiques. *Bull. Ecol.*, **17** : pp 215-307

BRAGA, G., GERVASONI, S. 1989 – Evolution of the Po River : an example of the application of historic maps ; in PETTS, G.E., MOLLER, H. & ROUX, A.L. : 1989 - Historical change of large alluvial rivers : Western Europe. Ed John Wiley & Sons Ltd, Lichester. : pp 113 – 126

BROOKES, A., 1988 - Channelized rivers : perspectives for environmental management ; Chisester, ed. John Wiley & Sons,. 326 p

BUFFAGNI A.; 1998 ; Heptagenia longicauda, new for Italy, in the Pô river (Ephemeroptera, Heptageniidae) ; *Bolletino della societa entomologia italiana* ; **130(1)** : pp 13-16

CAMUSSO M., MARTINOTTI W.; BALESTRINI R., GUZZI L.; 1998 ; C and N stable isotopes and trace metals in selected organisms from the River Po delta ; *Chemosphere* : **37(14-15)** : pp 2911-2920

CHARVET S., 1995. Les méthodes biologiques d'évaluation de la qualité des eaux basées sur les macroinvertébrés benthiques. Rapport Bibliographique de DEA « Analyse et Modélisation des systèmes Biologiques » Université Claude Bernard – Lyon 1 : 39 p.

CHARVET S., 1999. Intégration des acquis théorique récents dans le diagnostic de la qualité écologique des cours d'eau à l'aide des bioindicateurs invertébrés, Thèse de Doctorat – Université Claude Bernard Lyon 1 : 57 p.

DE WIT M., BENDORICCHIO G., 2001 ; Nutrient fluxes in the Po basin ; *The sciences of the total environment* : 273 : pp 147-161

FIGUET M., 1996. Synthèse bibliographique des relevés de macroinvertébrés sur la Loire – Essai de typologie. Rapport de projet individuel de MST IMACOF – Université de Tours. 47 p.

GALLETTI P.A.; 1981 ; Indagini idrobiologiche sul medio Po a Caorso: Odonata ; *Rivista Di Idrobiologia* : **20(1)** : pp 205-215

ILLIES, J. & BOTOSANEANU, L. 1963 – Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* **12** : p 1-57

LAGOSTENA D. :1999 - Improvement of flood risk awareness in the Po river basin. *Colloque "First riparius expert meeting on public perception of flooding and information needs"*, Lyon, 26 -27 janvier 1999 : 9 p.

MALCEVSCHI S.; 1983 ; Strutture biocenotiche elementari del macrobenthos del medio tratto del Po ; *Atti Del Museo Civico Di Storia Naturale Di Trieste* : **35** : pp 289-304

MANCINELLI G., FAZI S., ROSSI L. ; 1998 ; Sediment structural properties mediating dominant feeding types patterns in soft-bottom macrobenthos of the northern Adriatic Sea ; *Hydrobiologia* : **367** : pp 211-222

MORETTI G. P., TUCCIARELLI F., CIANFICCONI F.; 1981 ; Composizione e consistenza del popolamento tricotterologico nel 'ecosistema fluviale del medio Po (Caorso-Piacenza) ; *Rivista Di Idrobiologia* : **20(1)** : pp 231-244

PASINO R., 2001 - The example and the experience of the Po river. *Colloque Lyon Fleuves 2001* , Lyon, 6-7-8 juin 2001

PETTINE M., CAMUSSO M., MARTINOTTI W., 1994. Soluble and particulate metals in the Po river : factors affecting concentrations and partitioning. *Sci. Total Environ.* : **145 (3)** : pp 243-265

PORTESANI S., 1998. Qualità delle acque del Po, Caratteristiche chimico-fisiche e biologiche del fiume., *La Chimica e l'industria* :**80** :pp 223-225

QUERENA E.; 1981 ; Gli efemerotteri nel medio Po a Caorso (PC) *Rivista Di Idrobiologia* : **20(1)** : pp 195-204

RAVIZZA C.A.; 1981 ; Note sugli emitteri ed in coleotteri popolanti le acque del medio Po fra Caorso ed Isola Serafini (PC) (Insecta: Hemiptera: Coleoptera) ; *Rivista Di Idrobiologia* : **20(1)** : pp 217-230

TACHET H., 2001. La Saône : les invertébrés témoins de leur environnement. Colloque : la Saône, axe de civilisation, les 25 et 26 Janvier 2001, Mâcon : 6 p.

TACHET H., RICHOUX P. BOURNAUD M. USSEGLIO-POLATERA P., 2000 - Invertébrés d'eau douce : systématique, biologie, écologie.;Paris, CNRS éditions. 588 p

VIGANO L. , BARBIERO G., BUFFAGNI A., MINGAZZINI M., PAGNOTTA R.; 1999 ; Assessment of the alterations of the aquatic environment downstream from a polluted tributary of the river Po (Italy) ; *Aquatic Ecosystem Health & Management* : **2(1)** : pp 55-69.

WASSON J.G., MALAVOI J.R., MARIDET L., SOUCHON Y., PAULIN L., 1998 – Impacts écologiques de la chenalisation des rivières. *Gestion des Milieux Aquatiques, coll. Etudes, CEMAGREF éditions ; 158 p.*

WOODIWISS F.S., 1964. The Biological system of stream classificatio used by the Trent River Board. *Chem. And Ind., 11 : pp 443-447*

AUTRES RÉFÉRENCES CONSULTÉES

ANTONIETTI R., CURTI G., FERRARI I. ; 1995 ; Notes on hydrochemistry and zooplankton [zooplankton] in the Po River ; *Quaderni Della Stazione Di Ecologia Del Civico Museo Di Storia Naturale Di Ferrara* : **9 (Dicembre 1995)**: pp 73-83

BARBANTI A., CECCHERELLI V.U., FRASCARI F., REGGIANI G., ROSSO G.; 1992 ; Nutrient regeneration processes in bottom sediments in a Po Delta Lagoon (Italy) and the role of bioturbation in determining the fluxes at the sediment-water interface ; *Hydrobiologia* : **228(1)** pp 1-21

BATTEGAZZORE M.; 1995 ; Experiences in the assessment of water quality in the Po River drainage area by means of the communities of macrobenthos ; *Quaderni Della Stazione Di Ecologia Del Civico Museo Di Storia Naturale Di Ferrara* : **9 (Dicembre 1995)**: pp 99-111

BEDULLI D., PERETTI E.; 1980 ; Recent development of the macrobenthos in a brackish lagoon of the Po River Delta ; *Atti Della Societa Toscana Di Scienze Naturali Processi Verbali E Memorie Serie B* : **86(Suppl.)** : pp 69-72

BENAZZI M.; 1981 ; Nota sui turbellari del medio Po presso Caorso (PC) ; *Rivista Di Idrobiologia* : **20(1)** : pp 167-171

BOSI G. {A}; 1998 ; Hydradephagan fauna of a damp area in the eastern River Po plain ; *Atti Della Societa Italiana Di Scienze Naturali E Del Museo Civico Di Storia Naturale Di Milano* : **139(1)** Luglio : pp 13-22

BOSI G., CORAZZA C., PANTALEONI R.A.; 1995 ; Ecological observations on terrestrial invertebrate biocoenoses of Valli di Comacchio (Po River Delta, Italy) ; *Quaderni Della Stazione Di Ecologia Del Civico Museo Di Storia Naturale Di Ferrara* : **9 (Dicembre 1995)** : pp 243-259

CAMUSSO M., BALESTRINI R., MURIANO F., MARIANI M.; 1994 ; Use of freshwater mussel *Dreissena polymorpha* to assess trace metal pollution in the lower River Po (Italy) ; *Chemosphere* : **29(4)** : pp 729-745

CANZONERI S., VIENNA P.; 1987 ; I Tenebrionidae della Padania (Coleoptera Heteromera); *Bollettino Del Museo Civico Di Storia Naturale Di Venezia* : **36** : pp 7-62

CARAVAGGI G., OCCHIPINTI-AMBROGI A., PEZZOTTA C. ; 1993 ; Dinamica dei popolamenti macrobentonici su diversi substrati vegetali in una lanca di Po ; *Societa Ticinese Di Scienze Naturali Memorie* : **4** : pp 205-217

CECCHERELLI V.U., FERRARI I., GAIANI V.; 1981 ; Zooplankton and zoobenthos role in the diet of juvenile stages of different fish species in an embayment of the Po River Delta ; *Kieler Meeresforschungen Sonderheft* : **No. 5**: pp 259-261

CECCHERELLI V.U., GAIANI V., FERRARI I.; 1987 ; Trophic state gradients and zooplankton and zoobenthos distribution in a Po River Delta lagoon ; *Chemosphere* : **16(2-3)** : pp 571-586,

CHIERICI-MAGNETTI P., COTTA-RAMUSINO M., PAOLETTI-DI-CHIARA A., ROSSARO B., TOSI G., TOSO S., TIBALDI E., ZULLINI A.; 1979 ; Contributo del laboratorio di zoologia alla conoscenza della fauna in un tratto del fiume Po ; *Bollettino Di Zoologia* : **46(Suppl.)** : p. 293

CIRONI R., RUFFO S.; 1981 ; Alcune considerazioni sul popolamento a macroinvertebrati del fiume Po a Caorso : *Rivista Di Idrobiologia* : **20(1)** : pp 47-82

COLOMBO G.,CAVALLINI G., CECCHERELLI V.U., FERRARI I., GAIANI V., ROSSI R.; 1981 ; Results of hydrobiological investigations on a brackish water bay (Sacca degli Scardovari) of the Po River Delta ; *Rapports Et Proces-Verbaux Des Reunions Commission Internationale Pour L'exploration Scientifique De La Mer Mediterranee Monaco* : **27(4)** : pp 89-92.

CONTOLI-L; DE-MARCHI-A ; 1991 ; On anthropization, ecological isolation and trophic diversity in the Po River Valley (northern Italy). In Ravera, O. [Ed.]. Terrestrial and aquatic ecosystems perturbation and recovery. Ellis Horwood, New York, London etc. 1991: 1-613. Chapter pagination: 135-141, illustr.

CORAZZA C., MISTRI M., CECCHERELLI V.U. ; 1989 ; Osservazioni preliminari sulla dinamica spazio-temporale delle comunita macrobentoniche della Sacca di Goro (Delta del Po) ; *Oebalia* : **15(1)** : pp 119-128

CROSA G., RAMUSINO M.C.; 1987 ; Note sulla fauna macrobentonica dell'alto Adda ; *Atti Soc. Ital. Sci. Museo civ. Stor. Nat. Milano* : **129 (1)** : pp 71-77

D'AGOSTINI F., DI-MARCO C., MELODIAF., VIGANO L.; 1992 ; Danno citogenetico in pesci (*Onchorhynchus mykiss*) esposti in situ ad acqua di fiume inquinata ; *Bollettino Societa Italiana Biologia Sperimentale* : **68(8-9)** : pp 549-553

DIOLI P.;1992 ; Esame del popolamento degli eterotteri (Insecta, Heteroptera) negli strati bassi dell'atmosfera sul Delta del Po ; *Bollettino Del Museo Civico Di Storia Naturale Di Venezia* : **41** : pp 183-205

DIVIACCO G., PINKSTER S.; 1981 ; *Echinogammarus pungentoides* n. sp. A new gammarid species from the delta of the River Po , Italy (Crustacea, Amphipoda) ; *Bollettino Del Museo Civico Di Storia Naturale Di Verona* : **8** : pp 211-220

DIVIACCO G.; 1981 ; Remarks on crustacean amphipods of the Po River Delta ; *Rapports Et Proces-Verbaux Des Reunions Commission Internationale Pour L'exploration Scientifique De La Mer Mediterranee Monaco* : **27(4)** : pp 175-176.

DIVIACCO G.; 1981 ; Remarks on crustacean amphopods of the Po river delta. *Rapports et procès-verbaux des réunions Commission Internationale pour l'exploration Scientifique de la Mer Méditerranée. Monaco* :**27(4)** : pp 175-176

FERRARESE U.; 1981 ; Nota sui ditteri del medio corso del fiume Po a Caorso (Piacenza) *Rivista Di Idrobiologia* : **20(1)** : pp 245-253

FERRARESE U.; 1983 ; Morphological and ecological remarks on the larva of *Chernovskiiia macrocera* (Chernovskii) (Diptera : Chironomidae) ; *Memoirs Of The American Entomological Society* : **34** : pp 95-100

FERRARI I., CECCHERELLI V.U., NALDI M., VIAROLI P. ; 1993 ; Planktonic and benthic communities in a shallow-water dystrophic lagoon ; *Internationale Vereinigung Fuer Theoretische Und Angewandte Limnologie Verhandlungen* : **25(2)** : pp 1043-1047

FERRARI.I. AMBROGI R., BEDULLI D., RELINI G., VITALI R. ; 1993 ; Il Delta del Po: fattori di perturbazione ed effetti su struttura ed evoluzione delle comunita animali di ambienti acquatici ; *Acqua Aria* :**7** : pp 742-746

GALASSI S., GUZZELLA L., BATTEGAZZORE M., CARRIERI A. ; 1994 ; Biomagnification of PCBs, p,p'-DDE, and HCB in the River Po ecosystem (northern Italy) ; *Ecotoxicology And Environmental Safety* : **29(2)** : pp 174-186

- GALASSI S.; 1983 ; Chlorinated hydrocarbons in fish from the River Po (Italy) ; *Science Of The Total Environment* : **20 (3)** : pp 231-240
- GANDOLFI G. ; 1993 ; Condizioni attuali della fauna ittica nel bacino del fiume Po e proposta di intervento ; *Acqua Aria* : **7** : pp 714-717
- GANDOLFI G., GIANNINI M.; LE MOLI F.; 1978 ; La fauna ittica nel bacino dell'alto Po ; *Bollettino Di Zoologia* : **45(Suppl.)** : p. 23
- GATTAPONI P., CORALLINI-SORCETTI C.; 1987 ; Incidence des éléments trichopterologiques dans le contenu intestinal des poissons du cours moyen du Po (Italie) ; *Series Entomologica (Dordrecht)* : **39** : pp 189-194
- GIUNTA M. {A}, RICCARDI C., GROPPALI R.; 1997 ; Odonata of the central Po river plain: detailed investigation of the Pavian Po and south Adda Park ; *Pianura* : **9** : pp 137-142
- GIUNTA M., RICCARDI C., GROPPALI R.; 1997 ; Odonata of the central Po river plain : detailed investigation of the Pavian Po and South Adda Park. *Pianura* ; **9** : pp 137-142
- MADONI P., DAVOLI D., CAVAGNOLI G., CUCCHI A., PEDRONI M., ROSSI F. ; Microfauna and filamentous microflora in biological filters for tap water production ; *Water Ressource* : **34 (14)** : pp 3561-3572
- MATRICARDI G., BIANCHI C.N.; 1982 [1983] ; Definizione di gruppi ecologici nel macrobenthos sessile di una laguna salmastra Padana ; *Naturalista Siciliano* : **6 (suppl. 2)** : pp 279-283
- MELONE G.; 1981 ; La malacofauna del fiume Po a Caorso Isola Serafini. *Rivista Di Idrobiologia* : **20(1)** : pp 255-268
- MINELLI A., MANNUCCI-MINELLI M.P.; 1981 ; Gli irudinei del medio corso del f. Po a Caorso (Piacenza) ; *Rivista Di Idrobiologia* : **20(1)** : pp 187-194
- MONTANINI E. {A}, ANTONIETTI R., FERRARI G., MARCHIANI C., ROSSI V.; 1998 ; The effects of thermal pollution on gastropod populations in the Po River (northern Italy) ; *Internationale Vereinigung Fuer Theoretische Und Angewandte Limnologie Verhandlungen* ; **26(4)** : pp 2103-2106
- MORETTI G.P.; 1981 ; Impostazione e significato dell'indagine: caratteristiche generali dell'ecosistema del medio Po ; *Rivista Di Idrobiologia* : **20(1)** : pp 15-45
- MUNARI L., SCARPA G.; 1989 ; Sphaeroceridae (Diptera) raccolti da A. Gordani soika nell'aeroplankton del lido di Volano (delta del Po) ; *Societa Veneziana Di Scienze Naturali Lavori* : **14(2)** : pp 73-90
- MUNARI L.; 1989 ; A peculiar new species of Leptocera (Rachispoda) from Volano (Po River Delta, Province of Ferrara) (Diptera, Sphaeroceridae) ; *Societa Veneziana Di Scienze Naturali Lavori* **14(1)** : pp 69-73
- PAOLETTI A., SAMBUGAR B.; 1984 ; Oligochaeta of the middle Po River (Italy) : principal component analysis of the benthic data ; *Hydrobiologia* : **115** : pp 145-152
- PAOLETTI DI CHIARA A.; 1981 ; Gli oligocheti del benthos del medio Po presso Caorso (Piacenza) ; *Rivista Di Idrobiologia* : **20(1)** : pp 173-178
- PARISI V., MEZZADRI M.G.; 1990 ; Behavioural strategies in biorhythms of brackish water invertebrates. Morgan, E. [Ed.]. Chronobiology & chronomedicine: basic research and applications. Verlag Peter Lang, Frankfurt am Main. 1990: i-xii, 1-409. Chapter pagination: 43-51, illustr.

- POLUZZI A., SABELLI B., TAVIANI M.; 1981; Auto-sinecologia dei molluschi dei fondi mobili del delta settentrionale del Po (estate 1980) ; *Bollettino Della Societa Paleontologica Italiana* : **20 (2)** : pp 169-178
- POLUZZI A., TAVIANI M.; 1986 ; Analisi quantitativa delle associazioni a molluschi di due sacche (Scardovari e Canarin) del delta meridionale del Fiume Po ; *Memorie Della Societa Geologica Italiana* : **27**: pp 403-410
- RAMELLA M.P.; 1996 ; Segnalazione della presenza di acerina (*Gymnocephalus cernuus*, L.) nel medio corso del fiume Po ; *Pianura* : **7** : pp 117-119
- RENILI G., MATRICARDI G., DIVIACCO G.; 1982 [1983] ; Influenza della portata del fiume sul macrobenthos di substrato duro in una laguna del Delta Padano ; *Naturalista Siciliano* : **6 (suppl. 2)** : pp 289-294
- ROSSARO B. ; 1993 ; La fauna della Padania: considerazioni sui popolamenti a macroinvertebrati ; *Acqua Aria* : **7**: pp 705-713
- ROSSARO B., CIRONI R.; 1987 ; Insect emergence in a stretch of the Po River (Italy) ; *Archiv Fuer Hydrobiologie* : **109(2)** : pp 245-256
- ROSSARO B.; 1978 ; Composizione tassonomica e fenologia delle Orthocladiinae (Dipt. Chironomidae) nel po a caorso (Piacenza), determinate mediante analisi delle exuvie delle pupe ; *Rivista Di Idrobiologia* : **17(2)** : pp 287-300
- ROSSARO B.; 1981 ; Il carico biologico del medio Po presso Caorso (Piacenza): la sua composizione specifica e le relazioni con le proprietà dell'acqua esaminate mediante l'analisi delle componenti principali ; *Rivista Di Idrobiologia* **20(1)** : pp 153-166
- ROSSARO B.; 1982 ; Description of *Stenichironomus ranzii* n. sp. From Po River (Italy). (Diptera, Chironomidae) ; *Bollettino Della Societa Entomologica Italiana* : **114 (8-10)** : pp 179-182
- ROSSARO B.; 1984 ; The chironomids of the Po River (Italy) between Vercellese and Cremona ; *Aquatic Insects* : **6 (2)** : pp 123-135
- ROSSARO B.; 1987 ; Chironomid emergence in the Po River (Italy) near a nuclear power plant ; *Entomologica Scandinavica Supplement* : **29**: pp 331-338
- ROSSARO B.; 1993 ; La fauna della Padania : considerazioni sui popolamenti a macro invertebrati ; *Acqua aria* ; **7** (luglio Agosto 1993) : pp 705-713
- SAMBUGAR B.; 1981 ; Gli oligocheti raccolti tra i banchi di macrofite nel medio Po a Caorso (Piacenza) ; *Rivista Di Idrobiologia* : **20(1)** : pp 179-186
- VIGANO L. , BARBIERO G., BUFFAGNI A., MINGAZZINI M., PAGNOTTA R.; 1999 ; Assessment of the alterations of the aquatic environment downstream from a polluted tributary of the river Po (Italy) ; *Aquatic Ecosystem Health & Management* : **2(1)** : pp 55-69.
- VITALI R., BRAGHIERI L.; 1981 ; Caratteristiche strutturali e dinamiche del popolamento ittico del medio Po nelle zona di Caorso ; *Rivista Di Idrobiologia* **20(1)** : pp 269-304

ANNEXES

- **Annexe 1** : liste faunistique : genre recensés dans le Pô pour 5 ordres d'insectes

- **Annexe 2** : Application des traits biologiques et écologiques sur des stations de références ; discrimination de grands types de pollution par l'utilisation des traits biologiques et écologiques (extrait de CHARVET, 1999)

BASSIN DU PÔ (Italie)

