

Rapport de synthèse

Le Doubs entre Oye-et-Palet et Remonot : Impacts de l'agglomération de Pontarlier sur le Doubs

Stage immersion M2 QuEST 2015/2016



Université de Franche Comté

2015/2016

Etude réalisée par :

BATHELEMY Florian

BOISSON Célia

BONIN Marlène

BOUVERET Colin

CANONE Fanny

CHIPEAUX Mathieu

COLLIN Louis

DESFORET Léo

DEHER Julien

DIBILLY Julien

FREY Xavier

GAUFFENY Lucas

GUILLEMIN Aurélien

HANS Théo

MARCON Camille

MARIOT Romain

MAILLET Emile

NABOT Julie

NICOT Amélie

ORSAT David

PETIT Chloé

ROLIN Benoit

Sommaire

Stage immersion M2 QuEST 2015/2016	1
Sommaire	3
Introduction générale.....	1
1. Présentation du bassin versant du Doubs	3
Contexte géographique.....	3
Contexte géologique.....	5
Contexte climatique.....	5
Contexte hydrogéologique.....	6
Occupation des sols	7
2. Localisation des pressions anthropiques	8
3. Présentation des sites d'études	11
Partie 1 : Etude des peuplements piscicoles	12
1. Matériels et méthodes.....	12
1. 1. Technique et stratégie d'échantillonnage.....	12
1. 2. Traitement des données	13
• Estimation de l'effectif.....	13
• Transformation des densités numériques et pondérales en classe d'abondance	14
• Détermination du Niveau Typologique Théorique de la station	14
• Définition d'un état de référence.....	15
2. Résultats	15
2. 1. Niveau Typologique des stations.....	15
2. 2. Analyse du peuplement piscicole	16
3. Discussion	22
4. Conclusion.....	24
Partie 2 : Analyse de la qualité biologique : Macrobenthos	25
1. Matériels et méthodes.....	25
1. 1. Echantillonnage	25
1. 2. Tri et identification	27
1. 3. Traitement des résultats.....	27
Calcul de la note IBGN	27
Calcul du Cb2.....	28
Indices de diversité.....	29
Coefficient morphodynamique (m)	30
2. Résultats	30
2. 1. Evaluation de la qualité biologique et analyse du peuplement.....	30
2. 2. Analyse de la mosaïque habitationnelle	36

3. Discussion	38
4. Conclusion.....	44
Partie 3 : Evaluation de l'impact d'une STEP : ELGATOX.....	45
1. Matériels et Méthodes	45
1. 1. Localisation des sites d'étude	45
1. 2. Description des modèles biologiques	46
1. 3. Modalités de prélèvement.....	48
1. 4. Tri des échantillons et Détermination des taxons.....	48
1. 5. Analyses statistiques.....	50
2. Résultats	50
3. Discussion	57
4. Conclusion.....	62
Partie 4 : Analyses physico-chimiques des eaux.....	64
1. Matériel et méthode.....	64
1. 1. Echantillonnage des eaux	64
1. 2. Paramètres analysés sur le terrain.....	65
1. 3. Paramètres analysés en laboratoire.....	65
1. 4. Traitement des résultats.....	72
2. Résultats	73
3. Discussion	80
4. Conclusion.....	87
Partie 5 : Études pédologiques	89
1. Matériels et méthodes.....	90
2. Résultats	97
3. Discussion	104
Transfert de nitrates.....	104
Transfert du phosphore.....	105
Rétention des sols et autoépuration	106
Macropolluants	107
Micropolluants.....	108
4. Conclusion.....	109
Conclusion générale	111
Bibliographie.....	113
Webographie	122
Annexes.....	124

Liste des Figures

Figure 1 : Tracé du Doubs d'après (Mouthon, 2007). Les limites de département (ligne pointillée) et la frontière franco - suisse (croix) sont indiquées.	3
Figure 2 : Bassin versant du Doubs.....	4
Figure 3 : Profil longitudinal du Doubs entre la source et Morteau	4
Figure 4 : Températures moyennes de l'agglomération de Pontarlier en 2007	6
Figure 5 : Températures moyennes de l'agglomération de Pontarlier en 2014.....	6
Figure 6 : Occupation des sols aux alentours de l'agglomération de Pontarlier	7
Figure 7 : Localisation de plusieurs pressions anthropiques aux alentours de Pontarlier	10
Figure 8 Carte des zones d'études.....	11
Figure 9: Structure du peuplement piscicole de la station d'Hauterive, classe d'abondance retenue/classe d'abondance attendue	20
Figure 10 :Structure du peuplement piscicole de la station de Remonot, classe d'abondance retenue/classe d'abondance attendue	21
Figure 11 :Structure de taille des loches franches sur les stations d'Hauterive et de Remonot.....	22
Figure 12 :Structure de taille des vandoises sur la station d'Hauterive	22
Figure 13: Structure de taille des barbeaux fluviaux sur la station de Remonot	23
Figure 1 A: Comparaison de la richesse taxonomique de macro-invertébrés (en nombre de taxon / 0.6m ²) entre les différentes stations ; B : Comparaison de densité de macro-invertébrés (en nombre d'individu / 0.6m ²) entre les différentes stations.....	32
Figure 15 : Notes de l'indice de variété (Iv) et de l'indice de nature (In).....	34
Figure 16 : Pourcentage d'Ephéméroptères, Trichoptères et Plécoptères sur l'ensemble des stations ..	35
Figure 17 Proportion de taxons saprobiontes des différentes stations IBGN (en % de saprobionte par rapport au nombre total d'individus).....	36
Figure 18 : Proportion d'Elmis aux stades larvaires et adultes des différentes stations IBGN (en % d'Elmis par rapport au nombre total d'individus)	37
Figure 19 Evolution longitudinale des proportions de macroinvertébrés, en fonction des classes de vitesse de courant sur le Doubs et Drugeon	39
Figure 20 Evolution longitudinale des proportions de macroinvertébrés, en fonction des classes de vitesse de courant sur le Doubs et Drugeon	40
Figure 21 carte des stations de prélèvement Elgatox	47
Figure 22 : Vue latérale d'un Gammaridae (adaptée d'après Roux, 1970 ; Chevreux et Fages, 1970). pc 1-7 : plaques coxales ; Pe 1-7 : périomères ; PI 1-3 : pléomères 1-3 ; Ur 1-3 : uromère 1-3. (Lacaze E., 2011).....	50
Figure 23 : Uropode 3 de Gammarus fossarum (photo de Quéau H.). (Lacaze E., 2011).....	51
Figure 24 : Uropode 3 de Gammarus pulex (photo : Hervé Quéau) (Lacaze E., 2011).	51
Figure 25 Densité de Gammaridae (ind/m ²) sur chaque station (Amont lointain, Amont proche, Aval proche et Aval lointain).....	52
Figure 26 Densité de Gammaridae (ind/m ²) de chaque classe d'âge sur chaque station (Amont lointain, Amont proche, Aval proche et Aval lointain).....	52
Figure 27 Taux de présence (%) de Gammaridae sur chaque type de substrats (organique : marron; minéral : gris; végétal : vert) en fonction des stations (Amont, Aval proche et Aval lointain).....	53
Figure 28 Densité de Gammaridae (ind/m ²) présentes sur chaque type de substrats (organique : marron; minéral : gris; végétal : vert) en fonction des stations.....	53
Figure 29 Densité (ind/m ²) de Gammarus pulex (G.p.) et de Gammarus fossarum (G.f.) sur chaque station.....	54
Figure 2 Densité (ind/m ²) des larves (La.) et des adultes (Ad.) d'Elmidae en fonction des stations....	55
Figure 31 Genres d'Elmidae présent (ind/m ²) sous forme adulte ou larvaire en fonction des stations	56
Figure 32 Densité totale d'Elmidae pour chaque station en fonction du type de substrat.....	57

Figure 33 : Schéma récapitulatif des réactions effectuées.....	69
Figure 34 : Diagramme de Piper	76
Figure 35 : Evolution des concentrations en nitrates, ammonium et phosphates (mg/L) en novembre depuis 1981 à 2015 sur la station d'Arçon	78
Figure 36 : Description des zones d'échantillonnage sur le Doubs et le Drugeon.....	81
Figure 37 localisation des quatre secteurs de prospection pédologique.....	90
Figure 3 Carte morphogénétique du groupe B1.....	98
Figure 39 Carte morphogénétique du groupe A1.....	99
Figure 40 Carte morphogénétique du groupe B2	99
Figure 41 Carte morphogénétique du groupe A2	100
Figure 42 Carte des risques de transfert en nitrates du groupe B1	100
Figure 43 Carte des risques de transfert en nitrates du groupe A1	101
Figure 44 Carte des risques de transfert en nitrates du groupe B2	101
Figure 45 Carte des risques de transfert en nitrates du groupe A2	102
Figure 46 Carte des risques de transfert en phosphore du groupe B1	103
Figure 47 Carte des risques de transfert en phosphore du groupe A1	103
Figure 48 Carte des risques de transfert en phosphore du groupe B2	104
Figure 49 Carte des risques de transfert en phosphore du groupe A2 ;.....	104

Liste des Tables

Tableau 1 : Description des différentes analyses réalisées sur les points d'études le long du Doubs et du Drugeon.....	11
Tableau 2 Caractéristiques des stations Hauterive et Remonot.....	16
Tableau 3 Présence et absence des taxons selon l'année	17
Tableau 4 :Structure du peuplement piscicole de la station d'Hauterive, détail classe d'abondance retenue/classe d'abondance attendue	19
Tableau 5 :Structure du peuplement piscicole de la station de Remonot, détail classe d'abondance retenue/classe d'abondance attendue	19
Tableau 6 Code couleur et classe associé aux notes de l'IBGN.....	29
Tableau 7 Gammas d'hospitalités (Verneaux, 1982)	31
Tableau 8 Notes IBGN, Robustesse et Cb2 pour l'ensemble stations étudiées.....	33
Tableau 9 : Récapitulatif des indices de diversité	36
Tableau 10 Synthèse des paramètres d'hospitalité du milieu calculé par station	38
Tableau 11 : Classe de taille des Gammaridae.....	49
Tableau 12 catégories répertoriées par le SEQ-eau.....	73
Tableau 13 : Résultats des mesures des paramètres physico-chimiques effectués au niveau de l'amont, du rejet, de l'aval proche et de l'aval lointain.....	74
Tableau 14 Groupes d'échantillonnages d'eau de caractéristiques similaires.....	76
Tableau 15 : Valeurs issues de la norme DCE pour les cours d'eau.....	77
Tableau 16 : Concentrations en éléments traces métalliques	79
Tableau 17 Historique des concentrations dans l'eau en ETMs sur la station d'Arçon	80
Tableau 18 Élaboration d'une note de perméabilité par unité cartographique	94
Tableau 19 Élaboration des classes de risque en fonction des facteurs influençant le risque de transfert des nitrates à l'échelle de l'unité cartographique	95
Tableau 1 Classe des risques de transfert en nitrates	96
Tableau 2 Estimation de la perméabilité de l'horizon de surface	96
Tableau 22 Ruissellement estimé en fonction d'une perméabilité plus ou moins forte	96
Tableau 3 Facteurs transports et classes de risques associées permettant de définir les catégories de risques de pertes de phosphore sur la zone d'étude.....	97
Tableau 4: Classe des risques de transfert en phosphore	98

Introduction générale

Le terme « pollution » désigne une multitude d'actions d'origine anthropique qui dégrade directement ou indirectement un écosystème en changeant par exemple la concentration des constituants chimiques naturels ou en introduisant des substances chimiques artificielles (Ramade, 2007). Les causes de pollutions ne constituent pas un problème récent puisqu'elles existaient il y a déjà plusieurs millénaires avec l'apparition des premières cités et la concentration des eaux usées et des déchets dans celles-ci. Mais leurs sources étaient peu nombreuses et d'importance limitée. L'industrialisation du XIX^{ème} siècle marque le début d'une augmentation démographique et technologique exponentielle porteuse des « pollutions modernes » avec l'extraction et l'utilisation des combustibles fossiles et par la suite l'expansion de la chimie organique de synthèse (Ramade, 2007). Ces substances minérales ou organiques non biodégradables, parfois très toxiques, sont généralement, une fois libérées, dispersées de façon progressive dans l'ensemble de l'écosphère *via* la circulation atmosphérique et/ou hydrologique (Ramade, 2007).

Aujourd'hui, c'est près de 100 000 molécules chimiques qui sont retrouvées dans l'environnement. (Delpedge & Galloway, 2005). L'accroissement et le développement des populations humaines ainsi que l'augmentation de la surface des terres agricoles irriguées induisent une augmentation de la demande en eau douce. Cette ressource, bien que longtemps considérée comme inépuisable est menacée par sa surexploitation et par les pollutions anthropiques. L'agriculture est par exemple à l'origine d'importantes émissions de polluants (pesticides, phytosanitaires, nutriments en excès...) (Lacaze, 2011) mais également de la consommation de près de 70 % de l'eau douce planétaire (UNESCO-WWAP, 2012). Les risques pour la santé humaine constituent sans doute l'un des problèmes majeurs puisque chaque année 3,5 millions de personnes décèdent du fait de problèmes liés à l'accès à l'eau, aux conditions sanitaires et à l'hygiène (UNESCO-WWAP, 2012). Ajoutons qu'à l'échelle mondiale, plus de 80% des eaux usées ne sont ni collectées ni traitées (Corcoran *et al.*, 2010). La protection de l'eau en tant que ressource est donc devenue une préoccupation majeure aux échelles locales et mondiales que ce soit pour des motifs sanitaires ou pour la production alimentaire.

Mais l'eau en tant que compartiment biologique, autrement dit, les milieux aquatiques sont tout aussi capitaux à protéger pour l'ensemble des services qu'ils nous rendent. Ces milieux très diversifiés et très sensibles ont un rôle essentiel sur la régulation des écoulements et des crues, le maintien des nappes souterraines..., et se caractérisent également par la richesse de leur faune et de leur flore.

Or 96% des points de mesure du réseau hydrographique français se sont révélés positifs à la présence d'au moins une substance nocive sur les 459 recherchées en 2004 (IFEN, 2006). En réponse, la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) rentrée en vigueur en 2000 lutte contre la dégradation physico-chimique, et donc la baisse de la qualité biologique des cours d'eau européens. A travers un calendrier, les états membres doivent engager des actions pour que la

qualité de l'eau des rivières, des nappes souterraines et du littoral s'améliore réellement (UE, 2000).

Le massif jurassien en Franche-Comté est représenté par un réseau hydrographique important. La dégradation généralisée des rivières et ruisseaux Franc-comtois comme la Loue a déjà conduit à de fortes mortalités piscicoles et à la prolifération de cyanobactéries. (Villeneuve *et al.*, 2012). Le bassin-versant semble ici être en cause. En effet, 50% des activités sont dédiées à la production fromagère (Comté, Morbier...) dans cette région très agricole (Chambre d'agriculture F-C, 2015) causant des problèmes d'eutrophisation des cours d'eau, tel que la prolifération de certains végétaux et la modification des communautés animales (Turpin *et al.* 1997). Les transferts de polluants sont facilités par le contexte géologique. Les sols peu profonds et le sous-sol karstique amènent à des temps d'infiltration d'eau rapides et à des vitesses de transfert importantes. Les temps de rétention courts ne permettent pas au milieu de jouer correctement son rôle épurateur (Villeneuve *et al.*, 2012).

Néanmoins, les pollutions ne sont pas les seules responsables de la dégradation des cours d'eau, puisque s'ajoute aux dégradations chimiques, des dégradations physiques. En effet, depuis des décennies, parfois des siècles, les cours d'eau ont été refaçonnés par l'homme. Entre rectifications du linéaire, installations hydroélectriques, seuils et bétonnage des berges, les rivières et fleuves ont été profondément altérés impactant leur bon état écologique. Les dynamiques fluviales, la diversité et la qualité des habitats écologiques en ont été fortement impactés (ONEMA, 2015).

Dans le présent rapport, nous nous intéresserons au Doubs, une rivière prenant sa source à Mouthe (Doubs) et se jetant dans la Saône à Verdun-sur-le-Doubs (Saône-et-Loire). Pour définir et comprendre les phénomènes responsables des dégradations physiques et chimiques d'une rivière, nous étudierons l'impact de l'agglomération de Pontarlier sur Le Doubs. L'identification des sources potentielles de pollution et des dégradations physiques (usine, route, station de traitement) orientera le choix de nos stations d'étude. L'évaluation de la qualité de ce cours d'eau reposera principalement sur l'utilisation d'organismes bio-indicateurs tels que les communautés de macroinvertébrés benthiques et les espèces piscicoles (Maltby *et al.*, 2001 ; Rosenberg & Resh, 1993). Des analyses chimiques de l'eau permettront de juger de la qualité chimique et d'apporter des précisions quant à la provenance des substances impactantes. Une étude sectorielle du bassin versant (système sol-roche) pourra expliquer la présence de certains polluants en nous renseignant sur les risques de transferts. Enfin, des comparaisons avec la bibliographie existante, permettra de confronter nos résultats mais surtout de les inscrire dans le temps.

1. Présentation du bassin versant du Doubs

Contexte géographique

Le Doubs est le principal affluent de la Saône, il draine près de la moitié de l'espace franc-comtois. Il prend sa source à 945 mètres d'altitude dans la commune de Mouthe dans le Doubs (25), situé dans le massif jurassien. Après son exsurgence à Mouthe, il se dirige en direction du lac Saint point (Nord – Est). Il continue son cours jusqu'à l'agglomération de Pontarlier, pour être rejoint par un de ses tributaires : le Drugeon.

Le Drugeon, qui fera également l'objet d'étude de la qualité de l'eau au niveau de sa confluence avec le Doubs, d'écoule sur 35 km. Il prend sa source dans les marais de Malpas et de Vaux-et-Chantegrue, dans la Combe du Sauvage, à 930 mètres d'altitude.

Le Doubs va ensuite se diriger du côté de la Suisse (direction Nord – Ouest) au niveau d Villers-le-Lac. Il repasse en France du coté de Saint-Hyppolyte, ou il est rejoint par le Dessoubre. Il s'écoule alors en direction de Montbéliard ou viennent se jeter L'Allan et la Savoureuse, et par le Cusancin plus à l'Ouest, direction Besançon. Il parcourt donc 450 kilomètres avant d'atteindre sa confluence avec la Saône à Verdun-sur-le-Doubs en Saône et Loire (71). Le bassin versant du Doubs se situe donc entre la plaine de la Saône et le plateau suisse. Il couvre l'ensemble du Nord du Jura et s'étend vers le nord jusqu'au Ballon d'Alsace (Figure 1). Sa superficie est de 7 710 km².

Le tracé du Doubs présenté dans la Figure 1 donne un aperçu global de la forme du cours d'eau (Mouthon, 2007). Pour une plus ample précision, la Figure 2 décrit le bassin versant du Doubs en Franche Comté, ainsi qu'un tracé détaillé du Doubs.

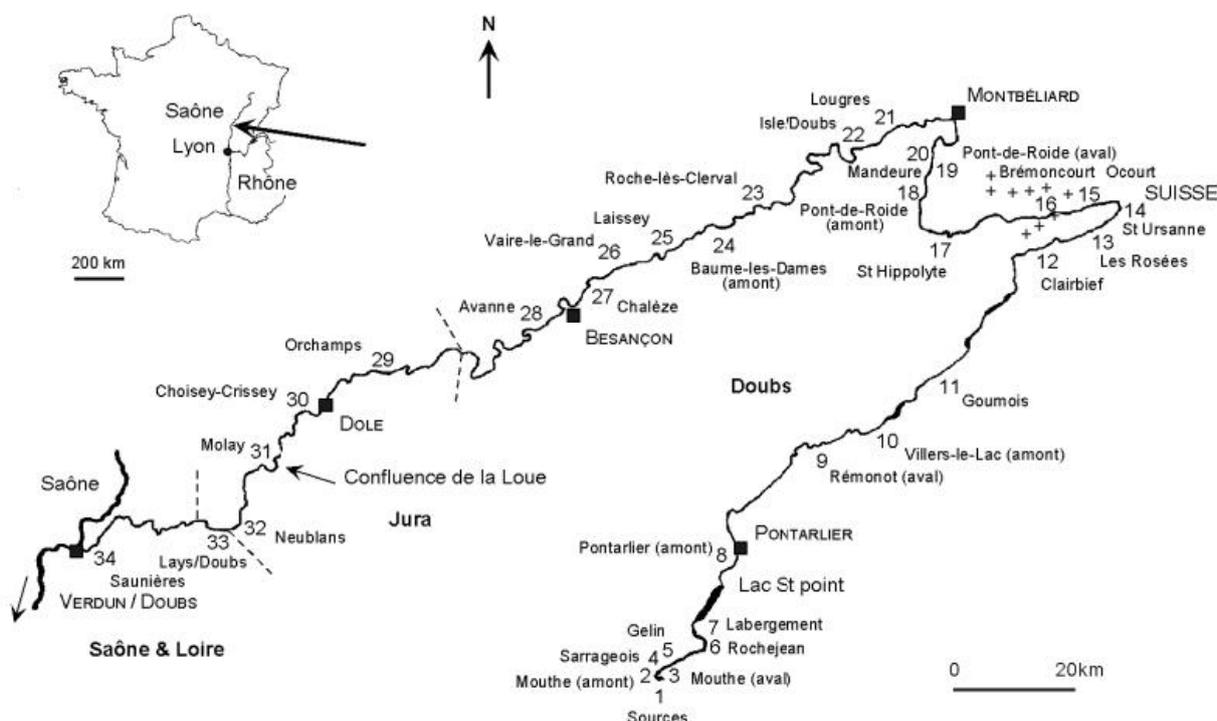


Figure 1 : Tracé du Doubs d'après (Mouthon, 2007). Les limites de département (ligne pointillée) et la frontière franco - suisse (croix) sont indiquées.

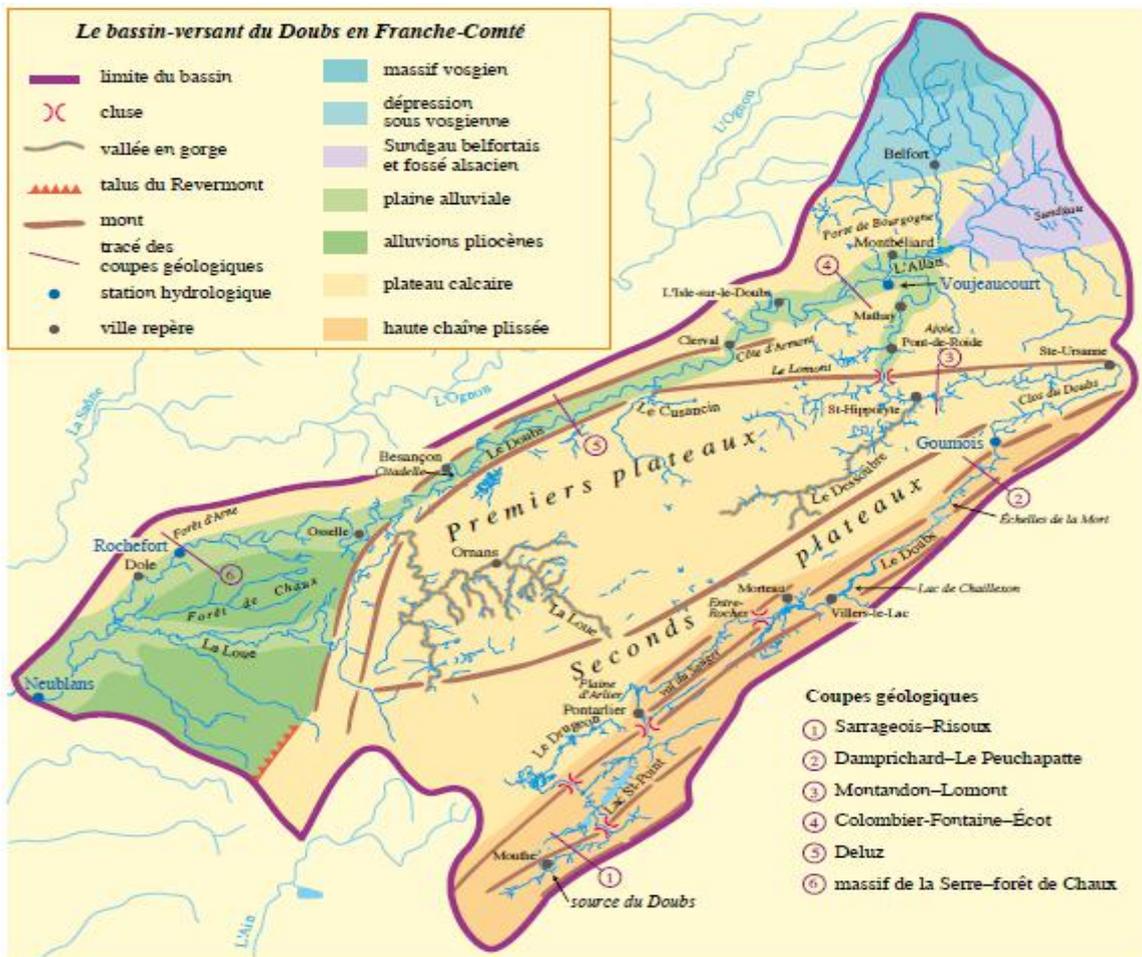


Figure 2 : Bassin versant du Doubs

Le profil longitudinal du Doubs présenté sur la Figure 3 montre une forte pente dans les 100 – 150 premiers kilomètres soit un dénivelé de 500 m environ sur ces cents premiers mètres. La pente s'adoucit ensuite jusqu'à la confluence du Doubs avec la Saône, jusqu'à une altitude de 172 m, ce qui représente un dénivelé de 275 m environ pour les 300 – 350 km restant. La Figure 3 a été tracé en fonction de la distance à la source et l'altitude du Doubs, grâce à géo-portail. Concernant notre zone, l'altitude varie entre 800 mètres à Pontarlier et 760 mètres à Morteau.

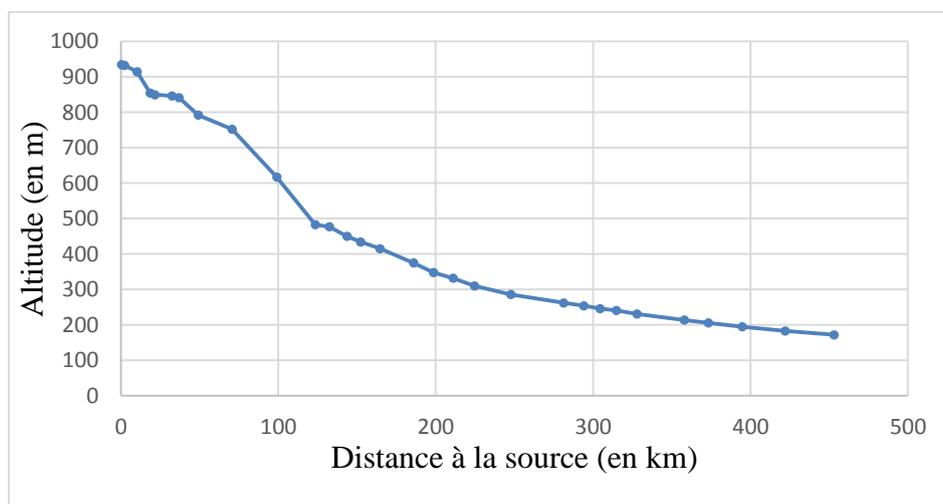


Figure 3 : Profil longitudinal du Doubs entre la source et Morteau

Contexte géologique

La géologie du bassin versant du Doubs se distingue par son caractère essentiellement carbonaté. Il est premièrement constitué, dans l'ordre chronostratigraphique, des séries du Trias. Une sédimentation marneuse entrecoupée de roches évaporitiques c'est en premier lieu mise en place sur le socle Hercynien, dans des lagunes chaudes sursaturées en chlorure de sodium. Puis, une sédimentation carbonatée de plateforme se met en place sur la région durant le Secondaire, dans des mers chaudes peu profondes et bien oxygénées, fortement carbonatées. Une puissante alternance de marnes et de calcaires se dépose dans ce contexte, entrecoupé de régressions marines occasionnelles. La transgression marine du Crétacé est relativement courte, et dure environ 10 millions d'années. Puis, les terrains émergent, et deviennent sujet à une érosion et une karstification intense jusqu'à nos jours. Durant le Quaternaire, des moraines glaciaires carbonatées se déposent de manière fragmentaire. Seules les glaciations du Riss et du Würm présentent encore des dépôts glaciaires dans le massif du Jura, le reste ayant été érodé au cours du dernier million d'année.

Une puissante fracturation des séries jurassiennes tabulaires s'effectue durant l'Oligocène (-30 Ma), en raison de la poussée alpine venue de l'Est. Puis, un plissement intense de la couverture sédimentaire s'effectue durant le Miocène (entre -11 et -3 Ma), induisant l'accrétion du massif du Jura. Le Jura subit de nos jours une déformation discrète et toujours active.

Le Jura peut se découper en deux unités structurales : des grands plateaux bordés de faisceaux dans sa partie Ouest, et la haute chaîne du Jura intensément plissée dans sa partie Est. La rivière du Doubs présente la particularité de traverser une grande partie des séries Jurassiennes, et de posséder un bassin versant dont la superficie englobe une grande partie du massif (Figure 2).

Contexte climatique

Le climat est continental montagnard à influence océanique. D'après (Verneaux, 1973), pour l'ensemble du bassin versant du Doubs, cela induit donc de des étés chauds et des hivers rigoureux (par exemple à Pontarlier, il y a en moyenne 80 à 120 jours gelés par an). L'amplitude moyenne des températures varie entre 16 et 19°C sur le bassin. Les températures moyennes de Pontarlier en 2014 sont présentées sur la Figure 4, d'après le site *infoclimat.fr*. La température moyenne annuelle à Pontarlier est de 7,5° ; cette valeur augmente légèrement sur les zones de plaine du bassin versant.

Toujours d'après Verneaux, (1973), la répartition annuelle des précipitations est très variable. Les précipitations sont comprises entre 1 000 et 2 000 mm/an. Ces précipitations sont sensiblement supérieures à la moyenne française. Le nombre de jours de pluie et de neige varie entre 160 et 190 jours par an (avec 15 à 40 jours en moyenne de jour de neige). La figure 5 présente les précipitations de Pontarlier en 2007.

Le climat reste cependant très variable d'une saison et d'une année à l'autre.

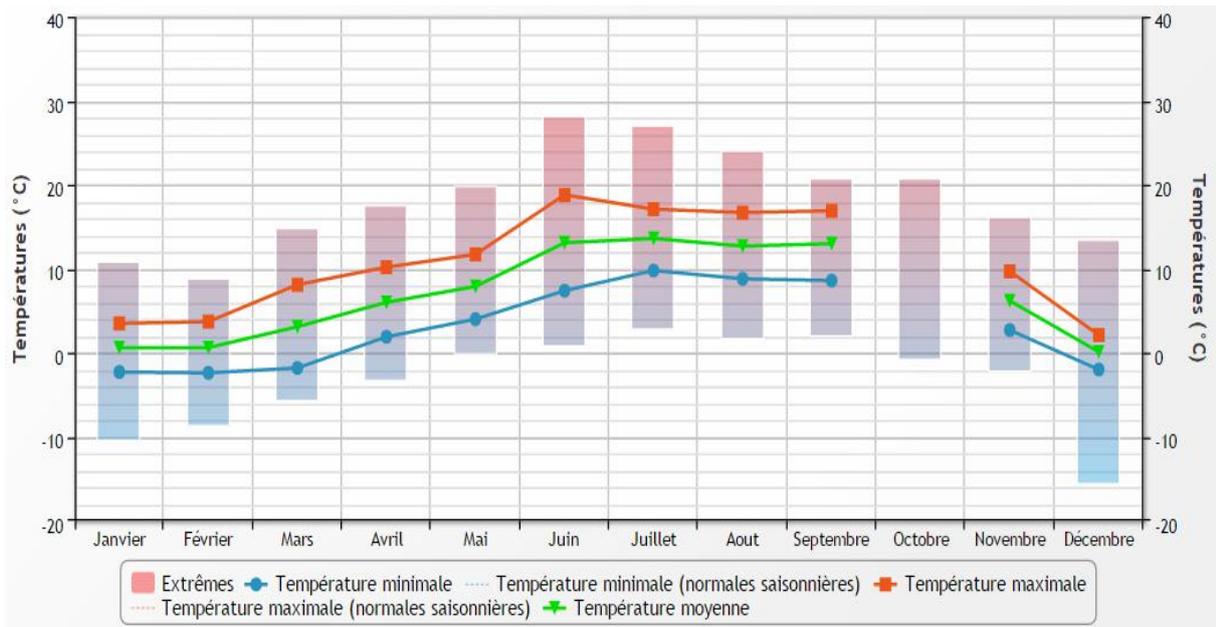


Figure 4 : Températures moyennes de l'agglomération de Pontarlier en 2007

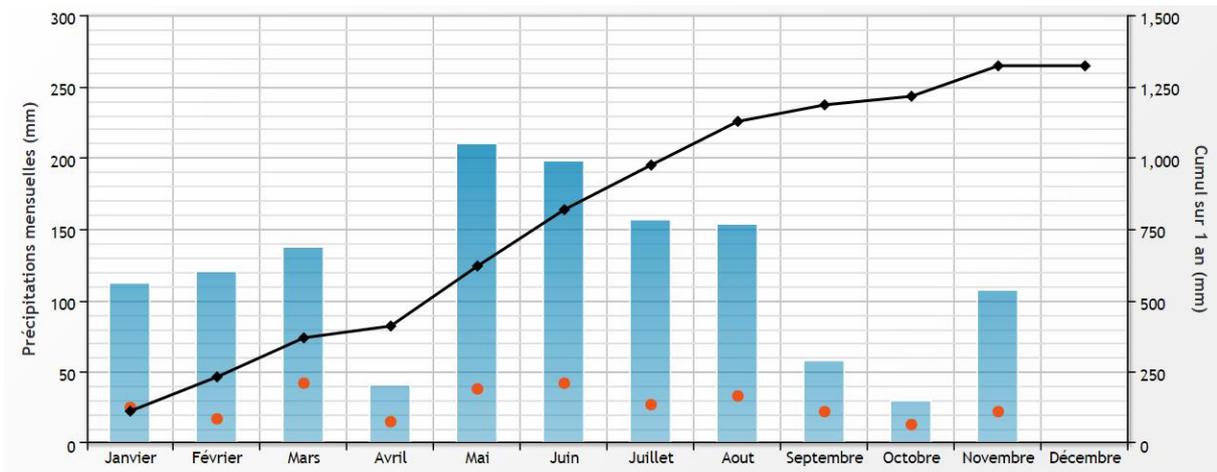


Figure 5 : Précipitations moyennes de l'agglomération de Pontarlier en 2014

Contexte hydrogéologique

Le bassin versant du Doubs est donc majoritairement constitué de calcaires souvent sujets à la karstification et de marnes imperméables. Cela occasionne des circulations d'eau complexes nécessitant systématiquement la mise en place de traçages afin de correctement délimiter le bassin. Ce dernier point est compliqué à mettre en place, de par les nombreux écoulements souterrains occultes, souvent insoupçonnables sur le terrain. Le Doubs traverse des séries de perméabilité variable. Il subit par ailleurs régulièrement des pertes de débit tout au long de son cheminement en raison de la karstification et du réseau de failles. L'exemple le plus frappant est le décrochement de Pontarlier, occasionnant une circulation rapide des eaux du Doubs qui viennent directement alimenter la résurgence de la Loue. Les calcaires

développés sur notre zone de prospection pédologique, appartenant à la série du Malm (Jurassique supérieur), sont des calcaires fins et puissants. Ils sont par conséquent également soumis à la karstification et donc à la circulation rapide des eaux météoriques.

Occupation des sols

Il est important de se préoccuper de l'occupation du sol du secteur d'étude. La figure 6 présente les différents types d'unités d'occupation des sols aux alentours de l'agglomération de Besançon. Entre Pontarlier et Doubs, la zone alluviale du Doubs est composée uniquement de zones urbaines (en rouge) et de zones commerciales/industrielles (en violet). Ces deux zones sont également présentes en amont du Dugeon, à sa confluence avec le Doubs. Les zones alluviales du Doubs et du Dugeon, respectivement en amont de Pontarlier et du Houtaud, sont des zones de marais intérieures (en bleu pervenche), avec de part et d'autre des forêts de feuillus et de conifères (en vert / vert).

Une fois la commune de Doubs dépassé, le Doubs suit son chemin, direction Morteau, longeant majoritairement des zones de forêts, mais également de cultures et de prairies (couleur entre le jaune, orange et brun), et quelques agglomérations (Arçon, Maison du Bois etc.). Il y a donc moins d'activité anthropique une fois la confluence entre le Doubs et le Dugeon dépassée.

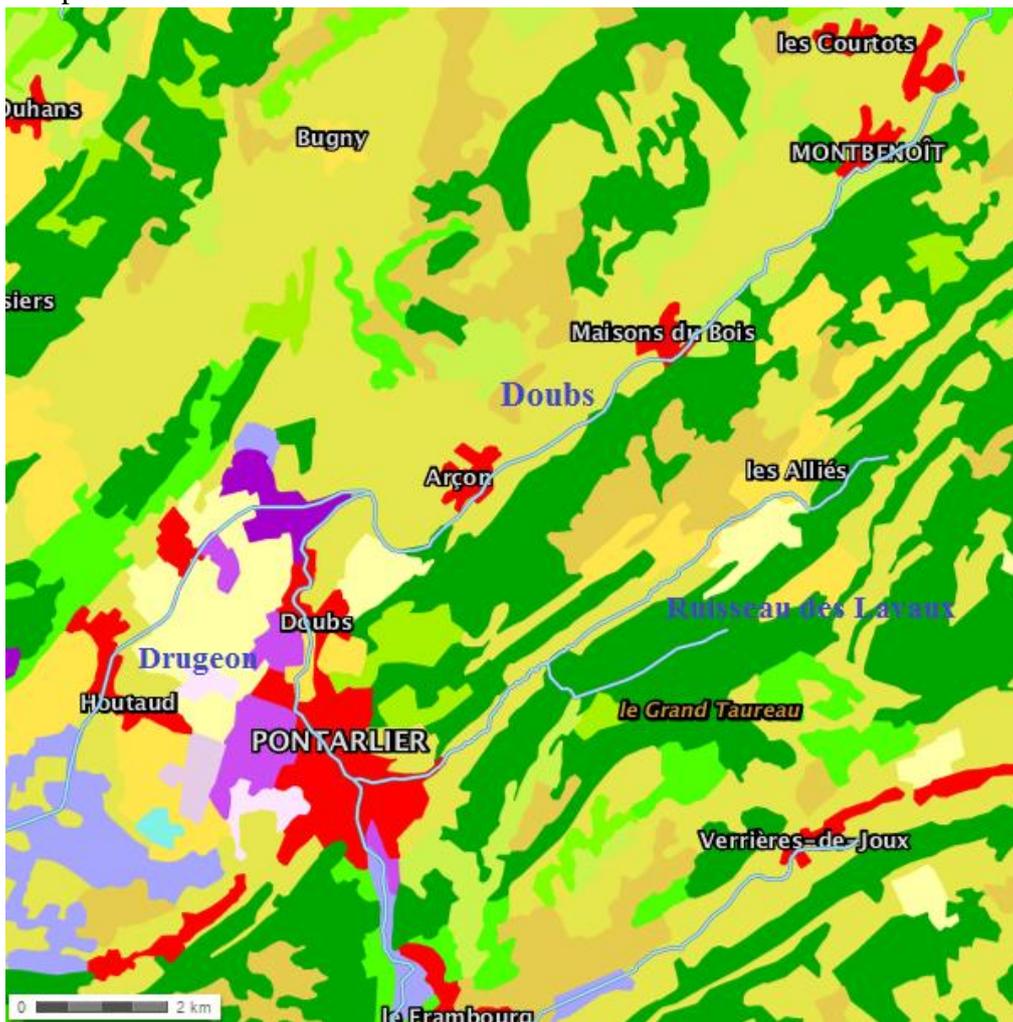


Figure 6 : Occupation des sols aux alentours de l'agglomération de Pontarlier

2. Localisation des pressions anthropiques

Le haut Doubs, qualificatif regroupant la partie supérieure du cours du Doubs et l'extrême Est du département du même nom, marqué par une altitude significative (800 à 1450 mètres), regroupe une population de 105 000 habitants étirée le long des 170 km de frontière. De Mouthe à Maiche en passant par l'agglomération de Pontarlier, le développement des activités humaines est particulièrement intense et diversifié autour d'une économie tournée vers la Suisse (INSEE, 2013). Cependant, elles entraînent potentiellement des dégradations non négligeables de la qualité biologique, physico-chimique ou morphologique des cours d'eau de la région et notamment du Doubs. En prémices de l'évaluation par différentes méthodes de la qualité des eaux du Doubs à proximité de Pontarlier, il est important de réaliser un inventaire le plus complet possible des aménagements et des activités anthropiques qui touchent les milieux aquatiques dans ce secteur.

Tout d'abord, la forte anthropisation de la zone c'est traduite par l'établissement de communes de tailles diverses, dont la plus grande est Pontarlier avec 19 050 habitants (GRANDPONTARLIER, 2015), qui se sont souvent installées à proximité du Doubs et de ses affluents. Ce déploiement de l'urbanisme a entraîné l'aménagement des berges, l'enfoncement du lit mineur mais également le drainage et l'assèchement de certaines zones humides. Ces perturbations se concentrent dans les bourgs traversés par le cours d'eau tels que Mouthe, Pontarlier, Doubs, Arçons, etc. De plus, les aménagements des réseaux de transports (routes, voies ferrés, etc.), longeant régulièrement le Doubs, peuvent engendrer des modifications de la dynamique du cours d'eau.

Autour du bassin de Pontarlier, de nombreuses industries ce sont implantées depuis plusieurs décennies. D'après les données cartographiques du Carmen (2015) (*annexe 1*), 11 installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) sont présentes à proximité du Doubs. Ces installations, aux pôles d'activités variées (scieries, cimenterie, blanchisserie, incinérateur, boucheries, etc.), sont susceptibles d'engendrer des pollutions ponctuelles ou diffuses des masses d'eau environnantes. De surcroît, des ICPE sont également retrouvées sur le reste du territoire, en particulier des scieries. La production sylvicole, très répandue dans la région, permet d'alimenter en bois plusieurs scieries situées à Mouthe, à la Cluse et Mijoux, etc. Les produits de traitements du bois, tels que des fongicides ou d'insecticides appliqués pour le protéger, peuvent être de puissants perturbateurs pour les milieux aquatiques récepteurs des eaux d'infiltration et de ruissellement.

Ces activités industrielles ainsi que de la population dense de la région (*annexe 2*) engendrent des besoins en eau potable extrêmement importants. Il a été estimé que les prélèvements d'eau pour la production d'eau potable provenant du Doubs et de sa nappe alluviale, de sources ou de la nappe de la plaine de l'Arlier équivalent à 8.66 millions de m³/an (Cabinet REILE, 2011). Cette étude estime que les besoins domestiques et agricoles correspondent à 86,2 % des volumes prélevés. Le reste est capté par les industries notamment à proximité de Pontarlier (jusqu'à 400 000 m³/an), même si leur demande en eau tend à diminuer fortement depuis plusieurs années. Mais aussi par les besoins du tourisme hivernal avec la production de neige artificielle. Sur une saison (décembre à mars), la consommation de la station de Métabief s'élève à 7 100 m³/mois en moyenne. Ces prélèvements abondants peuvent avoir des impacts important sur la sur les débits des cours d'eau en particulier durant les étiages estivales et hivernales.

L'utilisation anthropique de la ressource en eau génère la production d'un important volume d'eaux résiduelles urbaines et industrielles. Plusieurs stations d'épuration (STEP) de capacités variables sont en fonctionnement sur le bassin versant, dont la plus grande est celle de la Communauté de Commune du Grand Pontarlier, localisé à Doubs. En fonctionnement depuis 2006, elle possède une capacité de 53 000 équivalents habitants. Malgré un abattement important des rejets, la STEP émet en moyenne (2014) dans le Doubs respectivement 47.8 et 527.8 Kg d'O₂/j pour la DBO₅ et la DCO, 66.6 Kg/j de MES et 65 Kg/j de NGL (Sierm.eaurmc, 2015). Ces apports quotidiens sont susceptibles de bouleverser les équilibres biologiques et physico-chimiques du Doubs à l'aval de la STEP.

Le système de collectage unitaire des eaux de rejets reliant de nombreuses communes de l'agglomération de Pontarlier est vieillissant. Il a été mis en évidence que le réseau souterrain possède de nombreuses fuites, pouvant entraîner des apports importants d'eaux non traitées dans le Doubs, notamment entre le lac Saint Point et Doubs. Du fait du fort développement urbain et de l'imperméabilisation des sols, 34 déversoirs d'orages sont présents sur la communauté de commune, concentrés essentiellement sur Pontarlier et Doubs (ASCOMADE, 2010). Lors des épisodes de fortes pluies, ils permettent de rejeter une partie des eaux résiduelles urbaines dans des bassins de rétentions. Si ces derniers sont saturés, les effluents sont rejetés directement dans le milieu naturel sans traitements préalables, pouvant apporter des quantités non négligeables de contaminants organiques ou minéraux dans le Doubs et ces affluents. Cependant, ces systèmes permettent la rétention des premières pluies, généralement les plus chargées en polluants du fait du lessivage des voies urbaines.

Le lac Saint-Point, troisième lac naturel français par sa superficie (419 ha), est situé à l'amont de Pontarlier alimenté par plusieurs affluents dont le Doubs, qui en est son principal tributaire (LEROUX, 2011). De ce fait, le lac conditionne fortement les caractéristiques de la rivière à son aval et notamment d'un point de vue thermique. Ces pressions naturelles pour le Doubs sont aujourd'hui amplifiées par les aménagements humains. A l'amont du lac, la rivière est coupée par le barrage de Fourpéret à vocation hydroélectrique. Quant à l'exutoire du lac, il a été modifié par un barrage afin de stabiliser son hauteur d'eau. Ces installations provoquent une altération de la continuité écologique du Doubs amont, provoquant la diminution de densité de certains poissons comme la truite fario (SAGE Haut-Doubs Haute-Loue, 2007). Ce rapport met également en évidence la présence de nombreux micropolluants dans les sédiments du lac à des concentrations importantes ainsi qu'une charge en matières organiques et nutritives dans les eaux jugée problématique.

Enfin, les activités agricoles présentes sur tous le bassin versant du haut-Doubs sont clairement des acteurs majeurs de la dégradation des cours d'eau, comme cela a pu être démontré sur la Loue (CHANEZ et al, 2014). En effet, le secteur est au cœur de la zone de production protégée (AOP) du comté et possède environ 47 000 têtes de bétails réparties sur tout le territoire (Cabinet REILE, 2011). Les épandages d'effluents d'élevages lorsqu'ils sont mal gérés peuvent engendrer d'important apport d'azote et de phosphore dans les eaux superficielles et souterraines du secteur. De plus, l'artificialisation croissante des prairies, les labours et les mises à nus des sols augmentent les risques de transferts de polluants par érosion et ruissellement. Pour ces raisons, l'occupation des sols et les risques de transferts sont des paramètres majeurs des flux de polluant jusqu'aux milieux aquatiques.

Une partie des pressions anthropiques ont été localisées aux alentours de l'aire urbaine de Pontarlier (figure 7).

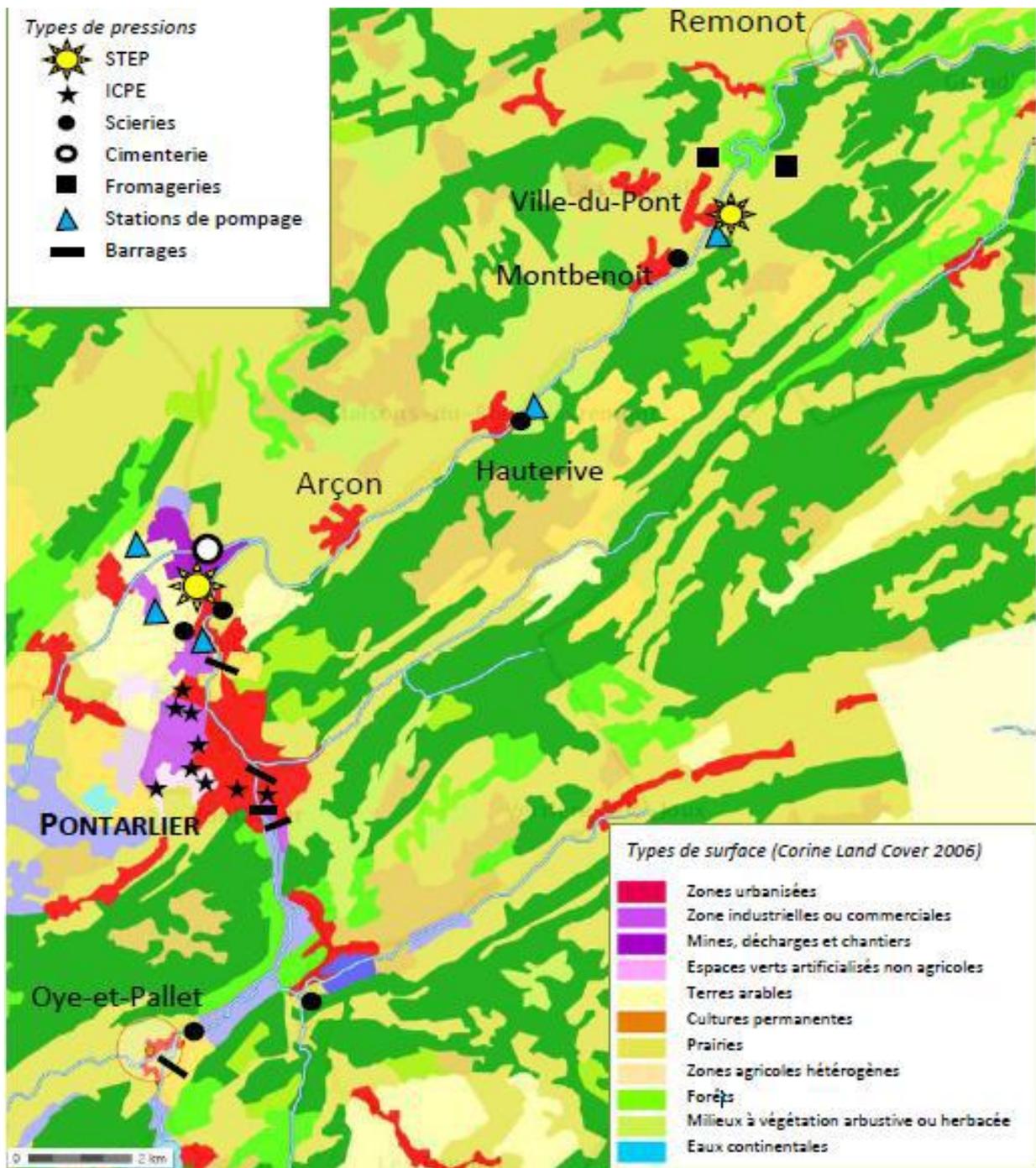


Figure 7 : Localisation de plusieurs pressions anthropiques aux alentours de Pontarlier

3. Présentation des sites d'études

La zone d'étude s'étend d'Oye-et-Pallet à Remonot. Diverses méthodes ont été utilisées afin de déterminer l'impact de Pontarlier sur la qualité du Doubs. Elles sont synthétisées dans le tableau 1 ci-dessous et la figure 8 suivante.

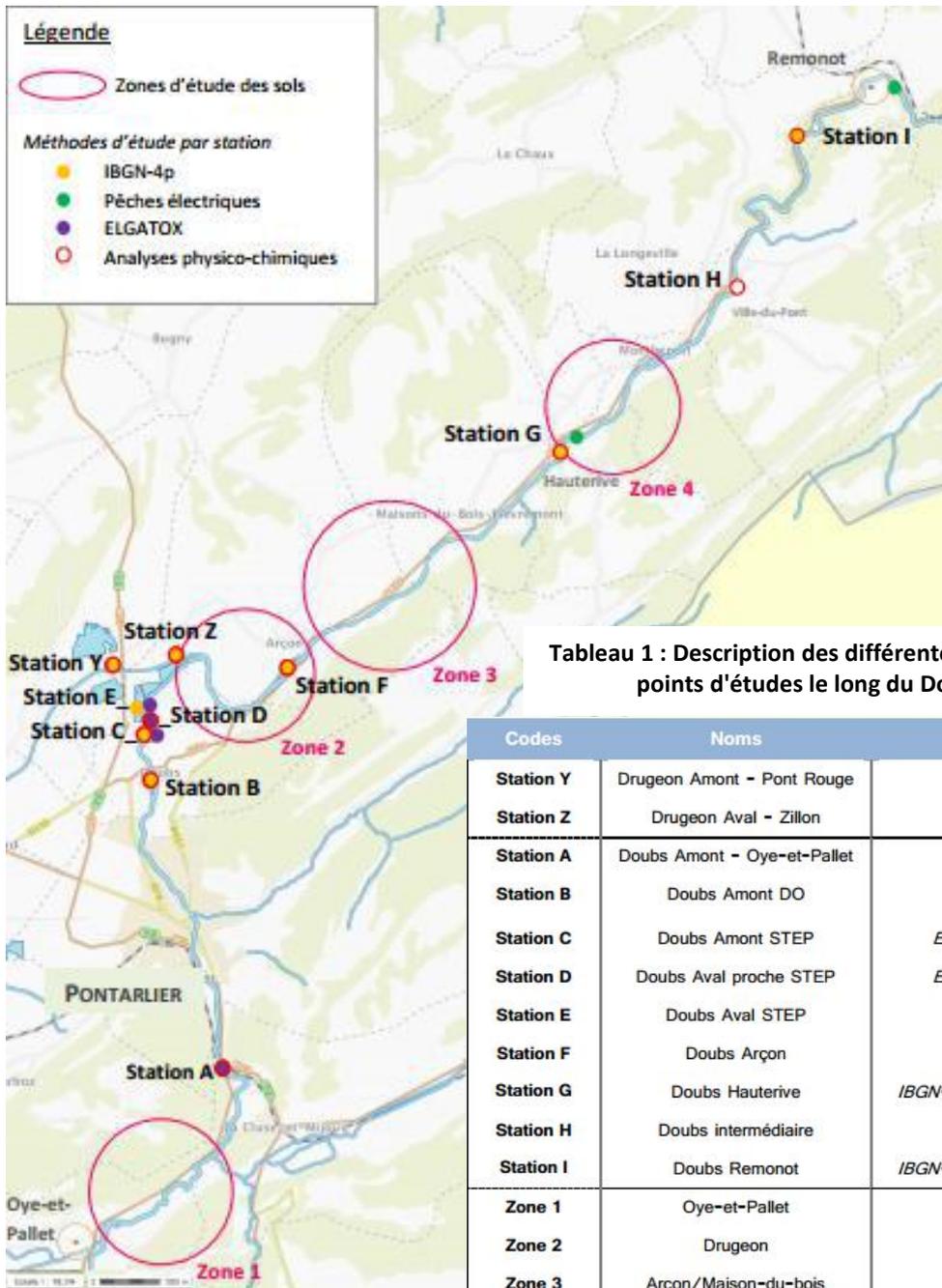


Tableau 1 : Description des différentes analyses réalisées sur les points d'études le long du Doubs et du Drugeon

Codes	Noms	Types d'analyses
Station Y	Drugeon Amont - Pont Rouge	IBGN-4p, physico-chimie
Station Z	Drugeon Aval - Zillon	IBGN-4p, physico-chimie
Station A	Doubs Amont - Oye-et-Pallet	Elgatox, physico-chimie
Station B	Doubs Amont DO	IBGN-4p, physico-chimie
Station C	Doubs Amont STEP	Elgatox, IBGN-4p, physico-chimie
Station D	Doubs Aval proche STEP	Elgatox, IBGN-4p, physico-chimie
Station E	Doubs Aval STEP	Elgatox
Station F	Doubs Arçon	IBGN-4p, physico-chimie
Station G	Doubs Hauterive	IBGN-4p, pêche électrique, physico-chimie
Station H	Doubs intermédiaire	Physico-chimie
Station I	Doubs Remonot	IBGN-4p, pêche électrique, physico-chimie
Zone 1	Oye-et-Pallet	Relevés pédologiques
Zone 2	Drugeon	Relevés pédologiques
Zone 3	Arçon/Maison-du-bois	Relevés pédologiques
Zone 4	Hauterive/Montbenoit	Relevés pédologiques

Figure 8 Carte des zones d'études

Partie 1 : Etude des peuplements piscicoles

Un écosystème, qu'il soit aquatique ou non, est caractérisé par l'ensemble des interactions existantes entre le compartiment biotique (la biocénose) et abiotique (le biotope) qu'il comporte.

Ainsi, pour étudier la qualité d'un écosystème aquatique, on étudie le peuplement piscicole d'une station donnée afin de le comparer au peuplement théorique que cette station devrait accueillir. Un peuplement piscicole déficitaire renseigne sur d'éventuelles perturbations du milieu qui pourraient être un facteur limitant pour le peuplement piscicole. En effet, les poissons occupent la masse d'eau pour leurs différentes activités (alimentation, reproduction, repos, déplacement). Ils sont ainsi des organismes intégrateurs par excellence, puisqu'ils se situent au bout de la chaîne alimentaire, et apparaissent comme de très bons indicateurs de la perturbation du milieu.

Ainsi, pour étudier le peuplement piscicole, deux pêches électriques ont été réalisées avec la Fédération de pêche du Doubs. Cette technique est utilisée pour caractériser le peuplement piscicole en procédant par enlèvement successif des poissons sans remise à l'eau entre les passages. L'analyse des résultats permet d'établir un diagnostic sur l'état des peuplements. Nous définirons alors la nature probable des facteurs limitants le développement des populations.

1. Matériels et méthodes

1. 1. **Technique et stratégie d'échantillonnage**

Les milieux étudiés correspondent à la catégorie des "wadable waters" et donc prospectables à pied.

La technique de pêche électrique a ainsi pu être utilisée par l'application de la stratégie dite « par épuisement » dite également méthode Delury (DEGIORGI & RAYMOND, 2000). Cette dernière consiste en une prospection exhaustive et répétée des stations étudiées grâce à plusieurs passages successifs sans remise à l'eau. Trois passages sont idéalement réalisés pour chacune des stations, de manière à assurer une estimation la plus fiable possible des densités piscicoles. L'objectif étant l'estimation du stock en place, en sachant qu'il ne pourra jamais être capturé intégralement.

La pêche électrique se déroule d'aval en amont avec un front d'anodes en tête. La largeur moyenne des stations détermine le nombre d'anodes nécessaires (une anode pour 4m de largeur de cours d'eau, 2m étant le rayon d'efficacité électrotactique minimal des anodes en pêche électrique).

Positionnement des stations :

Les stations de pêche électrique ont été implantés selon trois critères principaux :

- être représentative du tronçon homogène sur lequel elle est placée.
- présenter une topo-séquence radier-mouille complète pour représenter l'ensemble des micro-habitats piscicoles
- être entièrement praticable à pied en toute sécurité pour les opérateurs

Dans la mesure du possible, les stations ont été placées de façon à disposer d'un obstacle à l'amont (seuil, radier marqué, rupture de pente sur dalle...) empêchant la fuite d'une partie du peuplement. L'aval était quant à lui barré par la cathode en action de pêche.

Déroulement de la pêche/Biométrie

Sur le terrain, les poissons sont séparés par passages et par espèces, mesurés et pesés individuellement.

Dans le cas de petites espèces en forte abondance, un premier échantillon de 100 poissons est mesuré individu par individu et pesé en un seul lot. L'ensemble des individus de la même espèce n'est ensuite que pesé (biomasse plus précise sur le lot et rapidité d'action pour optimiser la survie).

1. 2. Traitement des données

a) Traitement des données brutes

Les données biométriques sont traitées de manière à obtenir par passage et par espèce, la biomasse et nombre d'individus.

Pour les espèces de petites tailles traitées par lots, le nombre d'individus est calculé à partir de la masse moyenne calculée sur le premier lot.

b) Production des données élaborées

- Estimation de l'effectif

Deux méthodes permettent la réalisation d'une approximation de la densité d'individus à partir des résultats des trois passages :

La méthode dite Delury :

Elle assimile la diminution du taux de capture en fonction du nombre de passage à des régressions log-linéaire.

Cette méthode est applicable pour un taux d'efficacité constant et supérieur à 50% à chaque passage avec une population stationnaire.

La méthode de Carle et Strub ou Maximum de vraisemblance :

Elle est basée sur une démarche mathématique utilisant une approche probabiliste. Cette dernière permet notamment de s'affranchir des problèmes statistiques de constance de l'efficacité de capture entre chaque passage, notamment pour les petites espèces benthiques.

L'efficacité peut varier, voir augmenter, mais l'intervalle de confiance associé à l'estimation sera alors plus large.

- Transformation des densités numériques et pondérales en classe d'abondance

Les effectifs numériques et pondéraux estimés sont ensuite transformés en classes d'abondance (échelle de 1 à 5 pour chaque espèce) selon une abaque (grille CSP DR5, DEGIORGI & RAYMOND, 2000, en Annexe). Parmi la cote d'abondance numérique et la cote d'abondance pondérale est retenue la plus faible des deux valeurs, permettant d'écartier une abondance tirée vers le haut par un ou deux gros individus, ou au contraire par un nombre d'individu élevé lié à la réussite d'une fraie exceptionnelle.

Cette transformation permet notamment de comparer le peuplement observé à un peuplement théorique dont la composition est établie selon la typologie.

- Détermination du Niveau Typologique Théorique de la station

Les classes d'abondances observées sont ensuite comparées à des classes d'abondance théorique nécessitant préalablement le calcul du niveau typologique de la station. Il est possible de situer nos stations sur le continuum fluvial théorique établi par Verneaux (1973) à partir d'une formule prenant en compte six paramètres mésologiques à travers les trois facteurs fondamentaux que sont le facteur thermique, le facteur trophique et le facteur morphodynamique. Le niveau typologique théorique (NTT) s'obtient grâce à la formule :

$$\text{NTT} = 0,45 \times \text{T1} + 0,30 \times \text{T2} + 0,25 \times \text{T3}$$

Avec :

- **$\text{T1} = 0,55 \times \text{Tmax} - 4,34$**

Le facteur thermique T1 prend en compte la moyenne mensuelle des 30 jours consécutifs les plus chauds (°C). Elle est idéalement fournie par un logger de température installé sur la station de pêche en prévision de la saison chaude.

- **$\text{T2} = 1,17 [\text{Ln} (\text{d0} \times \text{D} / 100)] + 1,50$**

Le facteur trophique T2 est fonction de la distance à la source (d0 en km) et de la dureté calco-magnésienne (D en mg/L)

- **$\text{T3} = 1,75 [\text{Ln} (\text{Sm} / (\text{p} \times \text{l2}) \times 100)] + 3,92$**

Le facteur morphodynamique T3 est lié à la section mouillée à l'étiage (Sm en m²), à la pente du lit (p en ‰) et à la largeur du lit mineur (l en m).

Le NTT retenue est compris entre 1 et 9, arrondi au 0.5 le plus proche.

- Définition d'un état de référence

A partir du niveau typologique défini, un peuplement de référence est construit à partir des espèces électives du milieu. Les travaux de Verneaux (1981) ont conduit à la création d'un abaque faisant correspondre le biotype de la station et la composition semi-quantitative du peuplement théorique

Celui-ci présente pour chaque niveau et demi-niveau typologique :

- une liste d'espèce potentiellement présente et affectée d'une classe d'abondance
- un score optimal d'abondance optimal affecté d'une tolérance.

Le peuplement type est construit selon les trois critères suivants :

- 1) *Les espèces recensées au cours de la pêche*
- 2) *La présence historique avérée sur la station*
- 3) *L'affinité de l'espèce pour la typologie retenue*

A chaque espèce est associé son score optimal d'abondance et la somme des scores d'abondance est ensuite comparée au score optimal donné par l'abaque.

2. Résultats

Dans le cadre de l'étude, deux stations de pêche électrique ont été échantillonnées sur l'aval de Pontarlier :

- Une station sous le pont d'Hauterive, à interpréter comme station "aval lointain de Pontarlier"
- Une station au point "Notre Dame de Remonot", à interpréter comme station "aval très Lointain"

La première (largeur moyenne : 11m, largeur maximale 16.40m) a été prospectée à 5 anodes contre 6 pour la seconde (largeur moyenne 17.1m, largeur maximale 23.1m).

2. 1. Niveau Typologique des stations

Thermie :

Les stations n'étant pas équipé d'enregistreur en continu de température, la Fédération de Pêche du Doubs a été consulté au sujet de la thermie du secteur considéré. La température est ainsi estimée à 22°C pour la station d'Hauterive (peu de ripisylve, nombreux secteur soumis à l'effet plan d'eau lié à des seuils ou des barrages) contre 20°C pour la station de Remonot (secteur ombragé dès l'enfoncement dans les gorges du Doubs, quelques affluents réputés froid et possible résurgence au fond du lit du Doubs). [Communication C.ROSSIGNON, FDAAPPMA25]

Données thermiques historiques :

Les données thermiques étant un point clé dans la détermination du NTT, des données thermiques historique ont été recherché afin de mieux cerner le fonctionnement du secteur.

Les travaux de Verneaux de 1970 font l'état d'une température en amont de Pontarlier de 17.8°C contre 22.2°C en 1998. Dans le même intervalle, les températures du Drugeon passe de 18.1 à 22.3°C laissant présager d'une évolution similaire pour les stations de pêche étudiées.

Paramètres morphodynamiques :

Les paramètres Sm et L ont été calculés à partir du levé de la topographie de chacune des stations en fin de pêche.

La pente du lit du cours d'eau a été calculée par exploitation des données IGN en ligne.

Les résultats des NTT calculés et des différents paramètres retenus sont présentés dans le tableau 2 qui suit.

Tableau 2 Caractéristiques des stations Hauterive et Remonot

Station	Tmm (°C)	Sm (m ²)	Pente (‰)	L (m)	Do (km)	D (mg/L)	T1	T2	T3	T	NTT retenu
Hauterive	22	5,50	2,14	10,99	53,4	70	7,76	5,74	5,24	6,52	6,5
Remonot	20	8,55	1,45	17,1	62,3	75,8	6,66	6,01	5,15	6,09	6,0

2. 2. Analyse du peuplement piscicole

Traitement statistiques préliminaires :

L'application de la méthode d'estimation Delury met en évidence une efficacité inférieure à 50% pour les petites espèces. Dans le cas du viron, l'estimation du nombre d'individus total fait apparaitre des efficacités respectives de 48, 44 et 49% aux premier, second et troisième passage sur la station d'Hauterive. Ne satisfaisant pas l'ensemble des conditions de la méthode Delury, la méthode Carle et Strub a été utilisé pour estimer la densité piscicole des deux stations.

- **Station d'Hauterive**

Constitution du peuplement type :

Le peuplement d'un B6.5 doit atteindre un score d'abondance total de 56 (+/- 4).

L'affectation des classes d'abondances des espèces recensées conduit à score d'abondance de 20. Cette liste nécessite donc d'être complétée par des espèces avec de forte probabilité de présence (affinité pour le biotype B6.5 et présence possible sur la station).

Le secteur du Haut-Doubs présente la particularité d'être dépourvu de toute population de chabot, espèces non introduite et qui n'aurait pu recoloniser le secteur après la dernière glaciation. De la même manière, la lamproie de planer et l'apron, possédant des capacités de franchissement égales (*Baudoin et Al, 2014*), seront écartés de la liste des espèces potentiellement présentes.

Recherche de données antérieures :

La base de donnée IMAGE de l'ONEMA compile les résultats de suivi des populations piscicoles sur l'ensemble du territoire Français.

Une station située à Arçon a ainsi été prospectée régulièrement au cours des dernières décennies.

Les données disponibles ne peuvent pas être directement comparées en terme de densités numériques et pondérales puisque réalisées selon des stratégies d'échantillonnage différentes (pêche exhaustive à 2 passage, pêche stratifiée par ambiance, pêche stratifiée par point).

Tableau 3 Présence et absence des taxons selon l'année

	1995	1996	1997	2000	2002	2009	2011	2013
Espèces	Complèt	Complèt	Complèt	StratA	StratA	StratP	StratP	StratP
BRB	x							x
BRO	x	x	x	x	x	x		x
CHE	x	x	x	x	x	x	x	x
GAR	x	x	x		x	x	x	x
GOU	x	x	x	x	x	x	x	x
LOF	x	x	x	x	x	x	x	x
PER	x		x		x	x		x
TAN	x		x			x	x	x
TRF	x	x	x	x	x	x	x	x
VAI	x	x	x	x	x	x	x	x
VAN	x	x						x

La brème bordelière sera écartée car elle se trouve en limite de son aire de répartition potentielle et présente deux années seulement sur l'ensemble de l'historique. Ces données historiques permettent d'ajouter trois espèces potentiellement présentes à la liste d'espèces sur la station d'Hauterive : le brochet, la perche et le gardon.

Tableau 4 : Structure du peuplement piscicole de la station d'Hauterive, détail classe d'abondance retenue/classe d'abondance attendue

	Effectifs capturés	Effectifs estimés (Carle&Strub)	IC 95%	Efficacité	Effectif (ind/1000m ²)	CAN/5	Biomasses (kg/ha)	CAP/5	CA/5	Peuplement type B6,5
CHE	153	155	[152-158]	75%	95,9	3	135,4	4	3	4
GOU	16	26	[9-43]	25%	16,1	1	6,7	2	1	5
LOF	553	601	[578-624]	57%	371,9	2	8,9	2	2	3
TAN	15	16	[13-19]	54%	9,9	3	0,7	1	1	2
TRF	1	1	/		0,6	0,1	0,0	1	0,1	1
VAI	4632	5433	[5308-5558]	47%	3362,0	5	31,9	4	4	1
VAN	9	9	/	90%	5,6	1	3,8	1	1	4
Total	5379	6241			3862,0		187,5		12,1	20/56(++4)

Tableau 5 : Structure du peuplement piscicole de la station de Remonot, détail classe d'abondance retenue/classe d'abondance attendue

	Effectifs capturés	Effectifs estimés (Carle&Strub)	IC 95%	Efficacité	Effectif (ind/1000m ²)	CAN/5	Biomasses (kg/ha)	CAP/5	CA/5	Peuplement type B6
ABL	11	11	/	69%	3,9	0,1	0,5	1	0,1	0,1
BAF	26	26	/	72%	9,3	1	9,7	1	1	3
CAA	1	1	/		0,4		0,1		0,1	
CHE	318	333	[322-344]	64%	119,6	4	103,9	4	4	4
GAR	27	27		77%	9,7	0	5,1	1	0,1	1
GOU	244	259	[247-271]	61%	93,0	2	12,0	3	2	4
LOF	669	796	[745-847]	46%	285,8	2	3,1	1	1	3
TAN	11	18	[5-31]	24%	6,5	3	0,1	1	1	1
TRF	9	9	/	64%	3,2	0	3,1	1	0,1	2
VAI	14723	17551	[17304-17798]	46%	6302,0	5	44,7	5	5	2
VAN	163	166	[162-170]	73%	59,6	3	35,1	3	3	3
Total	16202	19197			6893,0		217,5		17,3	23,1

Sur la station d'Hauterive (tableau 4), le peuplement piscicole est constitué de 7 espèces : le chevesne, le goujon, la loche franche, la tanche, le vairon, la vandoise et sporadiquement la truite fario. La biomasse totale est faible (187.5kg/ha et constituée à 72% par une espèce très peu sensible : le chevesne).

Remarque : L'estimation des densités numériques et pondérales du goujon est peu précise, du fait d'un nombre de capture au second passage supérieur à celle du premier. L'efficacité s'en ressent avec 25%, efficacité spécifique la plus faible de l'échantillonnage.

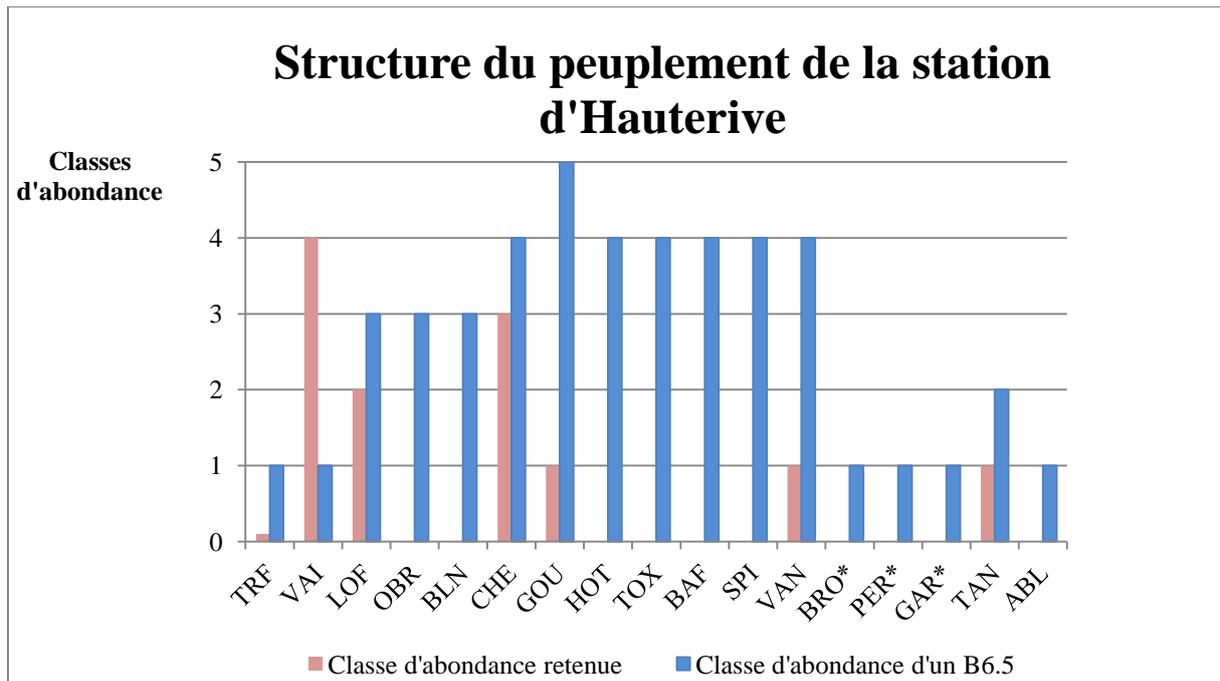


Figure 9 : Structure du peuplement piscicole de la station d'Hauterive, classe d'abondance retenue/classe d'abondance attendue

* Espèces présentes à Arçon dans les chroniques antérieures.

La structure du peuplement de la station d'Hauterive (figure 9) montre un déficit net par rapport aux abondances attendues pour l'essentiel des espèces. La truite, le goujon, la vandoise et la tanche ont des abondances respectives de 1, 4, 3 et 1 aux classes attendues. Le chevesne (72% de la biomasse) qui domine le peuplement reste une classe en dessous de l'abondance attendue tandis que le vairon (86% des effectifs) dépasse de quatre fois l'abondance attendue.

- **Station de Remonot (tableau 5)**

Constitution du peuplement type :

Le peuplement d'un B6 doit atteindre un score d'abondance total de 48 (+/- 3).

L'affectation des classes d'abondance des espèces recensées conduit à un score d'abondance de 23.1. Cette liste nécessite donc d'être complétée par des espèces ayant de forte probabilité de présence.

La station de Montlebon de la base de donnée IMAGE est plus proche géographiquement, mais semble correspondre à une typologie plus basale (apparition de rotengle, gremille, brème bordelière, brème commune, silure glane) donc s'éloignant du biotype B6. La liste faunistique a donc été complétée avec les même espèces que celles de la station d'Hauterive, affectée des classes d'abondance d'un B6

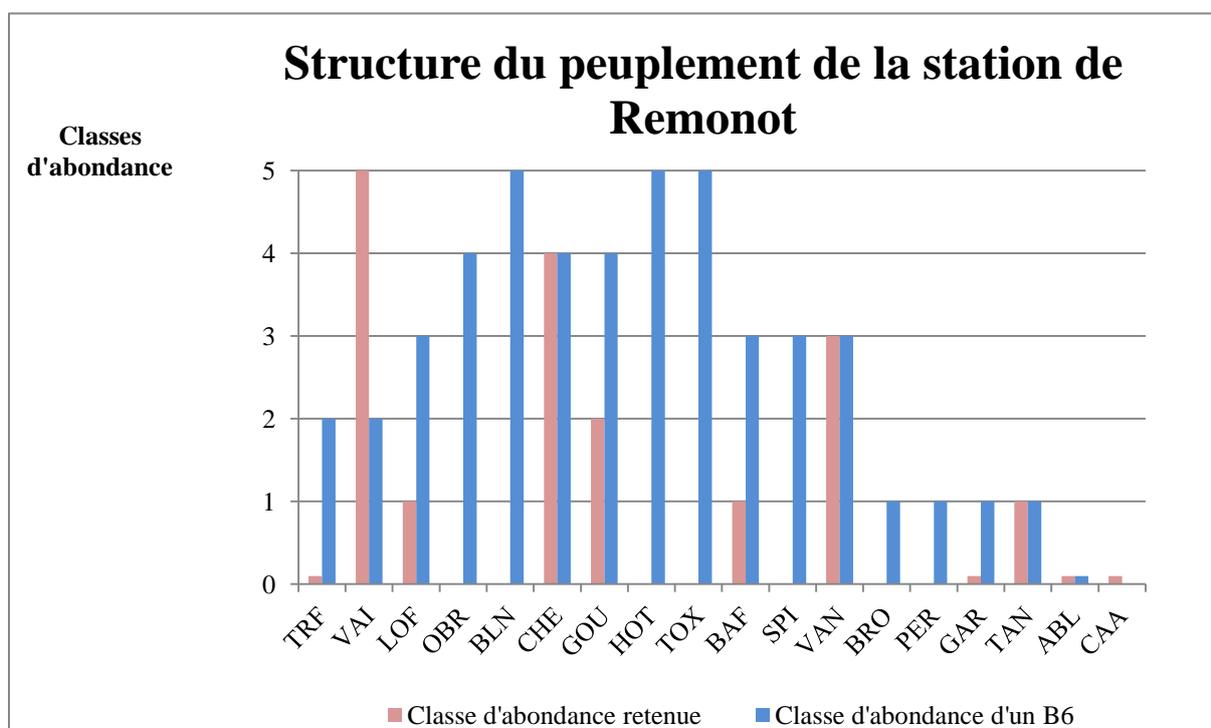


Figure 10 :Structure du peuplement piscicole de la station de Remonot, classe d'abondance retenue/classe d'abondance attendue

Sur la station de Remonot (figure 10), le peuplement piscicole est constitué de 11 espèces : le chevesne, le goujon, la loche franche, la tanche, le vairon, la vandoise et sporadiquement la truite fario. La station de Remonot est marquée par l'apparition de 4 espèces : barbeau fluviatile, ablette, gardon et carassin argenté

La présence d'un individu de *carassius auratus* (CAA) est très certainement liée à une introduction (vifs de pêcheurs) et sera à écarter dans l'interprétation.

La biomasse totale reste faible bien qu'en progression (217.5kg/ha) et est constituée à 48% par une espèce très peu sensible : le chevesne).

Structure de taille

Les structures de tailles ont été étudiées pour les espèces centrales retrouvées en faible abondance afin d'observer quelles classes d'âges sont affectées.

Pour la loche franche, (Figure 16) on constate que, la grande majorité des individus retrouvés mesurent de 40 à 90mm. La plus grande taille mesurée est de 98mm, les individus bien développés et âgés (plus de 9cm) sont rares. Pour la station d'Hauterive, où cette espèce est d'une classe inférieure au peuplement théorique, on remarque qu'il y a très peu d'individus juvéniles (< 40mm).

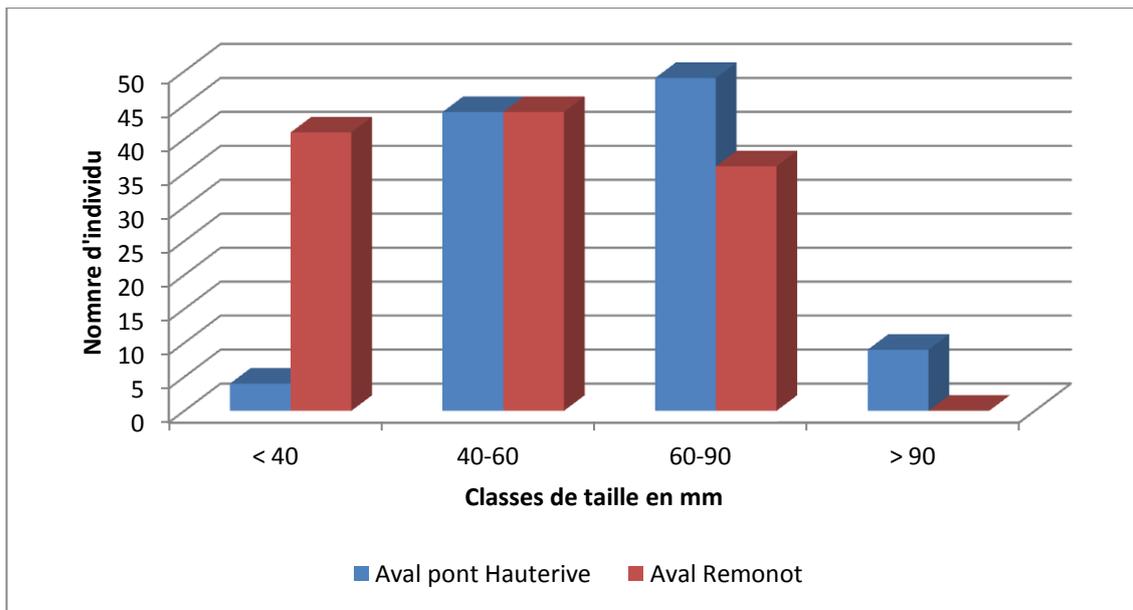


Figure 11 :Structure de taille des loches franches sur les stations d'Hauterive et de Remonot

La structure de taille des vandoises pour la station d'Hauterive (figure 11), a également été étudiée car celle-ci présente une très faible abondance comparée à l'abondance théorique. Même si il y a peu d'individus, il en ressort qu'aucun juvénile n'a été observé.

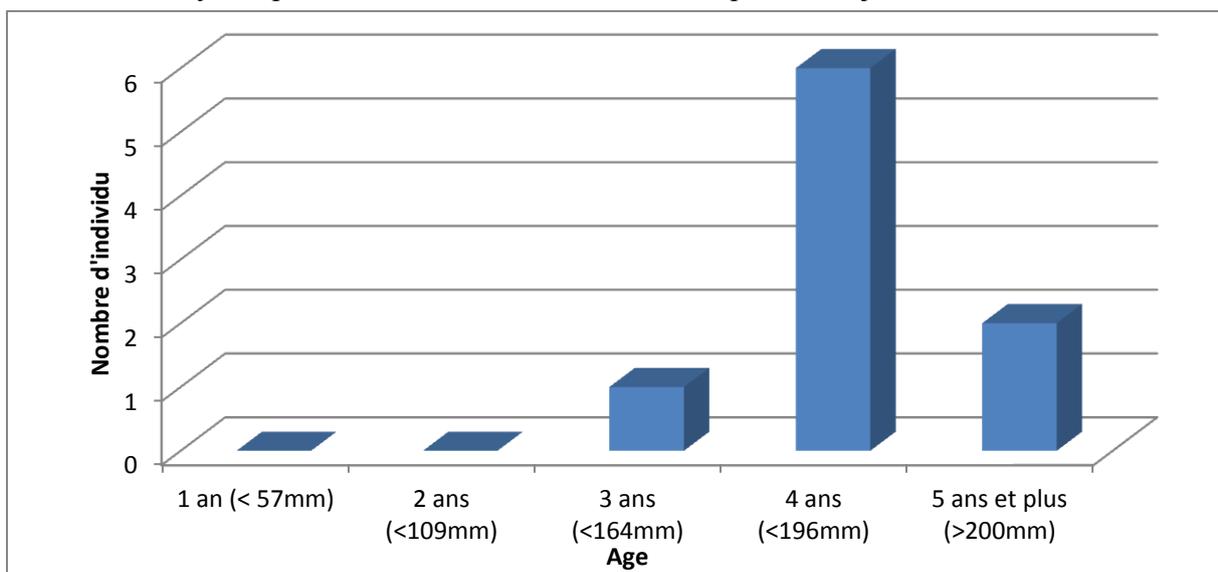


Figure 12 :Structure de taille des vandoises sur la station d'Hauterive

De même, la structure d'âge du barbeaux fluviatile sur la station Remonot a été analysée (figure 13). On observe à nouveau, un déséquilibre, très peu de jeunes de l'année (2 individus pour 49 observés). Cette espèce fraie d'avril à juillet, on peut donc à nouveau se poser la question du problème de développement de cet écostade sur cette station ou d'un problème au niveau des zones de reproductions.

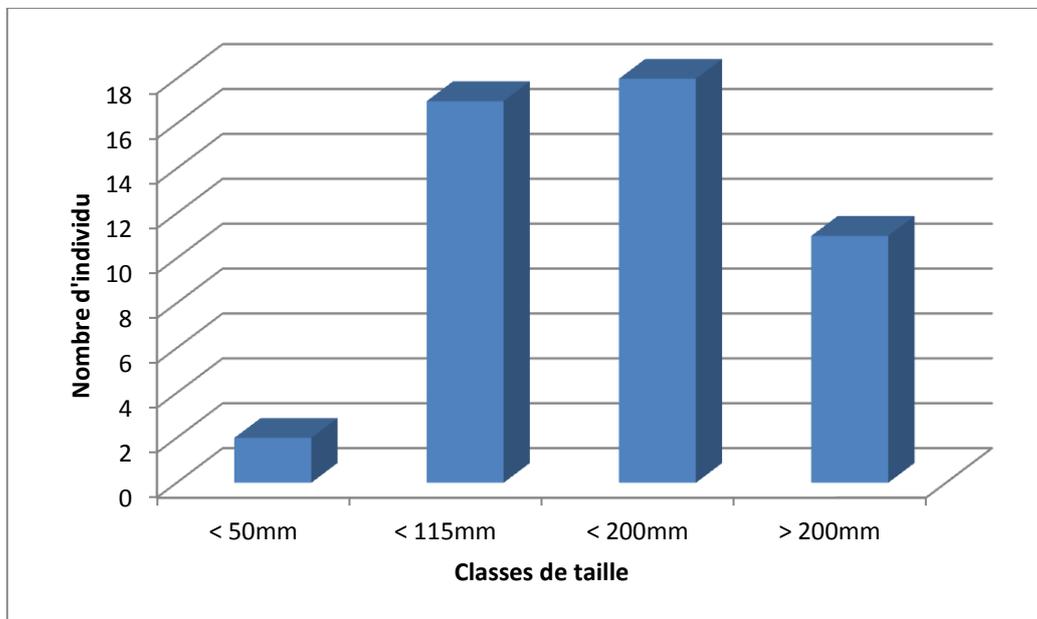


Figure 13: Structure de taille des barbeaux fluviatiles sur la station de Remonot

3. Discussion

Peuplement piscicole de la station d'Hauterive

Le peuplement piscicole de la station d'Hauterive apparait donc bien loin des références avec des espèces sous-représentées, voir absente.

Le groupe des cyprinidés rhéophiles est uniquement représenté par le chevesne et en moindre mesure la vandoise, espèces très sensibles à la qualité de l'eau (Bruslé, 2001). Cette dernière, déjà peu représentée présente un effondrement des cohortes 0+ et 1+, sous-entendant un effondrement probable de l'espèce pour les années à venir.

La loche franche présente une abondance juste un niveau en dessous de la référence, à rapprocher de la probable charge permanente en matière organique de ce secteur en aval de STEP lui profitant en densité numérique (2/5) comme pondérale (2/5). La faible quantité de juvéniles de l'année rappelle néanmoins la difficulté pour les plus petits individus (et les moins mobiles) à survivre dans de telles conditions.

La présence d'une seule truitelle, de surcroît juvénile de l'année (97mm), ne peut démontrer l'existence d'une population viable de truite fario. La truite subit directement l'effet d'une

thermie excessive sur le tronçon. On rappellera qu'une thermie supérieur à 19°C conduit à une prise alimentaire quasi-nulle chez la truite fario (Elliot, 1982).

Malgré la situation de cette station en zone à Ombre, elle ne présente pas d'Ombres. Cela s'explique par le fait que l'Ombre est un poisson se retrouvant dans les courants relativement forts avec des eaux fraîches et riches en oxygène (ce qui est loin d'être le cas de cette station). Cette espèce, qui n'est plus répertorié dans cette partie du cours d'eau, est très sensible aux pollutions, particulièrement aux PCB (Monod et al, 1987) ce qui traduirait de la mauvaise qualité chimique du cours d'eau.

La perte d'une classe d'abondance pour la tanche (par rapport au référentiel) pourrait s'expliquer par la morphologie de la station où seul quelques petits individus trouvent des zones propices à leur développement en extrême bordure comme en dénote l'absence de zone calme pourvue de spermaphytes, habitats privilégiés par les adultes (Bruslé, 2001).

L'abondance du vairon, dépassant de près de quatre fois l'abondance théorique, s'expliquerait par l'occupation d'une niche écologique vacante du fait l'absence des cyprinidés classiquement présent sur ce type de milieu (hotu, barbeau fluviale, toxostome...) renforcé par le caractère pionnier de l'espèce. Son abondance dénote au moins l'absence majeure de perturbation liées à éléments traces métalliques.

Peuplement piscicole de la station de Remonot

Le peuplement piscicole de la station de Remonot fait l'état d'une substantielle amélioration par rapport à la station qui la précède, mais restant loin des références.

Le chevesne atteint sa classe d'abondance théorique tout comme la vandoise. Celle-ci étant sensible à la qualité globale de l'eau, son abondance reflète une amélioration des conditions abiotiques le long du cours d'eau (rafraichissement, dilution des charges polluantes, autoépuration active).

La loche voit son abondance chuter par rapport à la référence et par rapport à la station amont, sous-entendant l'influence directe d'une charge organique amoindrie.

La truite progresse mais son abondance reste très faible alors que le rajeunissement typologique de la station aurait dû lui permettre de doubler son score d'abondance.

L'apparition du barbeau et la progression du goujon, tous deux rhéophiles, pourrait s'expliquer par une hydrologie moins pénalisante pour ces deux espèces sur cette station. L'augmentation de débit liés au puits de Sombrenom (cf contexte générale) ainsi que du réseau karstique en charge sous le fond du lit du Doubs permet un soutien d'étiage significatif. Ce regain de débit ramènerait un peu de fraîcheur et permettrait de conserver des zones "courantes" même à l'étiage. Cette hydrologie favorable couplé à de vraies séquences radier-mouille sur la station de Remonot contraste avec la station de Hauterive où la seule diversité courantométrique est apportée par les affleurements de dalles calcaires. La faible quantité de juvéniles de barbeaux

rappelle les conditions que ces conditions de vie restent néanmoins précaires pour les écostades les plus fragiles.

Ce dernier point soulève une question inhérente aux méthodes poissons qui nécessiterait de comparer les peuplements piscicoles à habitats équivalents. Les interprétations liées à l'apparition ou de la progression de certaines espèces nous conduisent à analyser subjectivement le potentiel biogène des habitats piscicoles. Ce point d'incertitude pourrait en partie être vérifié par la réalisation d'un Indice d'attractivité morphodynamique (IAM).

4. Conclusion

Les pêches électriques réalisées dans le cadre de cette étude corroborent les résultats de 2008, c'est à dire un peuplement ichtyologique mauvais voir précaire. Un indice poisson rivière a été effectué à Arçon par l'ONEMA en 2008, celui-ci est de 34 ce qui correspond à une mauvaise qualité de l'eau. Le peuplement piscicole est déficitaire par rapport au peuplement optimal théorique que devrait présenter ce biocénotype. Cela traduit d'une perturbation du milieu. Il convient donc de faire une étude du macrobenthos confirmant et affinant ce diagnostic, des analyses chimiques pour connaître la nature des polluants, ainsi qu'une caractérisation du bassin versant afin de connaître le risque de transfert potentiel des polluants.

Partie 2 : Analyse de la qualité biologique : Macroenthos

Les peuplements de macro-invertébrés benthiques sont des organismes à fort intérêt pour la bio-indication. Ils sont sensibles aux pollutions chimiques de l'eau (excès en matières organiques, nutriments, micropolluants toxiques etc.) mais également physique (modification morphologique des systèmes, variation de température, oxygène etc.). La réponse de ces organismes à une pollution peut se traduire par une diminution de la richesse taxonomique, un changement dans la nature des taxons présents, la diminution des espèces les plus polluo-sensibles, et inversement par une prolifération de celles qui sont plus polluo-résistantes aux substances toxiques qui leur est spécifique, etc. Ils possèdent de nombreux avantages pour évaluer la qualité des cours d'eaux :

- Ils sont présents dans tous les écosystèmes aquatiques (sédiments et milieu pélagique) durant toute l'année et occupent plusieurs niveaux trophiques.
- Ils présentent une grande variété taxonomique et comprennent de nombreuses espèces polluo-sensibles, indicatrices de la qualité des milieux.
- Leurs populations sont relativement sédentaires (inféodées aux substrats), ce qui limite fortement les phénomènes de contournement des perturbations.
- La majorité des macro-invertébrés ont un cycle de vie annuel plutôt long (1 à 3 ans). Ils peuvent mettre en évidence une pollution ou une perturbation aiguë même après la disparition de la substance. En d'autres termes, ils permettent l'intégration, dans le temps et l'espace, des agents de stress environnementaux et de leurs effets cumulatifs.
- Ils permettent un échantillonnage ainsi qu'une détermination relativement aisée.

Il nous est donc proposé ici de déterminer la qualité biologique du Doubs au niveau de notre station par ces macro-invertébrés. Pour ce faire, une note IBGN sera calculée. De plus, d'autres indices vont être également utilisés comme le Cb2, le coefficient morphodynamique, l'indice de diversité de Shannon-Weaver (H') et d'équitabilité de Pielou (J') ainsi que l'indice de diversité de Simpson. Enfin, une comparaison entre nos données actuelles et antérieures sera réalisée afin de suivre l'évolution temporelle des communautés macrobenthiques. L'étude sera réalisée suivant le protocole de prélèvement IBGN, avec quatre prélèvements supplémentaires.

1. Matériels et méthodes

1. 1. Echantillonnage

La méthode d'échantillonnage n'impose pas réellement de période de prélèvement. Il faut cependant un débit stabilisé depuis au moins dix jours, permettant l'investigation de l'ensemble des habitats sur la station (Agences de l'eau, 2000). La période suggérée est l'étiage estival, où les conditions du milieu sont les plus contraignantes (température élevée, teneur en oxygène dissous plus faible, etc.). Autrement dit, la période durant laquelle une

quelconque pollution du cours d'eau a le plus de chance d'impacter fortement les macro-invertébrés. Cependant la période automnale de basses eaux conjugue également de bonnes conditions de prélèvement (Agence de l'eau, 2000). Ils ont été effectués les 6 et 9 octobre 2015

Concernant le lieu d'échantillonnage, une station décrite par un tronçon homogène représentatif du cours d'eau va être choisie. Ce tronçon doit contenir entre 8 et 12 fois sa largeur. Un cours d'eau est une répétition et une alternance des différents faciès : un radier, une mouille et un plat. Cette distance est choisie afin d'englober ces trois faciès, caractérisant au mieux le cours d'eau par cette station.

Une cartographie morpho-dynamique est ensuite réalisée représentant le plus précisément possible les différents substrats retrouvés le long du tronçon, associés aux classes de vitesses de courant.

Douze prélèvements vont être réalisés qui correspondront à des couples substrat/vitesse différents, toujours dans l'optique de caractériser au mieux l'hétérogénéité du cours d'eau. Pour ce faire, une grille de classement des prélèvements nous indique douze substrats par ordre d'hospitalité décroissante (*bryophytes ; spermaphytes immergés ; éléments organiques grossiers : litière ; chevelus racinaires et supports ligneux ; sédiments minéraux de grande taille (galets, pierres) 2.5 cm à 25 cm ; blocs > 25 cm ; granulats grossiers (graviers) 0.2 cm à 2.5 cm ; spermaphytes émergents (hélophytes) ; sédiments fins avec débris organiques fin, vases < 0.1 mm ; sables et limons < 0.2 cm ; algues et pour finir la dalles*) et 5 classes de vitesses (*> 150 cm/s ; 150 à 75 cm/s ; 75 à 25 cm/s ; 25 à 5 cm/s et < 5 cm/s*) ou devront être effectués les prélèvements.

Les prélèvements se font par ordre d'hospitalité des substrats présents, lié à la classe de vitesse du courant la plus représentative. Si les douze substrats ne sont pas présents, des doublons devront alors être effectués sur les substrats dominants de la station, dans des classes de courant différentes. La carte morpho-dynamique est alors très utile pour définir les zones de prélèvements. Si la station présente très peu de substrat et de classes de courant, obligeant deux prélèvements dans le même couple substrat/vitesse, il faut alors tenir compte d'un troisième paramètre : la hauteur d'eau. Ce dernier paramètre sera mesuré pour chaque échantillon.

Chaque prélèvement se fait à l'aide d'un filet Surber d'une surface de 1/20 m² dont le vide de maille est de 500 µm. Les prélèvements doivent être fait de l'aval vers l'amont afin d'éviter le piétinement et la perturbation du substrat qui pourrait entraîner des biais dans le relevé faunistique. La base du filet Surber est posée, avec l'ouverture face au courant, sur le fond du lit de façon à encadrer l'habitat à échantillonner. Dans le cas d'un substrat meuble, il est prélevé sur 5 cm environ. Dans le cas contraire, la surface échantillonnée est simplement frottée afin que le courant emporte les organismes dans le filet. Il est impératif de vider et de nettoyer le filet entre chaque prélèvement pour éviter de mélanger les échantillons de faune de chaque station. Ils seront conservés dans des bocaux en verre contenant de l'alcool surfin à 95°. Chaque bocal sera préalablement muni d'un double étiquetage présentant le numéro de

l'échantillon, le nom de la station, le nom des opérateurs, la date de prélèvement et toute information qui semble judicieuse. Les numéros des échantillons seront également rapportés sur la fiche de prélèvement (permettant de les lier à leur couple substrat/vitesse) et l'emplacement des prélèvements indiqués sur la carte morpho-dynamique.

1. 2. Tri et identification

La détermination des taxons de macro-invertébrés permet d'établir une liste faunistique pour chaque échantillon et par station. La première phase consiste à trier nos échantillons, c'est-à-dire à séparer les organismes prélevés des éléments minéraux ou des débris récupérés lors de l'échantillonnage. Les différents prélèvements vont être rincés dans un tamis de maille identique à celle du filet Surber (500 µm) afin de récupérer un maximum d'individus. Les macro-invertébrés (comprenant les fourreaux, coquilles etc.) sont alors triés à l'œil et stockés dans douze piluliers (alcool surfin 95° et double étiquetage) propre à chaque prélèvement (il ne faut en aucun cas mélanger les individus de deux prélèvements).

La phase de détermination suit cette phase de tri. Elle consiste à observer à la loupe binoculaire tous les individus de chaque prélèvement et les identifier à l'aide d'une clé dichotomique. Les clés de déterminations utilisées sont de Tachet & al (2000), qui a aidé à la détermination de la plupart des taxons et de Waringer & al (1997), pour la détermination à l'espèce des trichoptères. Pour chaque ordre, la détermination est effectuée jusqu'au genre (plécoptères, éphéméroptères, trichoptères, coléoptères, odonates, crustacés, mollusques, achètes et planaires) ; jusqu'à la famille (mégaloptères et diptères) ou seulement jusqu'à la classe (hydracariens et oligochètes). On différencie également les larves, les nymphes et les adultes car ils peuvent présenter une biologie et une écologie différente.

1. 3. Traitement des résultats

Calcul de la note IBGN

L'indice biologique global normalisé (IBGN) est un indice normalisé (AFNOR NF T 90-350), établi par Verneaux et al. en 1982. Il permet de donner une note (/20) afin d'estimer l'état biologique d'un cours d'eau. Il est basé sur l'analyse des peuplements des macro-invertébrés benthiques et peut être appliqué à toutes les eaux douces courantes dans lesquelles le protocole peut être respecté. Il est important de noter que la note IBGN sera calculé à partir des huit premiers prélèvements.

Le calcul de l'indice se déroule en plusieurs étapes, à l'aide d'une grille à double entrée. Dans un premier temps, une classe de variété taxonomique (nombre total de taxons récoltés de la station étudiée) doit être attribuée. Une note de classe de variété est comprise entre 1 et 14 (en « Abscisse » de la grille). Ensuite, nous disposons d'une liste de taxons qui comporte les taxons indicateurs (en « ordonnée » de la grille) grâce à laquelle nous

déterminons le groupe faunistique indicateur de nos relevés. Seuls les taxons représentés par au moins 3 ou 10 individus (selon le taxon) peuvent être pris en compte. Une note est à nouveau attribuée, allant de 9 à 1 en fonction de la polluo-sensibilité du groupe faunistique indicateur. La note finale est enfin obtenue en lisant la grille à double entrée, ou par le calcul suivant :

$$\text{IBGN} = \text{Note Groupe Indicateur} + \text{Note Classe de variété} - 1$$

La note de l'indice est comprise entre 1 et 20. Le SEQ-bio a mis en place un code couleur associé aux notes de l'IBGN (tableau 6).

Tableau 6 Code couleur et classe associé aux notes de l'IBGN

Note IBGN	20 - 17	16 - 13	12 - 9	8 - 5	4 - 1
Code couleur					
Classe	Très bonne	Bonne	Moyenne	Médiocre	Mauvaise
	Qualité excellente	Pollution modérée	Nette pollution	Pollution importante	Pollution excessive

Calcul de la robustesse

La robustesse de l'indice doit également être calculée, afin d'évaluer la stabilité du système. Elle est obtenue à l'aide du calcul précédent mais en utilisant le second taxon indicateur de nos relevés. Si les deux notes sont proches la note IBGN est robuste et *vice versa*. La robustesse permet d'estimer la résilience et la résistance du cours d'eau face à une éventuelle perturbation.

NB : La note IBGN ne se calcule pas sur l'ensemble des douze placettes, il faut faire attention à bien rapporter les résultats aux 8 placettes IBGN.

Calcul du Cb2

D'autres indices peuvent être calculés à partir de cette méthodologie, notamment le coefficient d'aptitude biogène (Cb2), mis au point par Verneaux et al. en 1982 (Trouilhé, 2006). La note, tout comme l'IBGN, est calculée à partir des huit premiers prélèvements. Le Cb2 a l'avantage d'évaluer la qualité du cours d'eau selon deux indices : Indice de variabilité qui décrit la qualité de l'habitat (Iv) et l'indice nature rapportant plutôt la qualité de l'eau (In). Ces indices dits de « dominance » et de « diversité » permettent en les additionnant de définir le Cb2. La liste faunistique de cet indice est composée de différents taxons auxquels un indice de sensibilité noté « i » est associé. La note du Cb2 est également comprise entre 1 et 20 et se calcule donc de la manière suivante :

$$Cb2 = Iv + In = (0,22 * N) + (1,21 * (\sum imax/k))$$

Avec:

- N : le nombre total de taxons,
- k = n/4, n étant le nombre total de taxons présents dans la liste faunistique ayant au moins 3 individus, k est arrondi à l'entier supérieur,
- imax représente la somme de sensibilité des k taxon indicateur.

Indices de diversité

Indice de biodiversité de Shannon-Weaver

La diversité prend en compte non seulement le nombre d'espèces, mais également la distribution des individus au sein de ces espèces. L'indice de Shannon, sensible aux variations d'importance des espèces les plus rares, est le plus couramment utilisé et est recommandé par différents auteurs (Gray et Al, 1992). Il est donné par la formule suivante :

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

Avec :

- pi = abondance proportionnelle ou pourcentage d'importance de l'espèce : pi = ni/N,
- S = nombre total d'espèces,
- ni = nombre d'individus d'une espèce dans l'échantillon,
- N = nombre total d'individus de toutes les espèces dans l'échantillon.

Cet indice prend en compte le nombre d'espèces et l'abondance des individus au sein de chacune d'elles. Cet indice nous renseignera donc si une communauté est dominée par une seule espèce, ou si toutes les espèces sont co-dominantes. L'indice varie de 0 (soit une espèce qui domine toutes les autres), à ln S (lorsque toutes les espèces ont la même abondance).

L'indice de Shannon est accompagné de l'indice d'équitabilité de Pielou :

$$J' = H'/H'_{\max} \text{ où } H'_{\max} = \ln S$$

L'indice d'équitabilité permet de mesurer la répartition des individus au sein des espèces, indépendamment de la richesse spécifique. Sa valeur varie de 0 (dominance d'une des espèces) à 1 (répartition égale des individus dans les espèces).

Indice de biodiversité de Simpson

L'indice de diversité de Simpson (1965) est inversement proportionnel à la diversité. De ce fait, une formulation a été proposée afin d'établir un indice directement représentatif de l'hétérogénéité en retranchant l'indice de Simpson à sa valeur maximale : 1 (Pielou, 1969 ; Pearson et Rosenberg, 1978). Cet indice est sensible aux variations d'importance des espèces les plus abondantes.

Cette nouvelle formulation constitue l'indice de diversité de Simpson suivant la formule suivante :

$$D = 1 - \frac{\sum \{ni * (ni - 1)\}}{[N * (N - 1)]}$$

Avec :

- ni = nombre d'individus dans l'espèce i
- N = nombre total d'individus.

Cet indice varie donc de 0 (diversité minimum) à 1 (diversité maximum).

Coefficient morphodynamique (m)

Le coefficient morphodynamique (m), permet d'évaluer la capacité d'une station à héberger une faune diversifiée d'après Verneaux (1982). Il donne des informations sur la diversité du milieu ainsi que sur la qualité des couples substrats vitesses de la station. Ca note est également sur 20, et se calcul avec la formule suivante : $m = \sqrt{N} + \sqrt{M} + \sqrt{M'}$

Avec :

- N : Hospitalité globale de la station qui est le nombre de supports prélevés sur la station multiplié par le nombre de classes de vitesses trouvées,
- M : couple substrat vitesse dominant, qui est le produit des codes du tableau d'échantillonnage de l'IBGN de la classe substrat/vitesse dominant sur la station
- M' : couple substrat vitesse le plus élevé, qui est le produit des codes du tableau d'échantillonnage de l'IBGN et de la classe substrat/vitesse le plus élevé de la station (Firmignac et Lascaux, 2008).

Les gammes d'hospitalités proposées par (Verneaux, 1982) sont disponibles dans le tableau 7:

Tableau 7 Gammes d'hospitalités (Verneaux, 1982)

m	20 – 16	15 - 14	13 - 12	11 - 10	9 - 1
Hospitalité	Très bonne	Bonne	Médiocre	Mauvaise	Très mauvaise

2. Résultats

2. 1. Evaluation de la qualité biologique et analyse du peuplement

Densité et richesse taxonomique

L'abondance et la variété taxonomique déterminées entre les différentes stations d'étude sont présentées par la figure 14. Ils comprennent les données des douze échantillons prélevés sur chaque station.

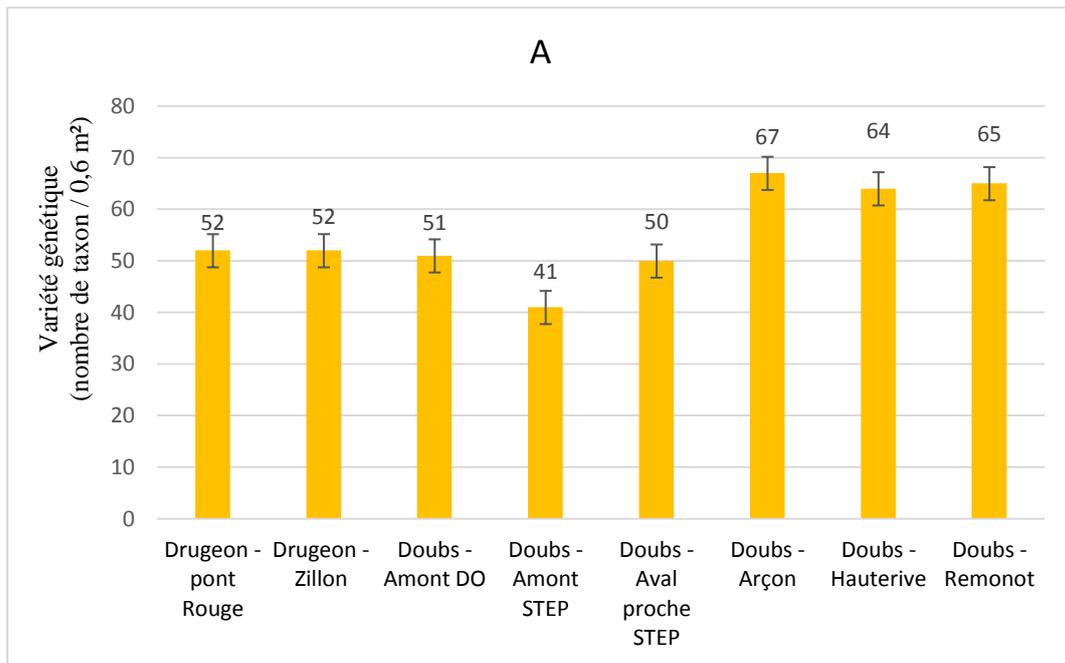
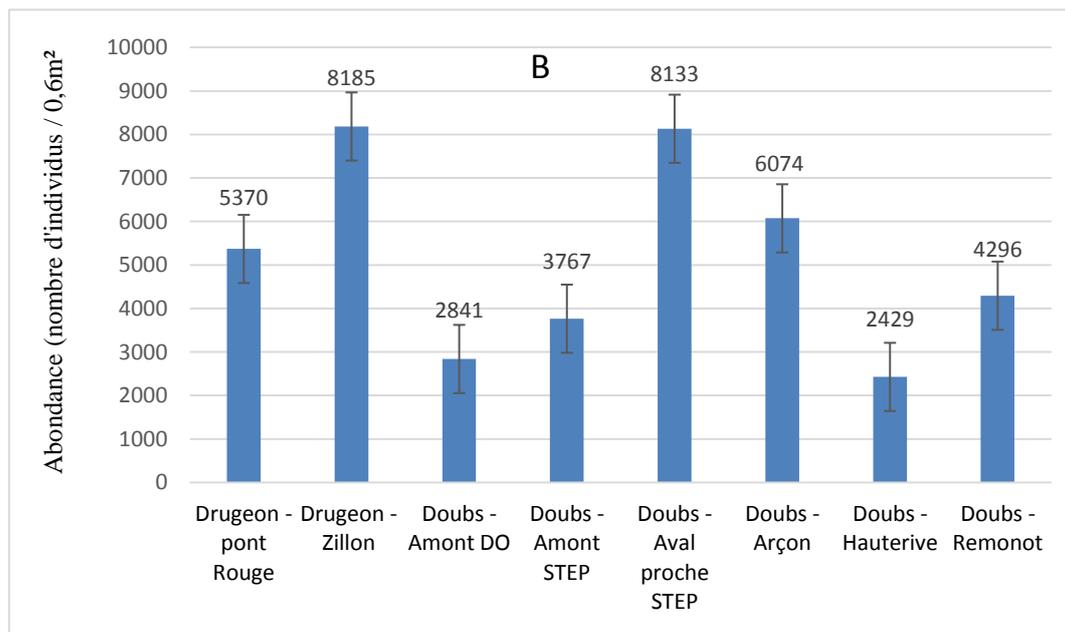


Figure 14 A : Comparaison de la richesse taxonomique de macro-invertébrés (en nombre de taxon / 0.6m²) entre les différentes stations ; **B :** Comparaison de densité de macro-invertébrés (en nombre d'individu / 0.6m²) entre les différentes stations.



On retrouve sur les 8 stations une variété génétique de 41 taxons pour 0,6 m² pour le minimum et de 67 taxons pour 0,6m² pour le maximum. On observe que les stations en amont d'Arçon présentent une variété génétique plus faible que les stations plus en aval (Arçon, Hauterive, Remonot). En effet, les stations en amont d'Arçon ont une variété génétique moyenne de 49 taxons alors que celles en aval d'Arçon présente des variétés génétiques moyennes de 65 taxons.

Pour les abondances sur ces mêmes stations, on n'observe pas de grandes tendances, un grand nombre d'individu n'est pas forcément signe d'une bonne qualité de l'eau. Les deux stations où l'on trouve le plus d'abondance sont Drugeon-Zillon et aval proche STEP.

De plus, la densité est très importante en aval de la STEP, comparativement à la densité observée en amont. Cette sur-densité de la station aval est due à la surabondance en taxons peu polluosensibles et ayant une affinité pour la matière organique. C'est le cas notamment des *Hydropsyche*, des *Chironomidae*, et des *Gammarus* (pour la matière organique), très fortement surabondants dans cette station. Les taxons les plus polluosensibles ont disparu de cette station, au profit de ceux, plus adaptés, qui prolifèrent.

Evaluation de la qualité de l'eau par le test IBGN et Cb2

Tableau 8 Notes IBGN, Robustesse et Cb2 pour l'ensemble stations étudiées

	Drugeon - Pont Rouge	Drugeon - Zillon	Doubs - amont DO	Doubs - amont STEP
Variété taxonomique	32	38	31	27
Groupe indicateur	Leptoceridae (4)	Heptageneiidae (5)	Leuctridae (7)	Hydroptilidae (5)
Note IBGN (/20)	12	15	15	12
Groupe indicateur	Polycentropodidae (4)	Leptoceridae (4)	Hydroptilidae (5)	Leptoceridae (4)
Robustesse (/20)	12	14	13	11
Cb2 (/20)	13	15	14	13
	Doubs - aval proche STEP	Doubs - Arçon	Doubs - Hauterive	Doubs - Remonot
Variété taxonomique	33	42	41	34
Groupe indicateur	Polycentropodidae (4)	Lepidostomatidae (6)	Lepidostomatidae (6)	Nemouridae (6)
Note IBGN (/20)	13	17	17	15
Groupe indicateur	Rhyacophilidae (4)	Sericostomatidae (6)	Hydroptilidae (5)	Hydroptilidae (5)
Robustesse (/20)	13	17	16	14
Cb2 (/20)	14	16,5	16	14,5

Les couleurs du tableau 8 permettent de mieux apprécier les différentes classes de qualité des notes IBGN et de robustesse. Sur l'ensemble des stations, les notes IBGN sont assez fiables avec une robustesse égale ou diminuée d'un point hormis sur la station amont déversoir d'orage qui présente une diminution de 2 points. La note optimale étant de 20/20, les 8 stations présentent bien des perturbations. La station pont Rouge du Drugeon et Amont STEP présente des notes assez faible (12 à 13 / 20). La zone de confluence entre le Doubs et le Drugeon, Amont DO, Aval proche STEP et la station à Remonot présente des notes légèrement plus élevé (entre 13 et 15/20). Il reste enfin les deux dernières stations : Hauterives et Arçon qui présentent des notes assez hautes (entre 16 et 17 /20). Les notes ne montent pas au-dessus de 16 – 17 /20.

Les groupes indicateurs utilisés et la variété taxonomique sont loin d'être optimaux et sont les causes de la diminution de ces notes. On a par exemple la famille des Leptoceridae pour la station Drugeon - Pont Rouge de classe 4 sur 9 avec une variété taxonomique de 32 familles ou encore la famille des Nemouridae pour les stations Doubs - Remonot de classe 6 sur 9 et de variété taxonomique de 34 familles. De manière général le meilleur groupe indicateur sur l'ensemble des 8 stations est la famille des Leuctridae de classe 7. L'indice Cb2 nous permet d'observer qu'il existe des perturbations de la qualité de l'eau et/ou de l'habitat. Ces notes sont proches de la note IBGN est sont donc en adéquation avec celle-ci.

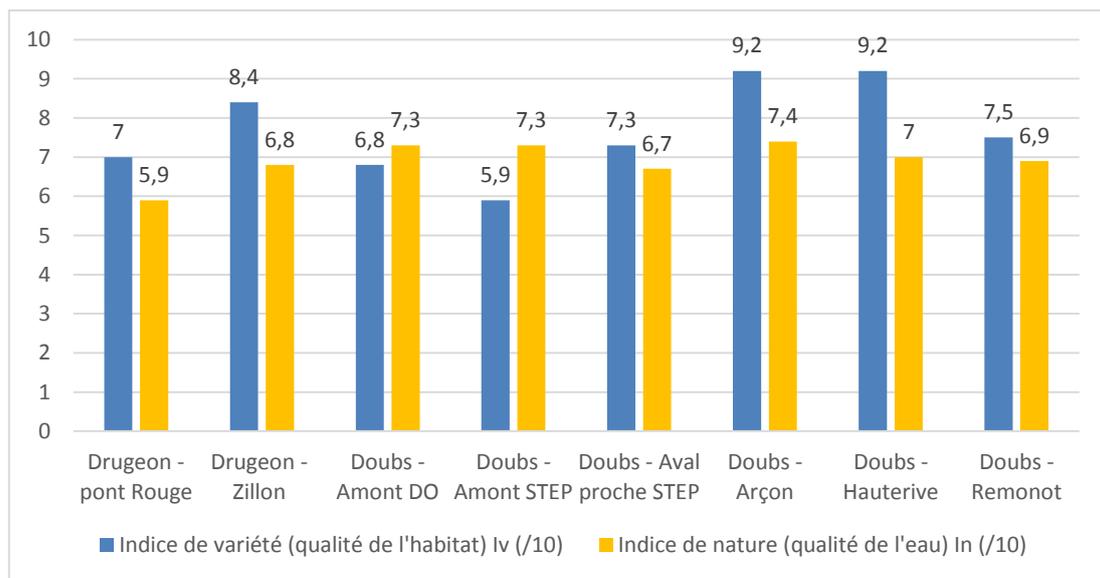


Figure 15 : Notes de l'indice de variété (Iv) et de l'indice de nature (In)

Ce graphique présente les 2 sous-indices de la note Cb2. On observe que les indices de variété et de nature révèlent une perturbation de l'ordre de la qualité chimique de l'eau. Globalement, c'est l'indice de qualité de l'eau qui s'avère limitant et induit une diminution de la variété taxonomique et de la qualité du groupe indicateur.

On remarque pour les deux dernières stations, que les notes IBGN les plus élevées sont également celles qui présentent, d'après la figure 15, une bonne qualité d'habitat.

Pourcentage Ephéméroptères, Trichoptère et Plécoptères : ETP

La figure 16 met en avant les proportions des ETPs qui sont considérés comme les plus sensibles aux pollutions. Leur proportion est relativement faible et sont à mettre en relation avec les bas indice des groupes indicateurs. Les Trichoptères sont majoritaires et représentés par un seul taxon: les Hydropsychidae.

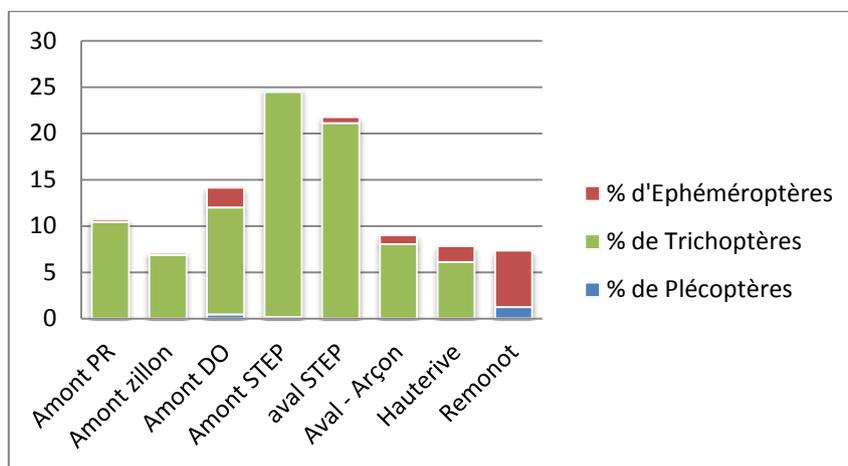


Figure 16 : Pourcentage d'Ephéméroptères, Trichoptères et Plécoptères sur l'ensemble des stations

Évaluation de la diversité taxonomique stationnelle par les indices de Shannon-Weaver et Simpson

L'indice de Shannon et l'indice de Simpson peuvent se calculer à l'aide du logiciel de traitement statistique R et de l'éditeur de script Tinn-R. L'indice de Shannon, ainsi que l'équitabilité de Pielou se calculent avec la fonction `shannon(x)`. L'indice de Simpson lui est calculé avec la fonction `diversity` syntaxe : `diversity(x, index = "simpson")`. Les librairies `pgirmess` et `vegan` (respectivement) sont nécessaires. Le tableau 9, présenté ci-dessous, permet de comparer ces différents indices pour toutes les stations d'étude. L'évolution longitudinale (de gauche à droite et de haut en bas) de la diversité au sein des stations est alors mise en avant. La diversité semble constamment devenir bonne à partir de la station "Doubs - Arçon" située en aval (lointain) de la STEP de Pontarlier. Si l'on prend maintenant les stations "Doubs - Amont STEP" et "Doubs - Aval proche STEP" qui encadrent la STEP, il est à remarquer que la diversité est très fortement dégradée. En effet, d'un peuplement proche de sa diversité maximale en amont de la STEP, il s'en retrouve très éloigné en aval. La première remarque qu'il semble possible de faire est que la STEP a un effet sur la diversité stationnelle. La résilience du milieu semble être assez bonne, puisque dès la station située en aval lointain, la diversité augmente de nouveau (malgré qu'elle soit parfois éloignée de sa valeur maximale). L'équitabilité au sein des différentes stations fluctue énormément d'amont en aval avec une dominance de *Gammaridae* sur le Drugeon et de *Chironomidae* sur la station amont déversoir d'orage. Les peuplements des stations aval proche STEP, Arçon et Remonot sont plus équilibrés avec des indices respectifs de 0,35, 0,6 et 0,5 mais restent à dominance d'*Elmis* pour la station d'Arçon et de *Chironomidae* et de *Gammaridae* pour les deux autres stations. Les stations amont STEP et Hauterive ont des peuplements bien équilibrés avec des notes proches de 1.

Tableau 9 : Récapitulatif des indices de diversité

Stations	Drugeon - Pont Rouge	Drugeon - Zillon	Doubs - Amont DO	Doubs - Amont STEP
Abondance	5370	8185	2841	3767
H'	1,5	1,8	2,3	3,2
H' max	5,7	9,0	8,0	3,7
Équitabilité	0,3	0,2	0,3	0,9
Équitabilité de Piélou	0,3	0,2	0,3	0,9
Diversité de Shannon	1,5	1,8	2,3	3,2
ln(S)	4,0	9,0	8,0	3,7
Diversité de Simpson	0,5	0,4	0,2	0,2

Stations	Doubs - Aval proche STEP	Doubs - Arçon	Doubs - Hauterive	Doubs - Remonot
Abondance	8133	6074	2429	4296
H'	2,0	3,7	3,7	3,2
H' max	5,6	6,0	4,2	6,0
Équitabilité	0,4	0,6	0,9	0,5
Équitabilité de Piélou	0,4	0,6	0,9	0,5
Diversité de Shannon	2,0	3,7	3,7	3,2
ln(S)	3,9	4,2	4,2	4,2
Diversité de Simpson	0,2	0,1	0,2	0,2

Etude du pourcentage de taxons saprobiontes

Comme il peut être vu sur la figure 17, la proportion en ubiquistes saprobiontes (et/ou polluo-résistants) est importante sur l'ensemble du secteur étudié. Il a été posé arbitrairement que des stations abritant des organismes saprobiontes entre 50% et 70% ne présentent pas de perturbation. Cette fourchette est dépassée pour les stations du Drugeon, laissant penser à un léger excès en matière dans ce cours d'eau, notamment en matière organiques. Le taux est également dépassé pour la station de Remonot. Cependant, les deux stations présentent juste avant cette dernière sont en dessous des 50%. Le cours d'eau entre ces stations semble donc présenté également une perturbation légère de la matière organique. Les stations entre Amonts Doubs et Aval proche STEP ont des pourcentages d'individus saprobiontes dans la fourchette donnée. Ces dernières ne semblent pas présentées de disfonctionnements majeurs au niveau de la matière organique. Les individus ayant été jugés comme saprobiontes sont : *Baetis* ; *Caenis* ; *Seratella* ; *Hydropsyche* ; *Chironomidae* ; *Simulidae* ; *Gammarus* ; *Asellus* et les Vers.

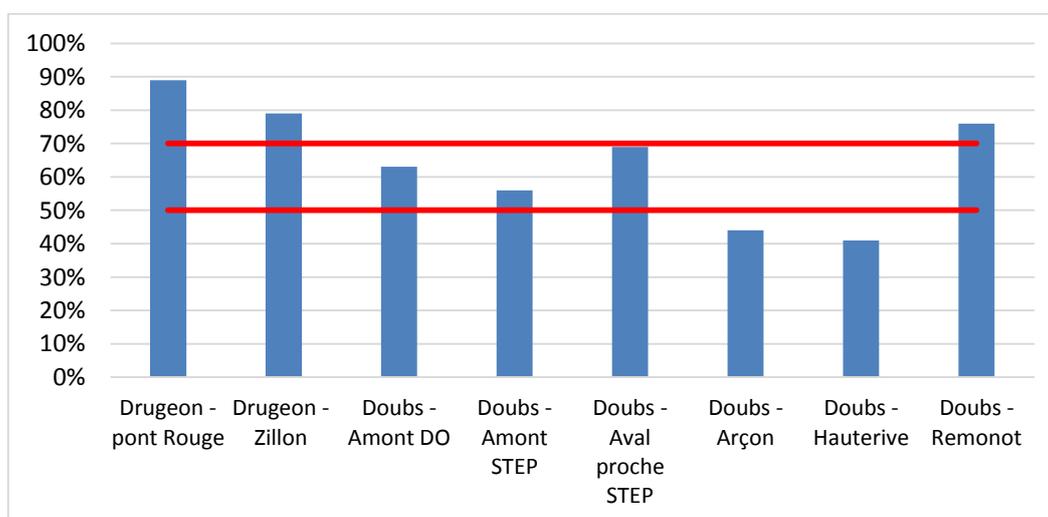


Figure 17 Proportion de taxons saprobiontes des différentes stations IBGN (en % de saprobionte par rapport au nombre total d'individus)

Proportion larves / adultes des Elmidae

La proportion en larve et adultes de Coléoptères, et plus précisément du genre *elmis* ont également été calculé sur l'ensemble des stations. On peut observer sur la figure 18. que le stade larvaire de la famille de ces Elmidés domine largement par rapport au stade adulte pour toutes les stations. La proportion de larve varie entre 94% et 98% pour les stations IBGN.

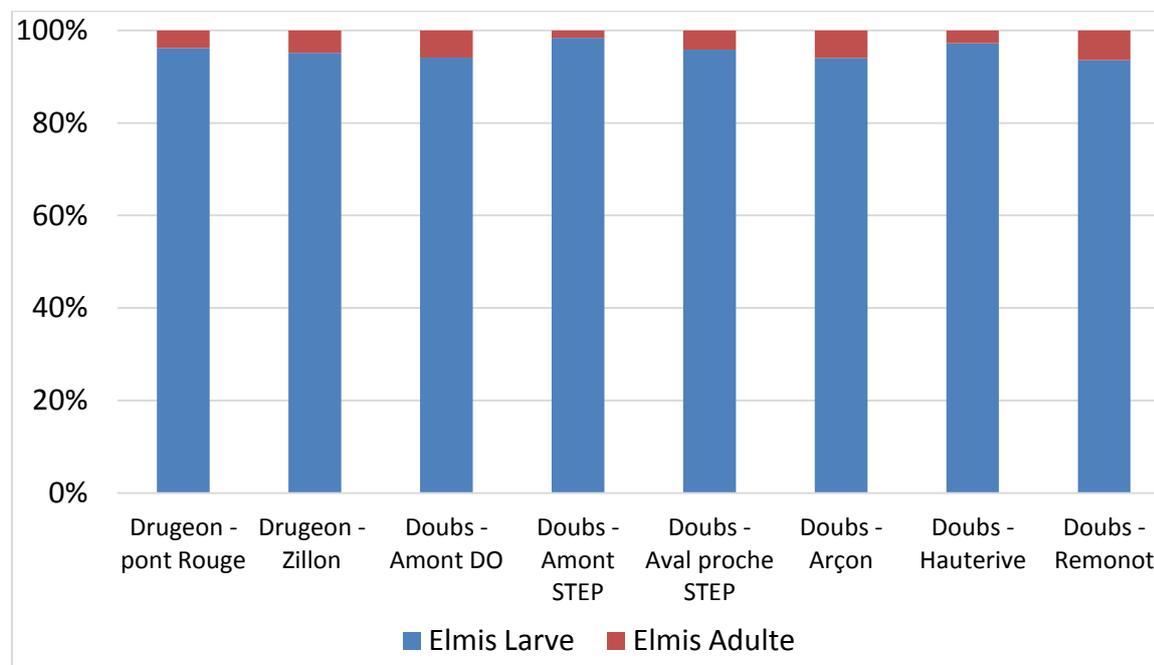


Figure 18 : Proportion d'Elmis aux stades larvaires et adultes des différentes stations IBGN (en % d'Elmis par rapport au nombre total d'individus)

2. 2. Analyse de la mosaïque habitationnelle

La mosaïque habitationnelle a été interprétée à travers le coefficient morphodynamique calculé à partir des codes vitesse et substrat du protocole I.B.G.N. (BRY bryophytes, HEL hélophytes, HYI hydrophytes, GAL galets). Les résultats sont détaillés dans le tableau 10 qui suit. Le coefficient morphodynamique n'a pas pu être calculé sur la station Amont de la STEP en raison de données manquantes.

Tableau 10 Synthèse des paramètres d'hospitalité du milieu calculé par station

Stations	Drugeon		Doubs					
	Pont Rouge	Zillon	Amont DO	Amont STEP	Aval proche STEP	Arçon	Hauterive	Remonot
Coefficient morpho-dynamique (m)	14,5	17	16,5	-	18	17	17,5	17,5
Nombre de substrats	6	8	6	8	8	7	6	10
Nombre de vitesses de courant	3	3	3	4	4	3	4	4
Couple substrat/vitesse dominant	HEL 5-25	GAL 25-75	GAL 25-75	-	GAL 25-75	BRY 5-25	BRY 25/75	GAL 5-25
Couple substrat/vitesse le plus élevé	BRY 25-75	BRY 25-75	BRY 25-75	BRY 25-75	BRY 25-75	BRY 25-75	BRY 25-75	HYI 25-75

Ainsi, on obtient des coefficients morphodynamiques compris entre 16,5/20 et 18/20. Ce qui caractérise l'hospitalité de « très bonne » selon Verneaux (1982). A l'exception faite, de la station Pont Rouge qui se démarque avec une note de 14,4/20 correspondant alors à une hospitalité jugée « bonne ». Sur le Drugeon, on observe une amélioration de la qualité des habitats vers l'aval avec une note de 17/20 pour la station Zillon. Ceci s'explique par une diversification des supports. On passe de 6 substrats différents recensés à 8.

Sur le Doubs, on constate une amélioration de la qualité habitationnelle de l'Amont DO à l'aval de proche de la STEP, station pour laquelle le coefficient morphodynamique est le plus élevé (18/20). La diversification des habitats est caractérisée par un gain d'une classe de vitesse de courant et de deux substrats différents. Par la suite, la note d'hospitalité chute d'un point au niveau d'Arçon. On dénombre un support et une classe de vitesse en moins. Elle augmente quelque peu sur la fin du linéaire. Entre Hauterive et Remonot, la valeur du coefficient est similaire (17,5/20). Cependant, la station ultime gagne en diversité des supports, avec la présence de la totalité des 10 substrats issus du protocole IBGN. Mais ceci est compensé par un couple vitesse/substrat dominant moins attractif.

La figure 19 ci-dessous illustre la proportion de macroinvertébrés selon les différentes classes de courant, pondérée par la surface de représentativité de celles-ci. Selon Malavoi et Souchon (2006), les faciès lentiques sont caractérisés par des vitesses de courant inférieures à 30 cm/s, correspondant aux classes <5 et 5-25 en bleu clair sur le graphe. Tandis que les faciès, dont la vitesse de courant est supérieure à 30 cm/s, sont alors qualifiés de lotiques. Ils correspondent aux classes de vitesse 25-75 et 75-150, en bleu foncé sur les histogrammes. La limite entre ces deux zones est représentée par un trait orange.

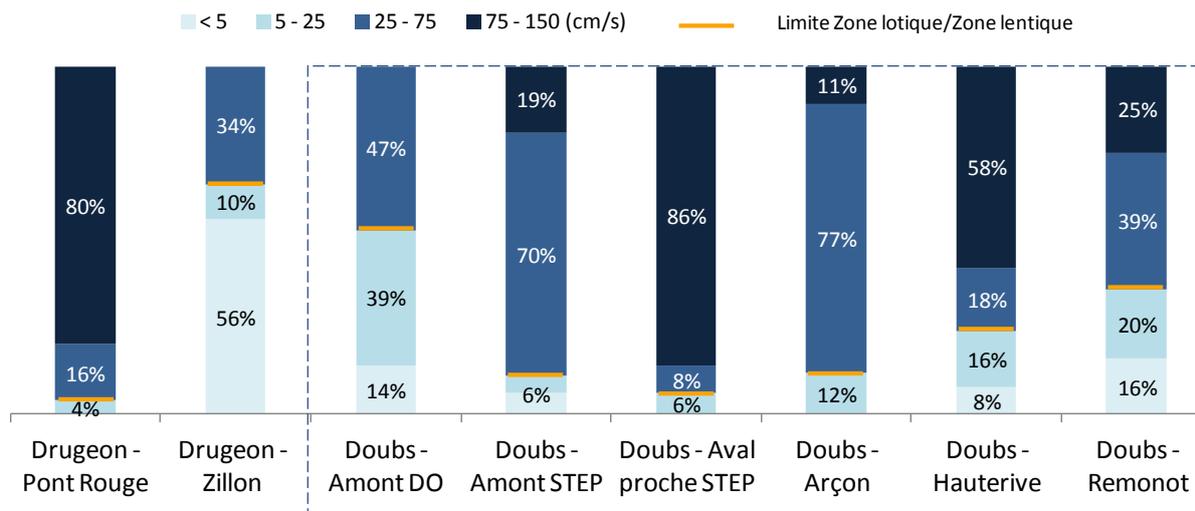


Figure 19 Evolution longitudinale des proportions de macroinvertébrés, en fonction des classes de vitesse de courant sur le Doubs et Drugeon

Ainsi, on observe sur la majorité des stations une dominance de taxons dans les zones de courant, par rapport aux zones calmes. En effet, on recense 96% des taxons présents en zone lotique sur la station Pont Rouge du Drugeon, 89% sur le Doubs à l'aval proche de la STEP, et enfin 88% au niveau d'Arçon. Cependant, ces résultats sont à nuancer par la présence de 3 classes de vitesse et l'absence de vitesse de courant < 5 cm/s.

Sur les stations où les 4 classes de vitesses sont inventoriées, les taxons sont tout de même majoritairement présents dans les zones de courant. Pour la station en Amont de la STEP, ils le sont en très forte abondance avec 89%. Plus en aval, leur proportion diminue avec 76% à Hauterive et 69% à Remonot.

A l'inverse, sur la station Drugeon Zillon, les zones lenticques regroupent plus de macroinvertébrés avec 66%. Pour la station Doubs Amont DO, la présence des taxons dans les différentes zones est alors plus équilibrée avec 53% en eaux calmes et 47% en eaux plus turbulentes. Il est également à noter l'absence de la classe de vitesse 75-150 cm/s.

3. Discussion

Évolution historique des peuplements macrobenthiques sur les différentes stations

Par rapport aux données antérieures récoltées (figure 20) via le Système d'Information sur l'Eau du bassin Rhône-Méditerranée (SIERM), on constate des notes I.B.G.N. de 9/20 à 13/20 à Arçon pour les années 1990 à 2000. Une amélioration est observée à partir de 2000 jusqu'en 2003, variant de 11/20 à 16/20. Ceci concorde avec l'installation de la STEP située sur le Drugeon en fin d'année 2000. Après 2003, la qualité semble se dégrader légèrement à nouveau jusqu'en 2006. De 2007 à 2014 la qualité du Doubs à ce niveau était « très bonne » selon les données récoltées via le Système d'Information sur l'Eau du bassin Rhône-Méditerranée (SIERM). La figure ci-dessous retrace l'évolution temporelle de la note IBGN à Arçon (note de 17 dans notre étude de 2015).

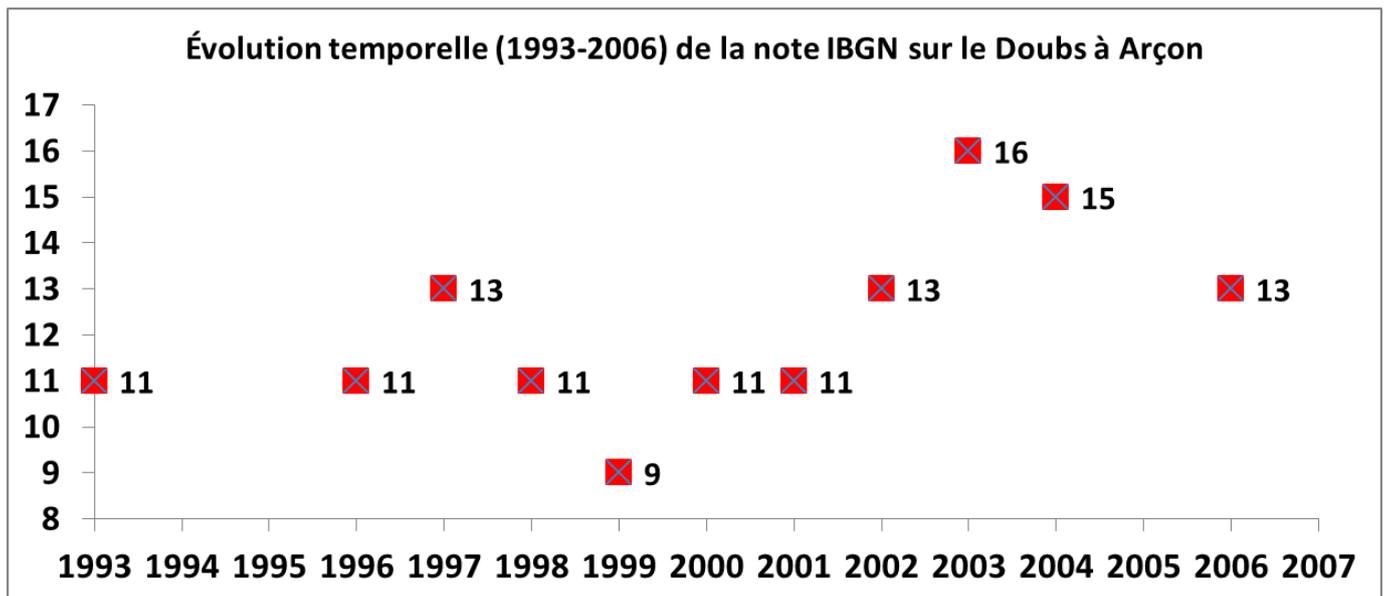


Figure 20 Evolution longitudinale des proportions de macroinvertébrés, en fonction des classes de vitesse de courant sur le Doubs et Drugeon

Entre 1973 et 2015, 3 stations (Amont Zillon, Arçon, Remonot) peuvent être comparées aux peuplements théoriques de Verneaux (Verneaux, 1973). En ce qui concerne la station dans le Drugeon (Amont zillon), en 1973, Verneaux l'avait classé à un niveau B6. Cette station devait donc contenir 5 familles de Plécoptères, 12 familles de Trichoptères, et 4 familles d'Ephéméroptères. Or, nous n'avons observé qu'une seule famille de Plécoptères (*Leuctridae*), 8 familles de Trichoptères et 3 familles d'Ephéméroptères. Il en est de même pour les stations d'Arçon (B4 d'après Verneaux, 1973) et de Remonot (B5 d'après Verneaux, 1973). Ces 3 ordres sont retrouvés en sous-effectifs par rapport aux peuplements retrouvés par Verneaux en 1973. On remarque que pour les Ephéméroptères, les taxons les plus polluo-sensibles (*Heptageneidae*, *Ephemeridae*, *Leptophlebiidae*) ont disparus sur les 3 stations analysées. Les taxons retrouvés dans cette étude sont les moins sensibles des éphéméroptères comme la famille des *Baetidae*, qu'on retrouve en plus forte abondance. Cette espèce est saprophile et ubiquiste, elle peut donc se retrouver en bonne abondance même en cas d'une pollution organique notable. De même, on observe que les Trichoptères les plus sensibles ont disparu de ces stations, à savoir *Beraeidae*, *Thremmatidae*, *Brachycentridae*, *Goeridae* et *Philopotamidae* (d'après le protocole du Cb2). Il s'agit de taxons polluo-sensibles dont l'absence démontre une dégradation du milieu (Faessel, 1985). A l'inverse les familles les moins polluo-sensibles et plus les saprobiontes comme la famille *Hydropsychidae* sont retrouvés en abondances. Le genre *Cheumatopsyche lepida* est un trichoptère très tolérant à la pollution. C'est un genre de Trichoptère sans fourreaux, qui sont plus résistant au colmatage par les microparticules (Lapchin et Neveu, 1979).

En comparant les peuplements entre 1973 et 2014 sur ces trois stations, on a observé l'absence des taxons les plus polluo-sensibles. Les phénomènes de prolifération d'espèces élective d'une pollution dans un système aquatique (comme l'exemple des *Hydropsychidae* sur notre station) et disparition du peuplement initiale, qu'on a pu comparer avec les niveaux biocénotyqyes théoriques de Verneaux, témoigne l'existence d'une pollution dans un système aquatique (Verneaux, 1973). Ainsi, depuis 1973, on constate la disparition des plécoptères mis à part un *Leuctra* à amont zillon et de la plupart des familles de trichoptères et

d'éphéméroptères les plus polluo-sensibles. Les trichoptères les plus polluo-sensibles qui ont été observé comme par exemple sur la station d'Arçon (*Lepidostomatidae*) est faible mais suffit à obtenir des notes IBGN plus élevées (17/20 Arçon).

Etude de la qualité du milieu

On a vu précédemment une disparité entre les populations de macro-invertébrés entre 1973 à nos jours. L'analyse des différents indices calculés permet alors de compléter ces premières constatations et guider l'interprétation des listes faunistiques.

Concernant l'évolution longitudinale de la qualité biologique, on observe que les résultats sont variables le long de la zone d'étude. Selon la norme DCE, les notes I.B.G.N. ont mis en évidence une eau de « moyenne » à « très bonne » qualité. Cependant, ces scores se révèlent plutôt faibles, voire très faibles. Ce cours d'eau n'est donc pas au maximum de son potentiel. En effet, ce secteur du Doubs correspond aux niveaux typologiques B4 (Arçon) et B5 (Remonot) ou rithron à l'époque des travaux de J. Verneaux (1973). Le calcul des NTT mettent en évidence un hypo-rithron B6,5 et B6. Dans l'ensemble, il s'agit théoriquement de la zone à Truite inférieure, rivière fraîche pour laquelle la note I.B.G.N. doit atteindre les 20/20. Ainsi, la qualité biologique du secteur d'étude se révèle mauvaise à assez bonne.

Les valeurs d'I.B.G.N. les plus élevées se trouvent dans les stations les plus éloignées de Pontarlier, alors qu'elles sont les plus faibles au niveau de la STEP et du Drugeon Amont (12/20).

La STEP semble également avoir un effet sur le %ETP, et ce, de manière plus persistante longitudinalement (figure 21). Ce constat est à relativiser lorsqu'on sait que ce pourcentage est en bonne partie dû à la surabondance en *Hydropsychidae*, et à la dominance de *Baetis* dans la station amont STEP. Néanmoins la tendance est à la baisse constante de ce %ETP dans les stations en aval de la STEP. La STEP a donc possiblement un effet négatif sur les taxons les plus polluo-sensibles. Tout ceci étant à relativiser au vue de la faible proportion de ces ETP globalement.

Sur le Drugeon, la présence de la zone industrielle et la rectification du cours d'eau peuvent probablement expliquer cette faible valeur obtenue sur la station amont pont rouge, Toutefois, la station amont zillon situé à l'aval de l'Amont pont rouge montre la remontée de la note IBGN. Celle-ci peut être en partie imputée au fait de retrouver un milieu plus « naturel » avec des méandres et donc probablement une meilleur qualité d'habitat.

La faible valeur IBGN. La station en aval de la STEP montre une note de 13. Ce qui n'est pas surprenant. En effet, la rectification du Doubs à cet endroit couplé aux rejets de la station d'épuration laissait penser une note moyenne.

On constate que la note la plus forte est de 17 pour les stations à Arçon et Hauterive. Cependant, on constate de nouveau une diminution pour la dernière station en aval lointain impliquant probablement de nouvelles perturbations pour le Doubs.

On peut désormais comparer les notes obtenues pour le CB₂ avec celle d'IBGN. On peut voir que celles-ci sont relativement proches. Toutefois, on peut distinguer deux groupes

de station. Les stations amont pont rouge, amont STEP et aval STEP qui ont leur CB₂ supérieur à la note IBGN. Cela montre que le milieu est relativement perturbé. A l'inverse, sur les stations restantes l'IBGN est supérieur au CB₂, mais ces résultats ne permettent pas d'affirmer que les perturbations sont moindres.

La qualité biologique des cours d'eau peut être appréhendée à travers la qualité physico-chimique et habitationnelle. La variété faunistique, représentée par la classe de variété (I.B.G.N.) et l'indice de variété faunistique Iv (Cb2), montrent habituellement une bonne corrélation avec la nature des habitats. Tandis que le groupe indicateur (I.B.G.N.) et l'indice de la faune In (Cb2) sont deux paramètres bien corrélés avec la qualité physico-chimique de l'eau (Agence de l'eau, 2000).

D'un point de vue global, les indices de variété sont pour la quasi-totalité des stations plus élevés que l'indice nature. En effet, les Iv vont de 6,8 à 9,2 / 10 pour 5,9 à 7,4 / 10 pour les In. Ces résultats tendent à dire, du fait des indices de variétés assez haut, que la qualité des habitats est de bonne qualité. A l'inverse, ces résultats mettent en évidence une qualité de l'eau moins satisfaisante. Seule la station Amont – DO présente des résultats inverses avec In > Iv. Sur cette station, le cours d'eau présentait une grande partie rectifiés et bétonné au niveau des berges. Il y avait donc une simplification des milieux entraînant une diminution des habitats disponible pour la faune aquatique.

L'interprétation de l'indice de variété peut être appuyée par le coefficient morphodynamique qui permet également d'apprécier la capacité d'une station à héberger une faune diversifiée d'après (Bouchareychas, 1995). Les résultats du coefficient morphodynamique tendent à appuyer ces observations. En effet, les notes allant de 16,5 à 18 / 20, présentes pour la quasi-totalité des stations ayant une très bonne capacité d'hébergement de la faune. Résultats qui concordent avec des Iv relativement important. Seule la station Pont Rouge du Drugeon diffère avec ces observations. La note du coefficient morphodynamique est de 14,5, soit une qualité habitationnelle beaucoup plus faible alors que l'Iv est plutôt élevé (7/10). Le fait que la note du coefficient soit plus faible peut être dû à un couple substrat vitesse plutôt moyen. En effet, l'habitabilité est de 4 avec comme substrat dominant les Hélophyte et la classe de vitesse dominante de 25 à 5 cm/s. Une note de 14,5 restes cependant jugé comme étant plutôt « Bonne » par le SEQ-bio.

A travers nos résultats, il est possible de discuter d'une éventuelle perturbation en matière organique et en oxygène dissous du milieu. Oligochètes, Gammaridés, Diptères (Chironomidés, Simulidés, Limoniidés) sont des groupes qui se développent particulièrement en présence d'apports organiques naturels ou artificiels (Verneaux 1973, Barbour et al. 1999). Ces collecteurs filtreurs et mangeurs de sédiments récupèrent la matière organique contenue dans l'eau et les alluvions. Ces espèces sont ainsi plus adaptées à la consommation de matière organique, c'est pourquoi on les qualifie de saprobiontes. Quelques indicateurs tendent à évoquer un hypothétique syndrome de pollution organique, à savoir la surabondance des taxons saprobiontes. Et notamment la très forte abondance de taxons retrouvés en zone lotique, évoquant un possible déficit en oxygène. Tandis que sur la

station aval avant la confluence, cette tendance s'inverse. Ceci évoque le phénomène naturel d'autoépuration des cours d'eau.

Les stations à l'Amont de la confluence du Drugeon avec le Doubs ne semblent pas présenter pas de perturbations particulières au niveau de la matière organique. Même au niveau de l'aval proche de la STEP, le pourcentage en saprobionte reste « normal ». Cependant, le Drugeon tend à ne pas être une source importante de matière organique pour le Doubs. En effet, les stations situées après la confluence (Arçon et Hauterive) ne présente pas d'excès en organismes saprobiontes mais plutôt une sous-abondance de ces taxons. Cependant, la faible abondance des *Gammaridae* est révélatrice d'une autre perturbation. Les gammares sont donc généralement considérés comme tolérants aux pollutions « classiques » mais s'avèrent très sensibles aux perturbations toxiques (Adam, 2011). La station d'Arçon, en bordure de route, pourrait être affectée par des contaminants de type HAP (Hydrocarbure Aromatique Polycycliques) entraînés par les eaux de pluie en ruisselant vers le cours d'eau. Ils proviennent de combustions incomplètes issues des échappements des moteurs thermiques diesel et essence, des combustions de charbon, fioul, bois, et gaz (modes de chauffage résidentiels).

Tandis que la station à Remonot présente un pourcentage de saprobiontes supérieur à 70%. Cela nous permet donc de conclure sur le fait qu'il n'y a pas de perturbations liées à la matière organique dans le Doubs entre nos stations d'études.

Nous pouvons également parler du ratio larve / adultes des *Elmis* retrouvé sur toutes les stations. Du fait d'une affinité au milieu qui peut différer suivant le genre d'Elmidé, une comparaison du ratio totale ne serait pas pertinente. Nous avons donc décidé d'étudier *Elmis*, qui est largement dominant dans nos stations d'études. Cependant, les résultats sur les différents genres d'Elmidés suivent tous la même tendance. Chez les *Elmidae*, seul le stade nymphal est terrestre, les larves et les adultes sont des marcheurs aquatiques. Les Elmidés sont omnivores, phytophages et détritivores. Les larves utilisent des branchies trachéennes annales pour utiliser l'oxygène dissous. Les adultes quant à eux, peuvent utiliser l'O₂ gazeux atmosphérique en utilisant l'O₂ des végétaux grâce à leurs pièces buccales. On peut supposer, en vue de forte proportion de larves et l'absence de données sur la teneur en O₂ dissous que celle-ci est en quantité convenable. Il est important de rappeler que cette affirmation n'est qu'une hypothèse, seules les analyses chimiques sur les eaux pourront nous permettre de donner un avis objectif.

De plus, dans de bonnes conditions, les stades jeunes dominant de Juin à Novembre. En effet, cette période, correspondant à la période de ponte, suivit d'un développement embryonnaire, qui dure une quinzaine de jours (Beier, 1948). Les stades âgés sont, au contraire, plus nombreux au printemps. Nos résultats concordent avec ces observations appuyant l'hypothèse que le stade larvaire ne subit aucune perturbation.

La faible présence de végétaux sur les stations peut enfin expliquer cette proportion en adultes, qui est relativement faible. En effet, en plus du fait que la période de prélèvement ne correspond pas au moment où les larves sont majoritaires, ils préfèrent les substrats de types bryophytes par exemple (Tachet et al, 2010). Même s'ils sont peu exigeants en termes de qualité physico-chimique de l'eau, ils sont par ailleurs sténotopes, c'est à dire exigeant vis à vis du substrat et du courant (Tachet et al, 2010).

Limites de la méthode

Pour commencer, il est important de rappeler que les indices IBGN et Cb2 se calculent uniquement à partir des familles des taxons regroupés et non d'après les différents genres. Au sein d'une même famille, les différents genres, voir même les différentes espèces peuvent présenter des exigences écologiques complètement différentes (Tachet, 2010). S'arrêter à la famille conduit nécessairement à une perte d'information. Il faut interpréter ces indices avec précaution sur la qualité du milieu.

Nous pouvons également ajouter que le protocole IBGN utilisé est à 8 placettes avec 4 placettes supplémentaires. Nous pensons qu'un protocole Mag20 permettrait une précision plus fine dans l'interprétation de nos résultats du fait qu'il se base sur 20 placettes. Seulement, ce protocole est plus lourd et plus couteux à mettre en place.

De plus, le protocole de prélèvement a été réalisé fin septembre, en fin de période estivale et après une période de cru. Il est préférable de réaliser ce type d'échantillonnage en période plutôt d'été estival sévère soit en juillet-août et ce, une dizaine de jours après précipitation pour éviter les apports ou pertes de la faune macrobenthique par dérives (le temps que la faune macrobenthique se remette en place). De même qu'il est important de rappeler que la faune macrobenthique peut présenter une variabilité d'un point de vue temporel (saisonnier etc.) au cours d'un cycle annuel. La proportion entre les larves et les adultes d'*elmis* est un exemple. En effet, d'après l'expérience des utilisateurs de la méthode, il est nécessaire échantillonner un minimum de deux périodes par an (Agence de l'eau, 2000). Certains auteurs (*Verdonschot* 2000, *Blachuta* 2014) ont mis en évidence que l'échantillonnage de printemps était plus révélateur que celui de l'automne.

Nous pouvons également préciser que cet indice IBGN se base sur la décote de la note par rapport à une référence qui est la note de 20. Il est important de constater qu'une note est uniquement à titre indicatif. En exemple, une note de 18 sur 20 semble indiquer une eau de très bonne qualité, mais reste d'une certaine manière insuffisante par rapport à la note de référence. Ce 18/20 indique tout de même une disparition des taxons les plus bio-indicateurs. De plus, certaines zones d'un cours d'eau comme la source ne peuvent pas atteindre (ou rarement) la note maximale de 20, même si la qualité est excellente (vitesse élevées, habitats simplifiés etc.). L'IBGN ne convient pas à une étude d'impact car c'est du quantitatif, mais il permet une bonne approche biologique.

Enfin, le fait que cette étude ait été réalisée par un grand nombre de personnes peut causer un ou plusieurs biais dans l'obtention de nos résultats sur les différentes stations. Pour pouvoir comparer des stations de manière la plus objective possible, il est préférable que ce soit le ou les même(s) opérateur(s) qui se charge(nt) de l'étude. Nous pensons, du moins, que la mise en place du protocole et de l'échantillonnage peuvent être très variables entre deux opérateurs. Le tri et la détermination nous semble moins déterminants.

4. Conclusion

Les peuplements de macro-invertébrés sur l'ensemble des stations échantillonnées aux alentours de l'agglomération de Pontarlier présentent un glissement important des communautés vers une dominance des espèces saprobiontes et une disparition des espèces polluo-sensibles de référence. En effet, il était retrouvé il y a une quarantaine d'années des taxons relativement sensible aux perturbations des cours d'eau. Beaucoup de ses taxons ont aujourd'hui disparus. Cela se décrit par des note IGBN et Cb2 loin de la valeur de référence 20/20, qui était retrouvé quasiment à chaque fois sur ce type de biotope. L'ensemble des résultats tendent à incriminer de préférence la qualité de l'eau comme principal responsable de la modification des peuplements macrobenthiques. Pour un appui approfondit de ces hypothèses et pour trouver les causes d'éventuelles perturbations, il va falloir réaliser des analyses chimiques des eaux.

Partie 3 : Evaluation de l'impact d'une STEP : ELGATOX

Plusieurs méthodes sont utilisées dans le but de mesurer l'état écologique d'un cours d'eau (Reyjol et al, 2011). Elles peuvent être basées sur différents bioindicateurs (ichtyofaune, macrobenthos, diatomées...), sélectionnés en fonction de l'étude souhaitée. Cependant, les macroinvertébrés benthiques d'eau douce sont utilisés comme bioindicateurs de la qualité des cours d'eau depuis le début du XXe siècle. On rappelle qu'un organisme est considéré comme bio-indicateur, s'il est ubiquiste, abondant, sédentaire, facilement échantillonnable, et facile à élever en laboratoire. En outre, leur cycle de vie étant exclusivement aquatique, les individus ne peuvent échapper à un flux même transitoire de contaminants dans leur milieu, facilitant ainsi un suivi biologique de l'impact à travers l'année. Ils sont devenus le maillon biologique le plus couramment utilisé au niveau international et européen pour l'évaluation de l'état écologique des milieux aquatiques (onema.fr). En effet, la présence ou l'absence de taxons considérés comme polluo-sensibles peuvent mettre en évidence une perturbation du milieu aquatique (Clerc et al, 2011). Ladewig mis en place les prémisses du principe de l'Elgatox (Ladewig et al, 2006). Il compara la structure et la dynamique de population de *Gammarus fossarum* en amont et en aval d'une station d'épuration sur deux rivières en Allemagne. Les Gammaridés et les Elmidés sont de bons biomarqueurs et mettent en évidence les effets des différents polluants (Lacaze, 2011). C'est le cas par exemple pour les produits pharmaceutiques (De Lange et al, 2006), les produits de traitement du bois (Adam et al, 2009), ou encore par rapport à leur comportement face à un stress métallique (Sornom, 2012). Ces biomarqueurs sont aussi largement utilisés pour évaluer l'impact des effluents de STEP (Ladewig et al, 2006).

Dans notre étude, nous avons cherché à savoir si l'effluent de la station d'épuration de la communauté de commune du Larmont (STEP), à Doubs en aval de Pontarlier, avait un impact sur le cours d'eau du Doubs. Pour cela, nous avons étudié les structures de populations de *Gammaridae* et d'*Elmidae* en appliquant le protocole Elgatox. Les stations amont et aval seront comparés entre elles en termes de densité totale de *Gammaridae* et *Elmidae*, mais aussi en termes de structure d'âge et de sex-ratio des *Gammaridae*. Les résultats obtenus permettront de faire une évaluation de l'impact écotoxique des effluents de STEP ou d'autres sources de pollution sur le Doubs.

1. Matériels et Méthodes

1. 1. Localisation des sites d'étude

Afin de déterminer l'impact de la STEP sur la qualité du Doubs, 4 stations sont étudiées de manière à encadrer le rejet. En amont lointain, on trouve la station A en direction

d'Oye-et-Pallet qui servira potentiellement de station témoins. La station B se situe en amont proche, la station C en aval proche et la station D en aval (figure 22).

Une station d'épuration est susceptible d'émettre dans l'eau des rejets contenant des produits toxiques. Le protocole Elgatox permet d'évaluer si ces rejets ont un impact toxique sur les populations de *Gammaridae* ainsi que sur les coléoptères de la famille des *Elmidae*. Pour cela on compare 4 stations : une située en amont lointain de la STEP, une autre située en amont proche, une autre située en aval proche et une en aval lointain. Notre station se situait en aval lointain de la STEP.

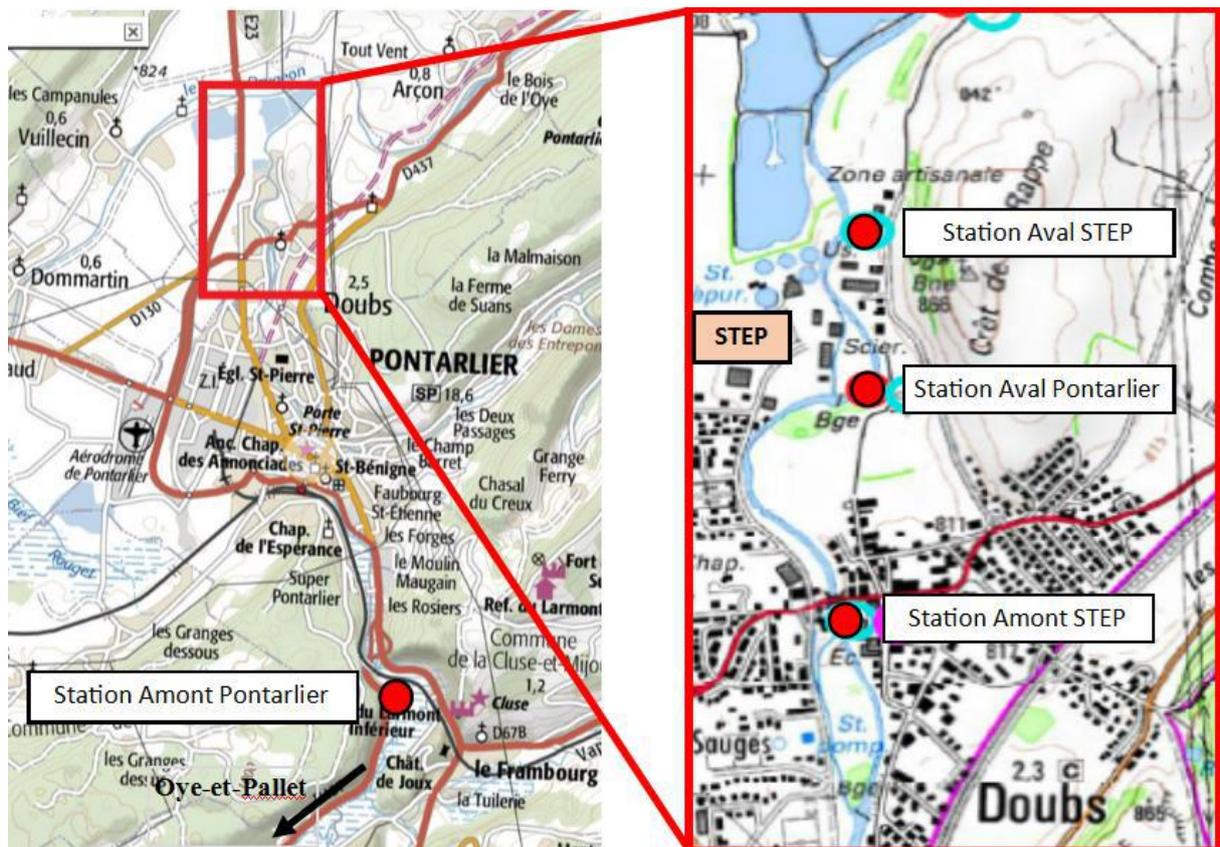


Figure 21 carte des stations de prélèvement Elgatox

1. 2. Description des modèles biologiques

- *Gammarus pulex* et *Gammarus fossarum*

La famille des *Gammaridae* fait partie de la classe des Malacostracés et de l'ordre des Amphipodes. Ils possèdent un corps aplati latéralement. Leur longévité est d'un à deux ans en fonction de l'espèce et des caractéristiques du milieu (ex : température). Leur respiration est assurée par des branchies. Ce sont des organismes déshiqueteurs détritovores qui consomment la matière organique (MO) grossière (litière), mais ils sont aussi opportunistes et ont une part de comportement prédateurs (oligochète, chironome) (Sornom P., 2012 ; MacNeil et al.,

1997). Il existe un grand nombre d'espèces mais dans cette étude, *G. pulex* et *G. fossarum* ont été choisis car ce sont des espèces autochtones présentes dans le cours d'eau étudié. Ces deux espèces affectionnent les substrats grossiers (galets, graviers) et les substrats organiques (bryophytes, végétation rivulaires ou morte) (Lacaze E., 2011). Elles occupent des ruisseaux ou des rivières caractérisées par un fort courant ainsi que des teneurs élevées en oxygène (Tachet H. et al., 2010) qui est nécessaire à leur survie (Maltby L., 1995). On retrouve ces espèces sur une grande partie de l'Europe. Ce sont des proies importantes pour de nombreuses espèces de macroinvertébrés, d'amphibiens, de poissons ou encore d'oiseaux (MacNeil et al., 2002). Cependant, leurs principaux prédateurs sont les espèces piscicoles, surtout la truite *Salmo trutta* et le chabot *Cottus cobio*. Mais elles ont été retrouvées dans l'estomac d'un bon nombre d'espèces cohabitant avec celles-ci (anguille, vairon, loche, ...) (Maitland P.S., 1966). Le gammarie joue donc un rôle essentiel dans la décomposition, l'assimilation, ainsi que dans la redistribution de l'énergie dans le réseau trophique aquatique (Lacaze E., 2011).

La distribution de ces espèces est largement influencée par les paramètres abiotiques tels que la température, l'oxygène, le pH ou encore la pollution. En effet, d'après Tachet H. et al. (2010), *G. fossarum* est oligosaprobe, c'est à dire que cette espèce est faiblement polluorésistante. Au contraire, *G. pulex* tolère mieux la pollution à certains contaminants, notamment aux pollutions organiques (Adam O. et al., 2009). Cependant, les Gammaridae vont, pour l'ensemble des espèces, être très sensibles à de nombreux micropolluants tels que les pesticides.

- *Elmidae*

D'après Tachet H. et al. (2010), la famille des Elmidae fait partie des coléoptères holométaboles, ce qui correspond à l'existence d'un stade nymphale (véritable métamorphose) entre le stade larvaire et l'imago (adulte). Les coléoptères sont caractérisés par la 1^{ère} paire d'aile transformée en élytres (ailes chitinisées) chez l'adulte. Quant aux larves, elles possèdent 3 paires de pattes thoraciques ainsi que 0 à 4 crochets (2 paires) postérieurs. Chez les *Elmidae*, seul le stade nymphal est terrestre, les larves et les adultes étant aquatiques. Les *Elmidae* font partis du sous ordre des polyphaga (omnivores, phytophage, détritiphage) et possèdent des larves et des adultes marcheurs. En effet, les adultes possèdent des griffes puissantes et certaines larves présentent un aplatissement dorso-ventral marqué, ce qui leur permet d'échapper aux contraintes hydrauliques. Les larves utilisent des branchies trachéennes annales pour utiliser l'oxygène (O₂) dissous. Les adultes quant à eux, peuvent utiliser l'O₂ gazeux atmosphérique en utilisant l'O₂ des végétaux grâce à leurs pièces buccales. Ils plantent ces dernières dans le parenchyme des plantes. Ils peuvent également utiliser l'O₂ dissout en renouvelant l'O₂ gazeux de leur bulle par l'O₂ dissout dans l'eau grâce à un plastron respiratoire. Enfin, majoritairement, ils sont peu exigeant par rapport à la qualité physico-

chimique de l'eau, mais sont sténotopes, c'est à dire exigeant vis à vis du substrat et du courant.

1. 3. Modalités de prélèvement

L'échantillonnage des macroinvertébrés a été effectué grâce à un filet Surber, de maille 500 µm et de surface prélevée de 1/20 m². Quatre stations ont été déterminées le long du cours d'eau et échantillonnées de l'aval vers l'amont. La première, la plus éloignée, se situe en amont de Pontarlier, au niveau d'Oye-et-Palet et correspondra à la station amont lointain. Puis, nous avons les trois stations encadrant la STEP soit, la station amont proche qui se situe entre 50 et 200 m du rejet, la station aval proche entre 100 et 500 m et la station aval lointain situé entre 500 m et 2 km du rejet de la station d'épuration.

Sur chaque station, les prélèvements ont été réalisés grâce au protocole Elgatox (*Degiorgi F. et Decourcière H., 2011*). Trois réplicats ont été effectués pour chacun des 3 types de substrats échantillonnés, en privilégiant, au sein du type, le plus attractif pour les Gammarides et les *Elmidae*. Tout d'abord le type végétal avec Bryophytes > Spermaphytes émergents > Algues > Hélophytes (vitesse associée = 25-50 > 50-100 > 5-25 > 0-5 cm/s). Puis le type minéral avec Gravier > galets > sables minéraux (vitesse associée = 50-100 > 25-50 > 100-150 > 5-25 > 0-5 cm/s). Et enfin, le type organique avec Litière > sables organiques > vases (vitesse associée = 0-5 > 5-25 > 25-50 > 50-100 cm/s). Pour chaque station, les prélèvements se composent de 3 bryophytes, de 3 graviers et de 3 litières. Lorsque l'un des substrats considérés comme favori était manquant, les échantillons ont été prélevés sur un substrat appartenant au même type, par ordre d'attractivité décroissante. Les vitesses de courant, ainsi que la profondeur ont aussi été mesurées.

Chaque échantillon a été placé dans un bocal (soit 36 pour l'étude) totalement immergés avec de l'alcool à 95° et fermé hermétiquement avec un joint, afin de pouvoir les conserver au mieux jusqu'à analyse.

En temps normal, deux à trois campagnes de prélèvements par an doivent être effectuées afin de pouvoir évaluer les effets des saisons sur les populations de Gammaridés et Elmids. Or pour cette étude, seule la campagne de prélèvement de début d'automne sera faite.

1. 4. Tri des échantillons et Détermination des taxons

Tableau 11 : Classe de taille des Gammaridae.

Taille	Age
< 3 mm	Juvenile
3 – 6 mm	Immature
6 – 9 mm	Adulte
> 9 mm	Adulte de plus de 1 an

Les 36 prélèvements, conservés avec de l'alcool à 95°, ont été tamisés (500 µm de vide de maille) puis triés. Pour les *Gammaridae*, les individus ont

d'abord été partagés dans 4 classes de taille comme décrit dans le tableau 11. À l'aide d'une loupe binoculaire, les individus des classes de tailles « 6-9 » et « >9 » ont été différenciés par espèce et le sex-ratio a été estimé.

La différenciation entre mâle et femelle est possible grâce à différentes caractéristiques. Le mésosoma (figure 23) porte deux paires de gnathopodes qui permettent aux gammares de se fixer sur un substrat. Cependant, elles servent aussi au mâle pour s'accrocher à la femelle avant l'accouplement, ils seront ainsi plus épais chez le mâle que chez la femelle et formeront des sortes de « gants de boxe ». De plus, le mâle est généralement plus grand que la femelle. Enfin, la femelle possède une cavité ventrale appelée marsupium au niveau du mésosoma, où les œufs sont déposés après fécondation et s'y développent jusqu'à leur éclosion (Tachet H. et al., 2010).

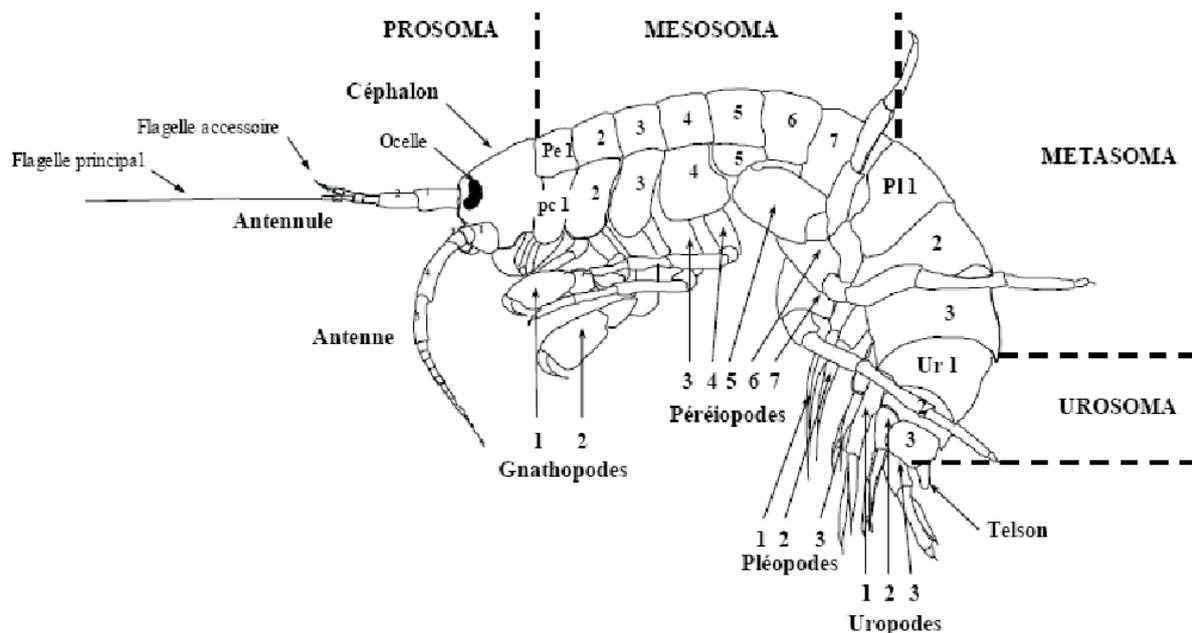


Figure 22 : Vue latérale d'un Gammaridae (adaptée d'après Roux, 1970 ; Chevreux et Fages, 1970). pc 1-7 : plaques coxales ; Pe 1-7 : périomères ; PI 1-3 : pléomères 1-3 ; Ur 1-3 : uromère 1-3. (Lacaze E., 2011).

La différenciation à l'espèce est possible grâce à l'observation de la zone de l'urosoma qui porte 3 paires d'uropodes (figure 23), qui permettent d'identifier l'espèce *G. fossarum* des autres espèces du genre *Gammarus*. L'espèce *G. fossarum* se caractérise par sa rame interne faisant 1/3 de la rame externe au niveau de l'uropode 3, à la différence de *G. pulex* (figures 24 et 25). Une fois l'analyse de l'échantillon terminée, le nombre de femelles et de mâles pour chaque espèce en fonction des deux classes de taille étudiées est calculé.



Figure 23 : Uropode 3 de *Gammarus fossarum* (photo de Quéau H.). (Lacaze E., 2011).



Figure 24 : Uropode 3 de *Gammarus pulex* (photo : Hervé Quéau) (Lacaze E., 2011).

Pour les *Elmidae*, on différencie les larves et les adultes pour chaque genre observé. On utilise pour cela les clés de détermination présentes dans le fascicule de *Decourcière H. et al.*, 2011.

1. 5. Analyses statistiques

Des analyses statistiques réalisées sur les données obtenues pour les Gammaridae permettent de visualiser si des différences significatives sont présentes entre les densités de gammares en fonction des différentes stations, classes de taille, espèces, sexe et substrats. De même au niveau des elmidés, les analyses statistiques permettent d'observer les différences entre les densité d'elmidés en fonction de leur âge et du substrat. Pour cela nous avons utilisés le test de Kruskal-Wallis (Test non paramétrique). L'analyse statistique a été mise en œuvre grâce au logiciel R.

2. Résultats

- **Les Gammaridae**

Dans cette analyse, nous nous sommes intéressés à plusieurs paramètres. Nous avons étudié leur abondance totale, la structure de la population de *Gammaridae* sans distinction d'espèce et leur répartition en fonction des différents substrats. Nous avons ensuite observé les différences entre *G. pulex* et *G. fossarum*, et enfin le sex-ratio entre ces deux espèces.

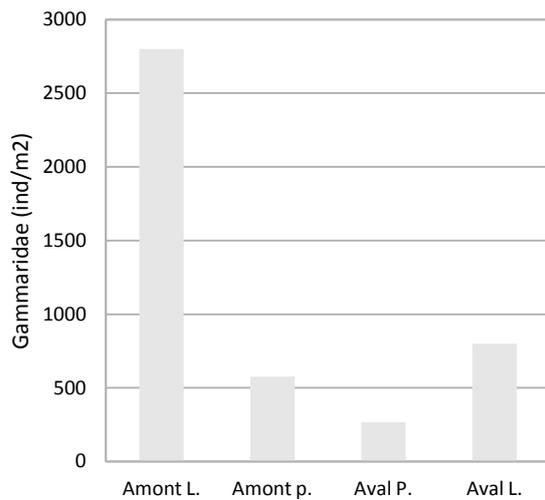


Figure 25 Densité de Gammaridae (ind/m²) sur chaque station (Amont lointain, Amont proche, Aval proche et Aval lointain)

détaille chaque station au travers des classes de tailles (figure 27). Les densités diminuent pour toutes les tailles sur les stations amont proche et aval proche.

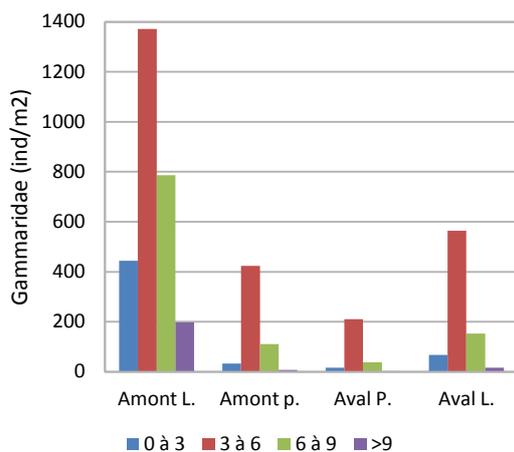


Figure 26 Densité de Gammaridae (ind/m²) de chaque classe d'âge sur chaque station (Amont lointain, Amont proche, Aval proche et Aval lointain).

D'après les analyses statistiques, la p-value est supérieur à 0.05. La densité de Gammare aux différents stades n'est pas significativement différente pour chaque station. Cependant, nous pouvons tout de même observer que les immatures dominent largement les autres classes d'âge. Toutes les classes d'âge sont impactées sur les stations en aval d'Oye-et-Pallet. Les immatures semblent être plus résistants aux perturbations qui s'exercent sur eux mais cela paraît peu probable

La densité totale des *Gammaridae* obtenue par mètre carré pour les quatre stations de prélèvements, sans distinction d'espèce, de taille, de substrats ou de sexe, montre une forte diminution entre l'amont lointain (Amont L.), l'amont proche (Amont P.) et l'aval proche (Aval P.) du rejet de la STEP de Pontarlier (de 2800 à environ 570, puis 260 ind/m²) (figure 26). Puis, une augmentation du nombre de Gammare est

visible au niveau de la station aval lointain (Aval L.), avec 800 individus par m². En effet, cette tendance est vérifiée lorsque l'on

D'après ce graphique, deux classes de tailles sont majoritairement présentes sur les quatre stations. Elles correspondent aux gammare immatures (3 à 6 mm) et dans une moindre mesure les adultes (6 à 9 mm), avec un total pour les trois stations de plus de 2570 ind/m² et de plus de 1089 ind/m² respectivement. Puis, ce sont les gammare juvéniles (0 à 3 mm), pour un total de 560 ind/m². Enfin, avec 223 représentants pour l'ensemble des stations, nous avons les gammare adultes de plus d'un an (>9 mm).

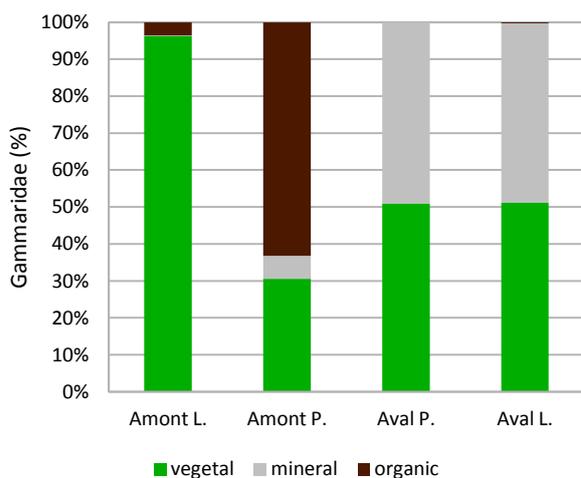


Figure 27 Taux de présence (%) de Gammaridae sur chaque type de substrats (organique : marron; minéral : gris; végétal : vert) en fonction des stations (Amont, Aval proche et Aval lointain).

organique contre moins de 4% pour l'amont L. Et 30% des individus se trouve dans la phase végétale contre 95% pour l'amont L. Une diminution du nombre d'individus est encore visible sur la station aval proche concernant la phase végétale. Cependant, une augmentation du nombre de gammares est présente dans la phase minérale et une disparition du genre *Gammaridae* au niveau de la phase organique peut être observée sur cette station. La même tendance est visible pour la station aval lointain en densité plus importante, avec une réapparition d'individus dans la phase organique. L'augmentation de densité visible pour la station aval lointain, permet de dépasser les densités de la station amont proche d'environ 220 individus mais celle-ci reste tout de même beaucoup plus faible par rapport à la station amont lointain.

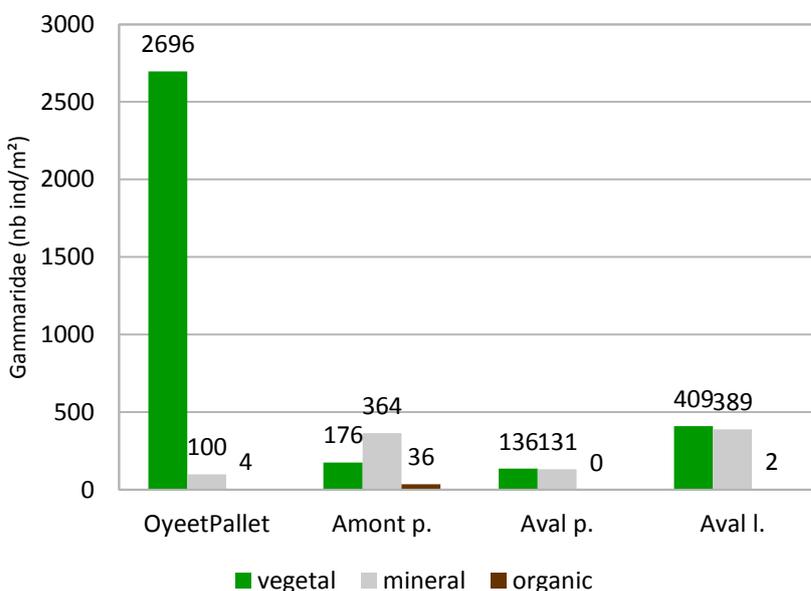


Figure 28 Densité de Gammaridae (ind/m²) présentes sur chaque type de substrats (organique : marron; minéral : gris; végétal : vert) en fonction des stations.

Si l'on considère maintenant leur répartition en fonction des substrats (figure 28), nous observons que pour la station amont lointain, les gammares sont majoritairement présents dans le substrat végétal avec environ 2700 ind/m², soit plus de 95% de la totalité des individus. Nous retrouvons une centaine d'individus par mètre carré sur le substrat organique et seulement 4 ind/m² sur le substrat minéral. Les résultats de la station amont proche présentent une inversion des tendances entre les phases organique et végétale. En effet, comme nous pouvons l'observer sur la figure 28, 65% des individus se retrouve dans la phase

De plus, sur la figure 29, les gammares sont plus présents sur le substrat minéral au dépend du substrat organique sur les stations aval proche et lointain. Ils sont majoritairement présents sur le substrat organique pour la station amont proche. Le nombre d'individus

au mètre carré présent sur le substrat végétal quant à lui, subit une diminution assez importante entre les stations amont lointain et proche, mais ce substrat possède tout de même une quantité importante d'individus sur l'ensemble des stations.

On peut supposer que cela est dû à la perturbation des substrats du cours d'eau dans la ville de Pontarlier. En effet, en amont la station était relativement peu rectifiée ou aménagée. Le cours d'eau présentait une mosaïque de substrat plutôt hétérogène, augmentant la capacité biogène du milieu. D'après les analyses statistiques (Test de Kruskal-Wallis), la densité de gammarides varie de façon significative en fonction du type de substrat. Un test de comparaisons multiples nous permet de vérifier qu'il y a une différence significative entre les substrats organiques et végétaux. En effet, d'après la figure 29, on remarque que la densité est plus forte dans les bryophytes et très faible dans les litières. Ce qui est aussi démontré par la fonction « tapply » du test statistique, qui montre (en faisant une moyenne de toutes les stations) que les densités sont en moyenne plus élevées dans les bryophytes que dans les graviers, et rarement dans les litières.

Ces premières données peuvent nous laisser supposer la présence d'un impact potentiel de la ville de Pontarlier (chute de densité de gammarides), puis d'une auto-épuration de l'eau (augmentation des densités).

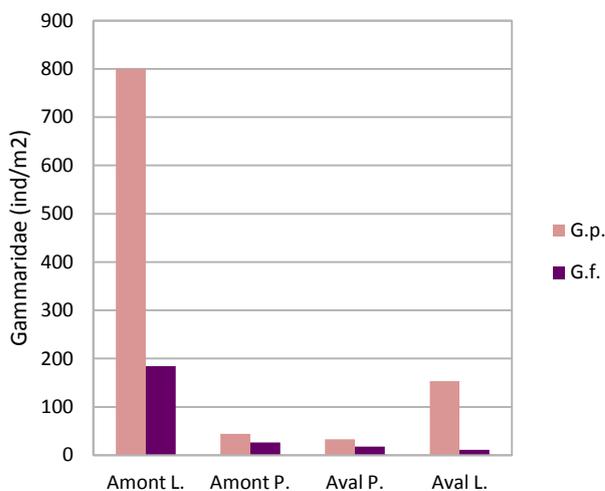


Figure 29 Densité (ind/m²) de *Gammarus pulex* (G.p.) et de *Gammarus fossarum* (G.f.) sur chaque station

Comme expliqué dans le matériel et méthode, seuls les individus adultes (6 à 9 mm et >9 mm) ont été différenciés à l'espèce. Après analyse des *G. fossarum* et *G. pulex*, ce dernier est l'espèce la plus représentée pour l'ensemble des stations (figure 30). *G. fossarum* présente une diminution de ses densités le long du gradient Amont/Aval (de 184 à 11 ind/m²). Au contraire, la densité de *G. pulex* diminue entre l'amont lointain et l'aval proche (de 800 ind/m² à 33 ind/m² respectivement) mais augmente sur la station aval lointain (153 ind/m²).

Cependant, le test statistique non-paramétrique de Wilcoxon-Mann et Whitney (p-value = 0,2) révèle qu'il n'y a pas de différence de densité des gammarides en fonction de leur espèce sur les différentes stations.

Concernant le sex-ratio, il s'oriente en faveur des mâles pour les stations amont lointain et proche avec un rapport 0,48 : 0,52 et 0,47 : 0,53 respectivement. Cette tendance s'inverse pour les stations aval proche et lointain avec un sex-ratio de 0,52 : 0,48 et 0,57 : 0,43 respectivement en faveur des femelles. Les analyses statistiques montrent qu'il n'y a pas de différences significatives entre les densités de mâles et de femelles pour l'ensemble des stations.

- Les Elmidae

Si l'on considère l'ensemble des individus analysés en distinguant les larves des adultes au mètre carré sur chaque station, nous obtenons le graphique ci-contre (figure 31). Pour les adultes *Elmidae*, nous retrouvons des densités plus faibles en amont lointain (104 ind/m²) par rapport à la station amont proche (271 ind/m²) puis, la même tendance que pour les *Gammaridae*, avec une diminution du nombre d'individus sur la station aval proche (69 ind/m²). Cependant, le nombre

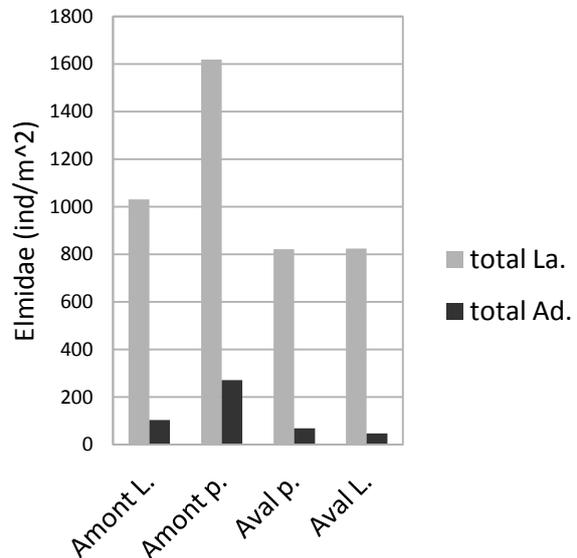


Figure 30 Densité (ind/m²) des larves (La.) et des adultes (Ad.) d'Elmidae en fonction des stations.

d'adultes diminue encore sur la station aval lointain et correspond à la densité la plus faible des quatre stations avec 47 ind/m². En ce qui concerne les larves, la tendance correspond à celle observée pour les adultes avec des densités plus importantes que celles des adultes. En effet, la densité pour la station amont proche est plus importante que celle de la station amont lointain (1618 contre 1031 ind/m² respectivement). Puis le nombre d'individus diminue à 820 ind/m² pour les stations aval proche et lointain. Les analyses statistiques montrent qu'il y a une différence significative entre la densité de larves et d'adultes elmidés. La densité des larves d'elmidés domine largement sur celle des adultes, et ce, pour chaque station. En effet, les larves représentent entre 85 et 95% de la densité totale de chaque station.

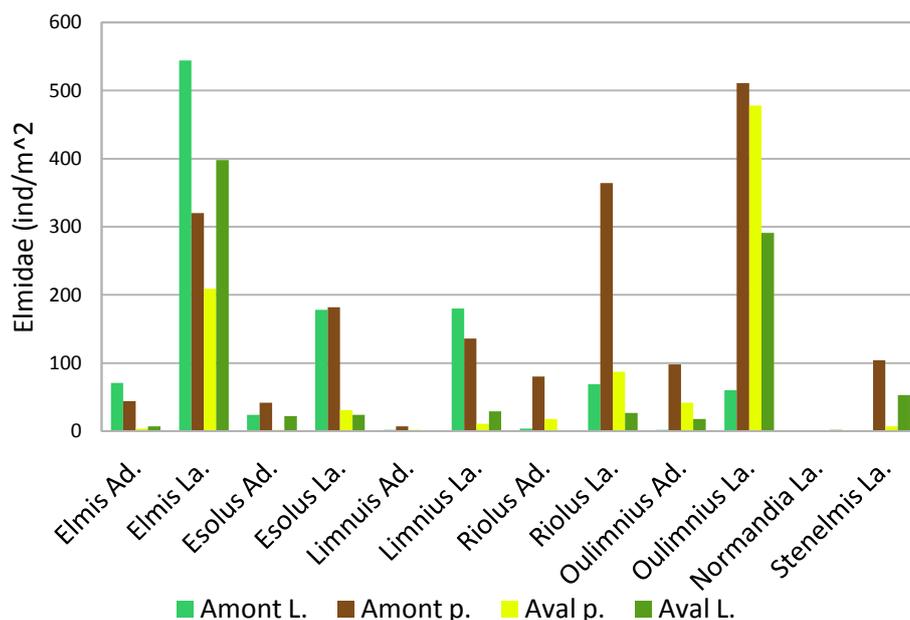


Figure 31 Genres d'Elmidae présent (ind/m²) sous forme adulte ou larvaire en fonction des stations.

Une analyse au détail (figure 32), nous permet d'observer différents comportements en fonction des genres ou/et des stations. Entre Amont L. et Amont p., les genres *Elmis* (larves + adultes) et *Limnius* (larves) voient leur densité diminuer, soit 544 à 320 ind/m² et 71 à 44 ind/m² respectivement pour *Elmis*, et 180 à 136 ind/m². Au contraire, les genres *Esolus* (larves + adultes), *Riolus* (larves + adultes), *Oulimnius* (larves + adultes) et *Stenelmis* (larves) voient leur densité augmenter entre l'amont lointain et proche. Nous pouvons tout de même distinguer que l'ensemble des genres voient leur densité des stades larvaire et adulte, fortement diminuer entre la station amont proche et aval proche. Cependant, certains genres tels que les larves d'*Esolus*, les adultes *Limnius*, les adultes et larves de *Riolus*, ainsi que les larves et adultes d'*Oulimnius* subissent encore une perte de densité sur la station aval lointain. À l'inverse, les genres *Elmis* (adultes + larves), *Esolus* (adultes), *Limnius* (larves), *Normandia* (larves) et *Stenelmis* (larves) voient leur densité augmenter sur la station aval lointain. Des genres apparaissent, tels que les larves de *Normandia* (aval lointain) ou de *Stenelmis* (Amont proche), mais pour les quatre stations, aucun adulte de ces deux genres n'a été trouvés. Pour l'ensemble des stations, les densités importantes de larves sont dues en particulier à deux genres d'elmidés : *Elmis* et *Oulimnius*, et dans une moindre mesure le genre *Riolus*. Enfin, les adultes du genre *Limnius* et *Riolus* disparaissent au niveau de la station aval lointain. Statistiquement, le test non-paramétrique de Kruskal-Wallis (p-value = 0,03879) confirme cette hypothèse. La richesse taxonomique est de 6 genres pour les stations en aval d'Oye-et-Pallet (qui ne possède pas de *Stenelmis*). La proportion d'elmidés des stations est majoritairement représentée par *Oulimnius* et *Elmis*. En effet, d'après le test de comparaisons multiples de Kruskal-Wallis, la fonction « tapply » montre que les moyennes de densités pour

toutes les stations les plus élevées sont celles d'*Elmis* (399 ind/m²) et d'*Oulimnius* (375 ind/m²). Puis s'en suit *Riolus* (162 ind/m²), *Esolus* (126 ind/m²), *Limnius* (91 ind/m²) et *Stenelmis* (41 ind/m²). La densité des différents taxons semble mieux répartie sur les stations en amont de la STEP. Pour les stations en aval de la STEP, 82% de la densité en *Elmidae* est représentée par *Elmis* et *Oulimnius*.

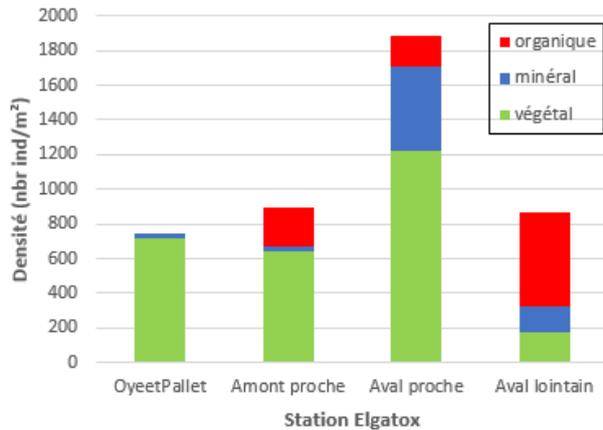


Figure 32 Densité totale d'*Elmidae* pour chaque station en fonction du type de substrat

La figure 33 indique la densité totale d'*Elmidae* et leur répartition en fonction des différents substrats pris en compte lors des prélèvements. Comme pour les gammares, on ne fera pas de distinction entre les espèces et l'âge des elmidés. Le graphique B montre une augmentation de la densité entre l'amont de Pontarlier et l'aval proche de la STEP. En effet la densité totale est 2,5 fois plus faible à

Oye-et-Pallet qu'en aval proche du rejet. On passe de 749 *Elmidae*/m² à l'amont lointain, à 1889 *Elmidae*/m² en aval proche. On notera

aussi un « retour à la normal » de cette densité à l'aval lointain de la STEP avec 869 *Elmidae*/m². On observe donc un pic de densité à la station en aval immédiat du rejet de STEP.

On peut supposer, comme pour les gammares, que cela est dû à la perturbation des substrats du cours d'eau dans la ville de Pontarlier. Les bryophytes ont une capacité biogène plus importante pour les elmidés que les litières ou les graviers. On notera que les elmidés sont des organismes à tendance détritiphages, on peut supposer que leurs habitats préférentiels seront plutôt des bryophytes et les litières. En effet, 95,8% des *Elmidae* de la station amont lointain ont été trouvés dans des bryophytes. Or sur la station en aval lointain de la STEP, on ne retrouve plus que 20% d'elmidés dans les bryophytes. Dans cette dernière station, la majorité des taxons se trouvent dans les litières. D'après les analyses statistiques, la densité d'elmidés ne varie pas en fonction du type de substrat. Un test de comparaisons multiples nous permet de vérifier et de confirmer le fait que l'on peut accepter H0. Les elmidés ne vont pas être retrouvés préférentiellement sur un type de substrat plutôt que sur un autre comme ça a été le cas pour les gammares. D'après ces analyses, les elmidés sont retrouvés plutôt sur les bryophytes, puis dans les litières et moins dans les graviers. On peut supposer que les *Elmidae* se répartissent, non pas en fonction du type de substrat, mais en fonction d'un autre paramètre. Ce paramètre peut être la qualité de l'eau. Ce qui rejoindrait ce qui a été dit pour les gammares.

3. Discussion

Cette étude ne prend en compte que la répartition longitudinale des taxons bio-indicateurs. La distribution de ces taxons (*Gammaridae* et *Elmidae*) ne peut être expliquée par l'âge des individus, ni par leur sexe. En revanche la distribution des gammares peut varier en fonction du type de substrat, choisissant préférentiellement les bryophytes. Les elmidés quant à eux montrent une variation de densité en fonction des genres. Ceux de *Elmis* et *Oulimnius* semble être mieux acclimatés aux conditions physico-chimiques du milieu étudié. La répartition de ces taxons peut sans doute être influencée par les paramètres abiotiques tels que la température, l'oxygène, le pH ou encore la pollution.

On constate qu'il n'y a aucune différence significative de densité de gammare entre chacune des stations, néanmoins même si elles ne sont pas significatives, on observe des différences d'abondances (figure 19). L'amont lointain est une station située à Oye et Pallet, un village en amont de Pontarlier. On observe une nette diminution de l'abondance des gammares entre cette station et la station amont proche qui est située à Doubs, une ville en aval de Pontarlier. On peut donc soupçonner que la ville de Pontarlier a un impact sur la qualité physico-chimique du Doubs qui va entraîner une diminution de la densité des gammares. La station située en aval proche de la STEP présente également une abondance de gammare relativement faible mais on ne peut affirmer que cela est principalement dû aux rejets de cette STEP. On observe par la suite une légère réaugmentation de cette abondance dans la station située en aval lointain, ce qui met en évidence la capacité d'autoépuration des rivières. Les gammares sont des organismes particulièrement sensibles aux éléments métalliques pouvant être présents dans l'eau, aux produits pharmaceutiques (De Lange *et al.*, 2006) et aux pesticides tels que ceux utilisés dans les scieries (Adam *et al.*, 2009). Dans le cas présent il n'y a pas de scierie située directement à proximité des points de prélèvements. Les éléments traces métalliques ont été quantifiés grâce aux analyses effectuées sur les prélèvements d'eau. Sur les quatre stations d'étude, le bore, le zinc, le cuivre, le cobalt, le manganèse, le nickel, le phosphore et le strontium sont présents dans des quantités inférieures à 50 µg/L. On ne peut donc pas affirmer que les différences d'abondances sont dues aux quantités d'ETMs dans l'eau. En revanche, aucune analyse n'a été faite pour mettre en évidence la présence de produits pharmaceutiques dans l'eau. Ces produits ne sont pas traités par la station d'épuration, ils sont donc libérés dans le milieu. Ils pourraient être à l'origine de la diminution de la densité de gammares dans la zone du Doubs se situant en aval de la ville de Pontarlier car ces produits sont létaux pour les *Gammaridae* (Pépin, 2006).

Par ailleurs on observe des différences d'abondances, bien que non significatives, entre les classes d'âges, il y a très peu d'adultes de plus d'un an (figure 19). Lors d'une pollution aux micropolluants ce sont les individus juvéniles les plus sensibles (Maund *et al.*, 1992), or ici, ce sont eux qui présentent la plus forte densité. On peut supposer que les adultes,

qui sont plus mobiles et qui ont la capacité à détecter les zones contaminées, se sont déplacés dans des zones moins contaminées (Adam *et al.*, 2009).

Parmi les gammares présents deux espèces ont été identifiées, *G. pulex* et *G. fossarum* (figure 20). *G. fossarum* est une espèce plus sensible aux micropolluants que *G. pulex*. Cette plus forte sensibilité peut potentiellement expliquer la différence d'abondance entre les deux espèces, néanmoins cette différence peut venir principalement du fait que *G. pulex* est l'espèce majoritairement présente en France alors que *G. fossarum* est moins répandue (Chovet & Lécureuil, 1994). Par ailleurs, l'espèce *G. fossarum* est une espèce peuplant les zones apicales des cours d'eau (Stock *et al.*, 1966), sa faible abondance peut donc s'expliquer par le fait que la zone d'étude se situe à la limite de son aire de répartition. Cependant, le plus souvent, les *Gammaridae* peuvent être très sensibles à de nombreux micropolluants tels que les pesticides.

La figure 28 nous montre la différence de répartition des gammares suivant les substrats échantillonnés. On constate que ce sont les substrats végétaux qui contenaient le plus de gammares. Les substrats minéraux et organiques en contenaient très peu, pourtant les substrats organiques sont habituellement les substrats les plus occupés par les gammares. On peut corréliser cette répartition, dans les substrats, aux classes de vitesses qui leur sont associées. En effet les substrats végétaux ainsi que les substrats minéraux sont associés à des classes de vitesses oscillantes entre 25-50 cm/s et 50-100 cm/s, ce sont des vitesses assez rapides. Or les substrats de types organiques sont principalement associés à des classes de vitesses inférieures à 5 cm/s, c'est à dire des vitesses lentes. Les micropolluants vont avoir tendance à stagner dans les zones lenticules alors que ça ne sera pas le cas dans les zones lotiques. Les gammares ont donc tendance à désertier les zones à faible courant afin d'éviter les pollutions.

D'après la littérature, l'intensité de l'impact anthropique sur les effectifs de *G. pulex* s'est avérée corrélée avec la température de l'eau. Or, dans cette partie de l'étude, les températures de l'eau n'ont pas été prises pour les stations Elgatox, tout comme la teneur en oxygène dissous. C'est ce que Meijering *et al* (1991) a constaté vis-à-vis d'une baisse de l'oxygénation des eaux et d'une hausse de température.

D'après Peschke *et al* (2014), on devrait trouver une inversion du sex-ratio entre le site aval et le site amont d'un effluent de STEP. Cette étude utilisait en partie *Gammarus pulex*. Or cela n'a pas été confirmé ici. Cela peut s'expliquer par des erreurs dans la détermination du sexe des gammares qui auraient pu être évité. En revanche, chez *G. pulex*, un plus fort impact a été observé chez les adultes et les âgés en aval du rejet de la STEP. Ceci semble en contradiction avec le caractère plus polluosensible des juvéniles aux micropolluants. La réponse des adultes aux perturbations engendrées par l'aire de traitement peut être expliquée

en partie d'un effet sub-létal. Mais une autre hypothèse peut expliquer ce phénomène par la capacité des adultes à détecter puis à éviter activement les zones les plus contaminées, ces individus étant très mobiles (Adam et al, 2009). Par ailleurs, l'absence de la confirmation statistique d'une modification du sex-ratio indique que l'altération de la reproduction de la population se fait plutôt indirectement via la diminution des effectifs d'adultes (géniteurs) dans les zones les plus contaminées en aval du rejet de STEP. Alors qu'on pourrait voir dans les observations que le ratio de femelles est plus important en aval qu'en amont.

On constate une bonne diversité d'espèces d'*Elmidae* présentes sur chacune des stations (figure 22). Cela prouve une qualité habitacionnelle correcte dans les quatre sites d'échantillonnages. L'absence de différences significatives de peuplement entre les différentes stations ne permet pas de conclure sur l'impact éventuel des rejets de la STEP. Néanmoins on constate quand même une abondance en *Elmidae* plus faible dans les stations en aval de la STEP que dans les stations en amont. De plus, on peut voir une grande différence d'abondance entre les individus à l'état larvaire et les individus au stade adulte, et ce pour chacune des stations (figure 23). Pour la station amont lointain les larves représentent 91 % des effectifs. Sur la station amont proche, elles représentent 86 % des effectifs. Pour la station aval proche 92 % et pour la station aval lointain 95 %. Il y a donc une grosse différence de ratio larves/adultes pour chacune des stations. Cette différence de ratio étant du même ordre de grandeur pour chaque station on peut supposer qu'elle est due aux conditions météorologiques lors des prélèvements. En effet, ces prélèvements ont été réalisés, pendant ou juste après, des épisodes pluvieux qui ont eu pour conséquences l'augmentation du courant. Les *Elmidae* adultes étant des coléoptères marcheurs, ceux-ci ont pu être emportés par le courant ce qui induit un biais dans nos résultats. Par ailleurs, concernant les stades de vie des *Elmidae*, ils possèdent une longue période larvaire (1 an environ), il est donc normal de trouver des effectifs de larves bien plus importants que d'adultes (Tachet et al, 2010).

Les *Elmidae* sont majoritairement peu exigeant en termes de qualité physico-chimique de l'eau. Cependant d'après Tachet et al (2010), ils sont sténotopes, c'est-à-dire qu'ils sont exigeant vis à vis du substrat et du courant. Or les statistiques ont montré qu'il n'y avait pas de différence significative de densité entre les différents substrats. On serait tout de même tenté de dire qu'ils affectionnent les substrats tels que les bryophytes. Dans la mesure où une étude et cartographie de la morphologie du cours d'eau (type substrat / vitesse et hauteur d'eau) seraient effectuées, nous pourrions envisager l'hypothèse que la sélection des *Elmidae* est liée pour partie à une modification du courant et/ou du substrat sur les stations. D'après Adam et al (2009), *Oulimnius* et *Elmis* sont plus polluosensibles que les autres taxons. On devrait avoir une densité négativement corrélée au niveau de contamination de l'eau, et des sédiments si on avait fait les analyses. Or ici, les larves de ces deux genres sont les plus représentées sur toutes les stations, alors qu'ils devraient voir leur densité réduire vu qu'ils ont un cratère polluosensible. Dans l'état actuel des connaissances, on ne peut affirmer qu'un

genre d'*Elmidae* soit plus sensible aux polluants qu'un autre. Les différences observées proviendront donc probablement plus d'une variabilité de substrat au sein de la station que d'un éventuel rejet polluant. La variabilité générique des *Elmidae* est plus importante pour les stations en aval proche et lointain de la STEP, comparé à l'amont. Les genres *Oulimnius* et *Elmis* sont majoritaire à dans toutes les stations. Cependant, il est possible que l'effet de ce rejet soit par la suite atténué par la capacité d'auto-épuration des eaux ce qui permet le retour en aval du genre *Elmis*.

Une fois encore, il est difficile dans les conditions actuelles d'imputer à la STEP un effet sur les communautés des taxons bio-indicateurs. Des différences situationnelles sont probablement plus envisageables, de même qu'une contamination des sédiments.

Différentes sources sont à l'origine des polluants chimiques que l'on peut retrouver dans l'eau. On peut parler de pollutions diffuses dues à l'agriculture, ou aux scieries, ou via des pollutions d'effluents industriels ou des eaux de fabrication (industries textiles, papeteries, métallurgies...), des effluents urbains chargés en produits pharmaceutiques et en matières organiques... Les boues de STEP ou leurs effluents sont aussi une des principales sources de polluants des rivières (Andriamirado et al, 2005). En effet, malgré les différents traitements effectués par les STEP sur les eaux résiduaires, elles ne sont pas forcément capables d'éliminer la totalité des composés préjudiciable à une bonne qualité de l'eau. Elles peuvent potentiellement rejeter, au quotidien, de nombreux micropolluants dans le cours d'eau.

L'ensemble des observations récoltées ont montré une réduction sévère des effectifs des taxons bio-indicateurs en aval de la STEP, une modification de la structure et de la dynamique des populations, ainsi que très vraisemblablement une modification du comportement de certains individus qui migreraient vers des zones moins polluées (dérive active).

Concernant les mesures physico-chimiques, il est nécessaire de prendre en considération la variabilité temporelle. En effet, Andriamirado et al (2005) montrent qu'il existe des variations journalières. En effet l'apport d'eaux usées à la station et au rejet se fait en fonction de l'heure de la journée. On notera aussi que la période de l'année est également importante, car selon les activités touristiques alentours, le nombre d'habitants, et donc de déchets sera plus ou moins conséquent. A tout cela s'ajoute les variations naturelles saisonnières. Dans cette étude, les mesures physico-chimiques ont été effectuées en octobre et en novembre, alors que le niveau d'eau commençait à monter. Ce qui va donc augmenter le potentiel de dilution par rapport à la période d'étiage. On notera que les analyses physico-chimiques ont été faites lors d'une crue en raison de fortes précipitations et de neige. Ceci concerne surtout les composés hydrosolubles, car ils seront emportés par le courant, pouvant

nous induire en erreur sur le taux de contamination de la station. Il est donc dommage qu'aucune analyse sur les sédiments aient été fait.

D'après la grille d'évaluation du Seq-Eau de la qualité de l'eau, en termes de capacité d'accueil biologique (MEDD & Agence de l'eau, 2003), est globalement de bonne qualité pour de nombreux paramètres sur toutes les stations (sauf pour les nitrates, le mercure, le zinc, le cadmium et le cuivre). De possibles erreurs ont pu être faites dans la mesure de ces concentrations. L'eau de rejet de la STEP semble peu impacter le cours d'eau. Les concentrations obtenues pour les ETM sur l'ensemble des stations sont inférieures aux normes françaises. Par ailleurs, certains éléments (Cd, Cr, Cu, Ni,...) sont étroitement surveillés par les STEP, car ils pourraient entraîner un dysfonctionnement du système d'épuration biologique. En effet, de nombreuses bactéries sont utilisées dans le système de traitement des stations d'épuration, notamment, lors du traitement secondaire de l'assainissement collectif par boues activées. Ce dernier est constitué d'un réacteur biologique qui permet l'élimination de la pollution biodégradable et/ou minérale dissoute. Ces éléments ne doivent donc pas se retrouver dans le milieu si la station de traitement fonctionne bien. Les concentrations en ETM et micropolluants sont très surveillée. Or, la somme des concentrations de ces micropolluants (Zn, Cu, Ni, Al, Fe, Cr, Cd, Pb et Sn) ne doit pas dépasser 15 mg/L, ce qui est le cas sur notre zone d'étude.

Ces analyses physico-chimiques permettent de supposer des causes potentielles aux effets répercutés sur les macroinvertébrés aquatiques. Les analyses des HAP, dans les sédiments ou les matières en suspension auraient pu être un bon complément d'informations pouvant expliquer la répartition des taxons bio-indicateurs sur les différentes stations.

Cependant on rappelle que ces taxons ne peuvent se déplacer que sur de faibles distances le long du gradient longitudinal du cours d'eau. Cela implique que les perturbations observées sont dues à une intégration des polluants sur le long terme. En effet, les STEP n'éliminent pas 100% des substances présentes dans les eaux usées. Hormis un dysfonctionnement de la STEP qui pourrait favoriser une toxicité aiguë, le rejet de très faibles concentrations de certains composés provoque sur les organismes aquatiques une toxicité chronique. Ces rejets quotidiens pourraient donc expliquer une diminution de la densité des populations, et une modification des classes d'âges sur le site aval de la STEP par rapport aux sites amont.

Les effets de la STEP peuvent aussi être masqués et/ou atténués par le fait que la station en amont (Oye-et-Pallet) semble présenter des communautés de *Gammaridae* et d'*Elmidae* déjà altérées avec de faible densité et une classe d'abondance peu élevée. Il faudra donc approfondir les recherches aussi en amont afin de connaître la source de perturbation qui impacte la faune aquatique même en amont de la ville de Pontarlier.

D'après plusieurs études, d'autres contaminants non pris en considération dans cette étude, pourraient avoir des effets négatifs sur le comportement ou le cycle biologique des macroinvertébrés et notamment des *Gammaridae*. En effet, Schirling et al (2004) ont montré la présence d'un impact sur l'indice de maturité et d'un retard de taille des ovocytes dû au potentiel estrogénique de l'eau du rejet de la STEP. De Lange et al (2006) ont quant à eux dégagés de leur étude qu'une exposition chronique à des concentrations très faibles et non létale à trois produits pharmaceutiques (2 antidépresseurs et 1 tensioactif), diminuait l'activité de la croissance de la population de *G. pulex* et modifiait la structure de la communauté benthique. Par ailleurs une étude de Tlili et al (2010) a montré qu'une bioaccumulation de trois xénobiotiques hydrophobes (phtalates, PCB, PBDE) favorisait une élévation de ces contaminants dans le réseau trophique via la prédation des *Gammaridae*. L'étude d'Adam et al. (2009) a démontré une altération des populations de *G. pulex* et *G. fossarum*, par une forte réduction des effectifs et une modification de la structure d'âge de la population causé par les produits de traitement du bois. Ces exemples mettent en évidence qu'il serait nécessaire de prendre en considération ces différents produits et de distinguer les impacts en vue d'envisager des normes.

Afin d'établir ces relations et vérifier toutes les hypothèses émises, il serait indispensable de réaliser un suivi à plus long terme avec des prélèvements sur toute une année afin d'inclure les variations saisonnières et les facteurs de dilution (étiage versus crue). On pourra ainsi avoir une répartition spatio-temporelle de ces taxons. Si un suivi sur le long terme ne peut être effectué par manque de temps ou de moyens, il est nécessaire de faire tout de même au moins un suivi supplémentaire en période d'étiage estivale, période la plus propice pour mettre en évidence les dysfonctionnements d'un cours d'eau (concentration des polluants, etc.).

4. Conclusion

D'après les données recueillies, on peut dire que la STEP peut potentiellement et modérément impacter de façon négatif les populations de *G. fossarum*, *G. pulex* et d'*Elmidae*. Les résultats de cette étude correspondent aux données relevées dans la littérature. Néanmoins, un autre facteur affecte les populations de *Gammaridae* et d'*Elmidae* en amont de Pontarlier, ce qui peut fausser les interprétations. Il faudrait approfondir les recherches de ce côté-là afin de trouver la source de ce problème et obtenir un retour à des densités convenables des populations dans ce site, ce qui marquerait sans doute plus fortement l'impact de la station d'épuration. De plus, plusieurs paramètres (teneur en oxygène dissous, température, concentrations en ETM et micropolluants dans les sédiments) manquent à l'appel. Ce qui ajoute un nouveau biais dans les interprétations. L'étude de la densité, des

classes de tailles, du sex-ratio et de la diversité biologique peuvent seulement éveiller des soupçons de contamination due à un éventuel rejet. Un suivi à long terme sur une année ou un relevé supplémentaire en période d'étiage, couplé à d'autres types d'analyses (sédimentaires, physico-chimie des eaux, qualité du cours d'eau en amont de la station témoin, comportementale entre *pulex* et *fossarum*, etc.) seraient important pour conclure sur la toxicité éventuelle du rejet de la STEP.

La station d'épuration relâche de nombreux contaminants dans le cours d'eau. C'est pourquoi il est important que dans les années à venir, les installations de traitement des eaux usées urbaines soient également capables de traiter les micro-polluants, les dérivés pharmaceutiques et autres substances toxiques. Ce qui suscite de plus en plus d'inquiétudes pour l'environnement, notamment pour les systèmes aquatiques.

Partie 4 : Analyses physico-chimiques des eaux

Le retour à la bonne qualité physico-chimique des eaux de surface est un des axes majeurs de la politique environnementale de l'Union Européenne, dont l'application est régie par la Directive cadre sur l'Eau datant de 2000 (DCE). La finalité de ce programme était d'atteindre en 2015 un « bon état écologique » pour l'ensemble des cours d'eau français et européen. Comme le montre le rapport de l'objectif final, l'évaluation et l'amélioration des paramètres physico-chimiques des eaux restent des enjeux environnementaux de premier ordre.

Les prélèvements d'eau réalisés aux alentours de Pontarlier, ont pour but d'évaluer la qualité chimique de l'eau afin de visualiser les potentielles influences de l'aire urbaine. Couplé à des analyses biologiques, il sera alors possible de confronter ces deux types de données pour conclure sur l'état du milieu aquatique ainsi que sur sa capacité d'autoépuration du cours d'eau.

L'échantillonnage des eaux et les analyses en laboratoire ont été effectués en deux étapes. La première a été réalisée durant la semaine de terrain avec les mesures de plusieurs paramètres in situ ainsi qu'en laboratoire. La seconde a nécessité un deuxième échantillonnage de 1,5L d'eau pour quantifier les paramètres chimiques manquants. Dans les deux cas, les échantillons ont été prélevés à l'amont de Pontarlier au pont des Rosiers, dans la ville de Doubs et sur le Drugeon, juste avant la confluence avec le Doubs.

1. Matériel et méthode

1. 1. **Echantillonnage des eaux**

Les échantillons d'eau sont prélevés dans des flacons en plastique étanche, en respectant certaines précautions afin de ne pas contaminer l'eau. Les prélèvements se font à mi-hauteur d'eau, face au courant. Les flacons sont remplis entièrement et refermés de sorte à éviter toute entrée d'air. Ils sont ensuite stockés à 4°C, à l'obscurité, pour éviter tout développement biologique ainsi que d'éventuelles réactions chimiques. Les mesures ont été réalisées sur deux campagnes de prélèvement. La première a eu lieu le 9 octobre 2014, en fin de période d'étiage estival, correspondant au minimum de dilution des composés chimiques. La seconde a eu lieu un mois plus tard, le 22 novembre 2014, avec des conditions automnales marquées (fortes précipitations et épisode neigeux).

1. 2. Paramètres analysés sur le terrain

Lors des prospections terrain, nous avons réalisé des mesures directement dans le Doubs de température, de conductivité, de pH et d'oxygène dissous. Afin d'éviter au maximum les biais dans les analyses ces paramètres sont obligatoirement décrits sur le terrain, juste après échantillonnage, à l'exception peut-être de la conductivité. La prise en compte de ces descripteurs est primordiale car ils influent sur les caractéristiques des micropolluants dans le milieu et particulièrement sur leur mobilité.

La température joue un rôle essentiel sur la solubilité de certains gaz et composés (dioxygène ou certains sels par exemple). Par conséquent, l'oxygène dissous et la conductivité seront dépendants de la température.

La conductivité traduit la présence de composé ionique dans l'eau. Elle est souvent dépendante du substrat géologique et de la distance à la source, ce qui en fait un excellent descripteur de l'évolution longitudinale des cours d'eau. Cependant, il peut être fortement influencé par les pollutions engendrant une augmentation de la teneur en ion. Comme on a pu le voir, l'activité ionique d'une solution varie en fonction de la température. Il convient donc, pour effectuer des mesures précises, de tenir compte de la température dans les mesures de conductivité. Celles-ci sont généralement prises à 25 °C. Si ce n'est pas le cas, on utilise un facteur « f » de correction qui permet de passer d'une conductivité à température « x°C » à une conductivité à 25°C.

Le pH mesure la concentration en ion oxonium (H_3O^+) d'une eau. Connaitre cette grandeur, est nécessaire pour connaître les formes que prendront les composés ioniques dans l'eau. La visualisation des différentes formes en solution permet ensuite d'anticiper leur comportement dans le cours d'eau.

La concentration en oxygène dissous dans l'eau dépend des échanges passifs avec l'atmosphère et de l'activité photosynthétique des végétaux. Cette grandeur va subir des variations journalières et saisonnières très importantes. Elle sera encore influencé par la pression, la température, l'agitation de l'eau, la présence de composé réducteur dans l'eau etc. Pour pouvoir la comparer il est nécessaire de l'ajuster à une température de 20°C ou de prendre en compte le taux de saturation de l'eau.

1. 3. Paramètres analysés en laboratoire

La turbidité

A l'aide d'un turbidimètre optique (Thermo Scientific), la turbidité de l'eau a été analysée. Les résultats mettent en évidence la présence de matière en suspension (MES) finement divisées et sont exprimés en NFU (Nephelometric Turbidity Unit).

Les composés organiques

La matière organique présente dans les cours, d'origine et de formes très variables, possède toujours un fort pouvoir réducteur. Elle va alors réagir par oxydo-réduction avec l'oxygène dissous. Pour cette raison, il est important d'évaluer la quantité de matière organique présente dans un cours d'eau. Si elle est présente en trop grande quantité, elle peut entraîner une désoxygénation du milieu entraînant l'asphyxie de la faune aquatique.

Afin d'évaluer ses caractéristiques et sa concentration, nous avons utilisé trois méthodes complémentaires : la Demande Biochimique en Oxygène à 5 jours (DBO5), l'oxydabilité au permanganate de potassium et enfin le dosage du Carbone Organique Total (COT).

- Demande Biochimique en Oxygène à 5 jours (DBO5)

La DBO5 correspond à la quantité d'O₂ (en milieu aérobie) nécessaire aux micro-organismes présents dans l'eau pour dégrader et minéraliser les matières organiques (dissoutes ou particulaires) après 5 jours d'incubation dans l'obscurité à une température donnée de 20°C. Ces conditions favorisent l'activité biologique sans production photosynthétique parasite.

Pour mesurer la DBO5, on remplit un petit flacon à ras-bord avec l'échantillon d'eau que l'on souhaite analyser. La teneur en oxygène dissous à l'instant t₀, mesuré en mg/L d'O₂, y est ainsi mesurée à l'aide d'un oxymètre. La température à t₀ est de 22°C lors des mesures. L'échantillon est ensuite stocké durant 5 jours (dans l'obscurité). Au terme de ces 5 jours, une nouvelle mesure est réalisée (à l'instant t₅). Pour plus d'intégrité des données, deux échantillons ont été réalisés séparément. La température à t₅ est alors de 21°C. Ce protocole est défini précisément dans une norme AFNOR de 1975.

Dans le cas d'eaux superficielles peu chargées, il n'est pas utile de réaliser de dilution pour mesurer la DBO5. La mesure est valide si la concentration en dioxygène consommée est comprise entre : $0,4 \times t_0$ et $0,6 \times t_0$. La DBO5 est donnée par la relation suivante :

$$DBO_5 = F ((t_0 - t_5) - (D_0 - D_5))$$

Avec :

- F : facteur de dilution
- t₀ : concentration initiale en O₂ en mg/L de l'échantillon
- t₅ : concentration en O₂ en mg/L de l'échantillon au terme de 5 jours
- D₀ : teneur en O₂ dissous en mg/L de l'échantillon
- D₅ : teneur en O₂ dissous en mg/L de l'échantillon au terme de 5 jours

Dans notre cas, l'échantillon n'a pas eu besoin d'être dilué. Après avoir rapporté les valeurs mesurées d'oxygène dissous à 20°C, on aura : $DBO = T_0 - T_5$

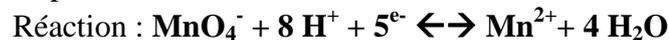
Pour rapporter les valeurs mesurées d'oxygène à 20°C, on utilise un abaque des données AFNOR (1975) présentant la solubilité de l'oxygène dans l'eau pure et les solutions

salines, en suivant la formule suivante : $[O_2]_{20^\circ C} = [O_2]_{X^\circ C} \times \text{Valeur oxygène dissous } 20^\circ C / \text{Valeur oxygène dissous à } X^\circ C$

- L'oxydabilité au permanganate de potassium

L'oxydabilité des matières organiques de notre échantillon d'eau va s'effectuer à partir d'un dosage en retour. Plus adapté que la méthode directe pour ce type de dosage, le titrage indirect permet tout d'abord d'apprécier une apparition de couleur (plus facile à discerner qu'une disparition de couleur) et reste plus pratique et rapide. Ce type de méthode se déroule en 3 étapes, détaillées ci-dessous.

1) On fait réagir l'intégralité de nos composés organiques présents dans l'échantillon en ajoutant du permanganate en excès, à partir d'une solution de permanganate de potassium ($KMnO_4$). Le permanganate oxydant va réagir avec les composés organiques réducteurs. Il faut à cette étape ajouter suffisamment de permanganate pour qu'au plus un tiers de celui-ci soit consommé. Ensuite, on laisse porter à ébullition pour accélérer la réaction et pour s'assurer que celle-ci soit complète.



A la fin de cette étape, la matière organique (oxydable) a été complètement oxydée. Il reste du $KMnO_4$ en excès que l'on va désormais chercher à doser.

2) On pourrait directement titrer l'excès de permanganate avec le sel de Mohr, cependant il est plus difficile de discerner la disparition d'une couleur que de noter son apparition. Pour cette raison on ajoute en excès du sel de Mohr. Celui-ci va réduire le permanganate restant et il ne restera plus qu'à doser le sel de Mohr en excès. Dans ce cas, on aura bien à juger l'apparition d'une couleur.



A la fin de cette étape, le permanganate sera entièrement réduit mais le sel de Mohr restera en excès. Il ne reste plus qu'à doser cet excès.

3) On titre l'excès de sel ferreux par le permanganate jusqu'à obtenir une coloration rose persistante.

La réaction est la même que précédemment. On note ici le volume à l'équivalence pour pouvoir ensuite définir la quantité de matière oxydable dans notre échantillon d'eau.

Il est important de noter le volume équivalent lorsque la coloration apparaît légèrement, et un deuxième volume lorsque la couleur est bien prononcée. Cela permet de réduire le risque d'erreur lié à notre appréciation visuelle du virage en faisant la moyenne des deux valeurs. De plus, tous les dosages seront réalisés deux fois pour assurer l'intégrité des données. A nouveau, une moyenne du volume à l'équivalence pourra ainsi être calculée pour chaque dosage (figure 34). Enfin, à partir du volume à l'équivalence trouvé, il sera possible de définir notre oxydabilité à partir de la formule suivante :

$$OxKMnO_4 \text{ (mgO}_2 \cdot L^{-1}) = \frac{V_{ox} \text{ consommé (mL)} \times N_{ox} \text{ (Eq. L}^{-1}) \times 8 \times 1000}{V_{eau} \text{ (mL)}}$$

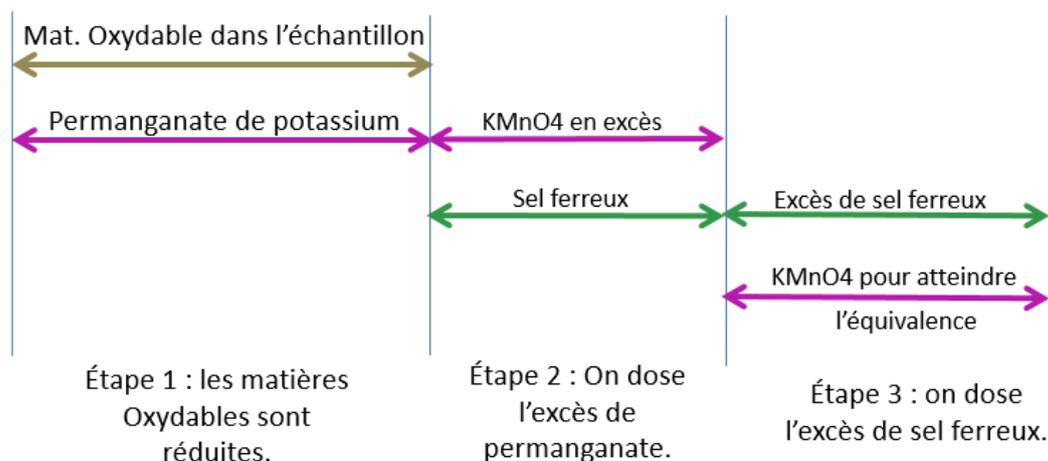


Figure 33 : Schéma récapitulatif des réactions effectuées

- Le dosage du Carbone Organique Totale (COT)

Le carbone organique total va être évalué à partir d'une oxydation thermique. Cela consiste à oxyder ce carbone dans un four à haute température en présence d'un catalyseur. Ce catalyseur a pour rôle d'éliminer les halogénures présent dans le prélèvement. Pour qu'il ne reste plus que du carbone organique dans l'échantillon on ajoute de l'acide sulfurique qui va consommer le carbone inorganique. En principe cette étape n'est pas nécessaire puisque l'appareil de mesure injecte automatiquement de l'acide sulfurique mais pas toujours en quantité suffisante pour consommer l'intégralité du carbone inorganique.

Ensuite, du dioxygène est injecté pour favoriser la combustion du carbone. On mesure alors le CO_2 formé à partir d'un détecteur à infrarouge. La quantité formée est alors proportionnelle à l'aire du pic donnée par le logiciel d'acquisition.

A partir d'une gamme étalon et en suivant cette technique de mesure, nous allons pouvoir analyser la quantité de carbone organique total dans nos échantillons.

Les composés minéraux

- Détermination de la conductivité

Un dosage de la conductivité des eaux prélevées lors du second échantillonnage est également réalisé. Pour cela, une sonde conductimétrique relié à un appareil de mesure (Seven Easy, METTLER TOLEDO) est utilisée. Après rinçage de la sonde et calibrage à partir de solutions étalons, deux lectures de la conductimétrie ($\mu\text{S}/\text{cm}$) sont réalisées et leur moyenne est conservée.

- Détermination de l'alcalinité

L'alcalinité correspond à la teneur en carbonates et en alcali libre dans l'eau. Ici, on s'intéresse surtout aux différentes formes de carbonates (H_2CO_3 , HCO_3^- , CO_3^{2-}). Celles-ci

sont en équilibre dans l'eau en fonction du pH. Bien souvent, les hydrogénocarbonates seront les ions dominants car le pH des eaux naturelles se situent entre 6,5 et 8,5. En dessous de 8,3, les ions carbonates (CO_3^{2-}) sont inexistants. En revanche au-dessus de 8,3 c'est l'acide carbonique (H_2CO_3) qui est absent.

Afin de déterminer cette alcalinité, on réalise une double acidimétrie à partir d'une solution d'acide sulfurique. On place un premier indicateur coloré dans notre eau naturelle, la phénolphaléine, qui tend à virer au rose avec un pH supérieur à 8.3. Ce composé permet de déduire la présence de CO_3^{2-} dans notre eau. Si la coloration est effective, le dosage des ions carbonates est effectué par de l'acide sulfurique, d'après la réaction suivante : $2 \text{CO}_3^{2-} + \text{H}_2\text{SO}_4 \rightarrow 2 \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$.

Pour doser les hydrogénocarbonates (HCO_3^-), un second indicateur coloré est utilisé. Il s'agit de l'hélianthine dont la zone de virage est comprise entre des pH de 3,1 à 4,4. En l'absence de CO_3^{2-} c'est les ions HCO_3^- qui vont réagir avec l'acide. On pourra alors déterminer leur concentration dans l'eau. L'équation de réaction est la suivante : $2 \text{HCO}_3^- + \text{H}_2\text{SO}_4 \rightarrow \text{H}_2\text{CO}_3 + \text{SO}_4^{2-}$.

- **Détermination de la dureté par le dosage des ions Calcium et Magnésium.**

La dureté ou titre hydrotimétrique (TH) coïncide avec la somme des concentrations en cations métalliques d'une eau à l'exception des métaux alcalins et de l'ion H^+ . Habituellement, on a majoritairement $\text{TH} = \Sigma [\text{Ca}^{2+}]$ et $[\text{Mg}^{2+}]$, soit la somme des concentrations en ions calcium et magnésium. Pour les déterminer, on réalise un dosage à l'acide éthylène diamino-tétracétique (EDTA). Ce composé peut former par chélation des complexes très stables avec des ions métalliques, notamment avec les alcalino-terreux. En présence d'EDTA, les ions calcium et magnésium vont se complexer et ne plus être libres dans la solution aqueuse. Grâce à un indicateur coloré (pastille Merck), il est possible de réaliser un dosage colorimétrique renseignant sur la teneur d'une eau en Ca^{2+} et Mg^{2+} . Initialement de couleur rouge foncée après ajout d'ammoniac, on obtient une couleur verte foncée quand l'ensemble de ces ions sont chélatés.

- **Dosages de l'azote total**

L'analyse de l'azote total (NT) est réalisée à l'aide d'un analyseur spécifique. Le but principal est d'oxyder en diazote (N_2) les éléments azotés, grâce à des oxydants tels que du dioxygène ou de l'ozone. L'oxydation est réalisée à 900°C en présence d'un catalyseur. La détection s'effectue par infrarouge (comme pour le COT).

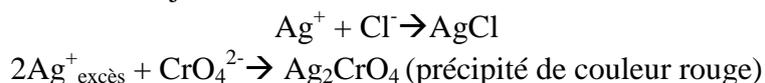
Afin de connaître la part de ces deux ions métalliques dans la dureté totale, un dosage de la concentration en magnésium est réalisé par titrage à l'EDTA après précipitation des ions Ca^{2+} par l'oxalate d'ammonium $(\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4$. La précipitation du calcium s'effectue par formation d'un complexe insoluble : $\text{Ca}^{2+} + (\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4 = 2 \text{NH}_4^+ + \text{CaC}_2\text{O}_4$.

- **Dosage d'ions majeurs ou mineurs par spectrométrie UV-Visible.**

Les ions Chlorures : Cl⁻

Afin de déterminer la concentration en chlorure dans notre échantillon d'eau, on réalise un titrage suivant la méthode de Mohr. Cette dernière permet de réaliser la détermination de la concentration en Cl⁻ par mesure spectrophotométrique grâce à la formation d'un composé coloré. On fait réagir les chlorures avec du nitrate d'argent (AgNO₃) de concentration connue en présence de chromate de potassium (K₂CrO₄). Ici la zone de virage se traduit par l'apparition du chromate d'argent (couleur rouge) signifiant que l'intégralité des chlorures ont précipités.

Les réactions mises en jeu sont les suivantes :



Les sulfates : SO₄²⁻

En présence de Baryum, les ions sulfates précipitent sous la forme de sulfates de baryum (BaSO₄). La réaction doit s'effectuer en milieu acide, à l'aide d'acide chlorhydrique, HCl. Le précipité obtenu est ensuite stabilisé par l'ajout de polyvinylpyrrolidone : cela induit une suspension homogène trouble, ce qui permet un dosage par spectrométrie d'absorption à 650 nm. Une gamme d'étalonnage a été effectuée entre 0 et 60 mg.L⁻¹.

Les phosphates : PO₄³⁻

Le dosage des phosphates se fait en milieu acide. L'ajout de paramolybdate d'ammonium (NH₄)₆Mo₇O₂₄ · 2H₂O induit la formation d'un complexe phosphomolybdique, en présence de PO₄³⁻. On ajoute ensuite des chlorures stanneux (SnCl₂) pour réduire ce complexe. Une couleur bleu se forme alors proportionnelle à la quantité de complexe formé, à la présence de phosphates dans l'échantillon. Le dosage peut alors se faire par spectrométrie d'absorption à 650 nm.

Les nitrates : NO₃⁻

Pour doser les nitrates, une mesure d'absorbance par spectromètres UV-Visible est réalisée. En effet, la réaction entre le salicylate de sodium C₇H₅NaO₃⁻ et l'ion NO₃⁻ donne du paranitrosalicylate de sodium qui présente une couleur jaune-orangé. Afin de quantifier les nitrates présents dans l'échantillon d'eau, il est nécessaire de développer au préalable une courbe d'étalonnage. Cette dernière met en relation l'absorbance (A) en fonction de la concentration en nitrate (solutions utilisées à 0, 2, 4, 6 et 8 mg/L de NO₃⁻). Les dosages spectrométrique UV-Visible ont été réalisés à 430 nm.

Les ions ammoniums : NH₄⁺

Les ions ammonium réagissent avec le réactif de Nessler alcalin pour former un composé iodé (iodure de dimercuriammonium) qui varie du rouge au brun. Ce composé coloré permet de réaliser un dosage par spectrophotométrie de l'ammonium à une longueur d'onde de 420 nm.

Détermination de la Balance ionique

En solution, un paramètre très important est l'électronégativité. Ce principe de base stipule que la somme des cations majeurs (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ et K^+) est égale à celle des anions majeurs (HCO_3^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^-), avec une différence de plus ou moins 5 %. Un écart supérieur entre ces sommes traduit généralement qu'un ou plusieurs ions majeurs a été mal dosé. Cependant, cet écart peut également provenir d'apport important en composés ionisés d'origine anthropique.

Les ions potassium (K^+) et les ions sodium (Na^+), n'ayant pas été mesurés ne seront pas pris en compte dans l'analyse de la balance ionique. Cela peut avoir un biais sur les résultats, bien que ces deux ions soient très probablement minoritaires dans les eaux échantillonnées.

- Dosage de plusieurs éléments majeurs et éléments traces métalliques

L'analyse quantitative de 24 éléments majeurs ou mineurs a été effectuée par ICP optique (spectromètre d'émission atomique). Les trois échantillons d'eaux issues du prélèvement d'eau du 19/11/2015 ont été filtrés à l'aide d'un filtre à $1\mu\text{m}$ et d'une pompe à vide afin d'éliminer les matières en suspension susceptibles d'obstruer les composantes de l'analyseur. De ce fait, seul les éléments dissous dans l'eau seront pris en compte.

L'analyse des éléments sélectionnés par ICP optique nécessite de mesurer et de contrôler plusieurs paramètres. Afin d'éviter tout biais, toutes les analyses effectuées sont couplées à celle d'une solution étalon interne contenant de l'Yttrium à une concentration connue. Cette mesure complémentaire permet à l'appareil d'affecter aux résultats finaux une correction immédiate. De plus, l'analyse d'une solution témoin fournie par le fabricant permet de s'assurer de la fiabilité des résultats obtenus. Pour cela les variations observées pour chaque élément ne doivent pas excéder 20%. Ces contrôles sont opérés tous les dix échantillons environ afin de limiter une dérive des analyses.

Des mesures appliquées à un blanc et six solutions (comprenant des concentrations connues et croissantes de chaque éléments) permettent d'obtenir des droites d'étalonnages nécessaires pour établir les limites de détection (LD) et de quantification (LQ) de chaque métaux. Leur validation n'est effective que si les R^2 sont proche de 0.99. Les analyses du titane n'ont pas permis d'obtenir une courbe d'étalonnages correcte. En conséquence, les mesures de cet élément n'ont pas été gardées.

A l'aide d'une solution certifiée (ERM® - CA011b) comprenant des valeurs de références pour plusieurs éléments analysés, les taux de recouvrements (TR) entre ces valeurs et celles mesurés permettent de valider ou non la qualité de nos mesures. Il a été admis que la limite d'acceptabilité était comprise pour des $\text{TR} < 80\%$ ou $\text{TR} > 120\%$.

Pour les trois échantillons, les analyses sont réalisées trois fois et la moyenne des valeurs est retenue. Afin de s'assurer de la bonne répétabilité des mesures, l'écart type doit être inférieur à 20 %. La première mesure affectée à l'échantillon Doubs à Doubs a révélé des

anomalies de réplification pour trois éléments (Nickel, Phosphore et Barium). En revanche, la seconde n'a pas mis en évidence d'écart type supérieure à 20%. De ce fait, l'ensemble des résultats obtenus de la mesure 2 ont été conservés.

1. 4. Traitement des résultats

Afin de traiter au mieux nos résultats, nous avons utilisé principalement deux sources d'informations. La troisième source, la norme DCE est venu en complément notamment au niveau des formes azotées. Dans un premier temps, nous avons étudié les valeurs référencées par la grille d'évaluation *SEQ-eau* de 2003 (*Tableau 12*). La norme *SEQ-eau* définit ses classes en fonction des résultats d'études effectuées sur toute la France. Les résultats vont permettre de définir les classes. Ainsi, ces classes ne résultent pas d'études scientifiques mais d'études statistiques. Nous avons choisi d'utiliser la catégorie « potentialités biologiques ». La fonction « potentialités biologiques » exprime l'aptitude de l'eau à la biologie dans les cours d'eau, lorsque les conditions hydrologiques et morphologiques conditionnant l'habitat des êtres vivants sont réunies. Elle est la plus à même de répondre à notre problématique, savoir si l'eau analysée peut accueillir une faune variée. Le *SEQ-eau* permet de classer les différents paramètres étudiés en 5 catégories (*tableau 12*).

Tableau 12 catégories répertoriées par le SEQ-eau

Classe	Aptitude	Niveau de dégradation
	Très bonne	Potentialité de l'eau à héberger un grand nombre de taxons polluo-sensibles, avec une diversité satisfaisante.
	Bonne	Potentialité de l'eau à provoquer la disparition de certains taxons polluo-sensibles avec une diversité satisfaisante.
	Passable	Potentialité de l'eau à réduire de manière importante le nombre de taxons polluo-sensibles, avec une diversité satisfaisante.
	Mauvaise	Potentialité de l'eau à réduire de manière importante le nombre de taxons polluo-sensibles, avec une réduction de la diversité.
	Inapte à l'usage	Potentialité de l'eau à réduire de manière importante le nombre de taxons polluo-sensibles ou à les supprimer, avec une diversité très faible.

Nous avons de plus utilisé les composantes chimiques des eaux courantes (*Nisbet & Verneaux, 1970*). De la même manière que la norme *SEQ-eau*, l'étude de *Nisbet & Verneaux* s'appuie sur des indicateurs biologiques.

2. Résultats

Autant que faire se peut, nous avons utilisé les données du SEQ – eau de 2003 pour les classer dans les catégories vues précédemment. Nous avons fait le choix de présenter ici 6 stations (tableau 13) mais la totalité des données sont présentes en annexes avec le code couleur SEQ-eau (annexes 3). De plus, l'annexe 4 présente les mêmes données confrontées aux normes définies par Nisbet et Verneaux.

Tableau 13 : Résultats des mesures des paramètres physico-chimiques effectués au niveau de l'amont, du rejet, de l'aval proche et de l'aval lointain.

Paramètre \ Lieu	Amont lointain	Amont proche STEP	Aval proche	Arçon	Rémonot	Drugeon
Paramètres globaux						
pH	7,8	7,8	8,3	7,6	7,5	7,4
Conductivité en $\mu\text{S.cm}^{-1}$	297	339	487	298	318	334
TAC en °F	9,6	19	18,6	20,4	19,4	16,4
Turbidité en NTU	54	8,2	0,2	7,6	12,1	3,7
Dureté en °F	17	19,4	17,3	17	20	24,6
Minéralisation						
[Ca ²⁺] en mg/L	65,8	74	65,2	65	74	93,3
[Mg ²⁺] en mg/L	1,3	2,11	2,4	1,7	1,8	3,1
Chlorures en mg/L	21,3	11,7	156	10,4	17,5	35,4
Sulfates en mg/L	8,6	9,4	6,6	10,8	7,3	1,5
Matière oxydable et organique						
DBO5 en mg/L		0,63	2,2		0,7	
Oxydabilité KMnO4 en mg/L		3,52	3,8		3,6	
COT en mg/L	4,1	4,8	2,6	2,5	4,7	7,1
Matières azotées et phosphatées						
[NO ₃ ⁻] en mg/L	4,2	5,7	2,3	9,3	8,1	4,7
[NH ₄ ⁺] en mg/L	0,1	0,45	0,2	0,9	0,1	0,7
Phosphates en mg/L	0,1	0,03	0,05	0,01	0,1	0,25
Azote kjeldal en mg/L	0,7	1,1	/	3,8	1	0,3

Les différents pH relevés au sein du Doubs se situent entre 7,5 et 8,3. Il est à noter que le maximum est atteint en sortie de STEP. Le pH décroît alors rapidement pour atteindre une valeur proche de 7,5.

On remarque une légère augmentation de la conductivité au sein de la ville de Pontarlier. Elle correspond à la quantité de minéraux présents dans l'eau. De plus, en sortie de STEP, on note cette fois-ci une hausse beaucoup plus conséquente. La conductivité retrouvera un niveau proche de l'amont de Pontarlier au niveau d'Arçon. On remarque une très nette augmentation du TAC imputable à la ville de Pontarlier car en amont, la valeur est aux alentours de 10°F. La valeur la plus en amont de la turbidité semble aberrante, compte tenu des valeurs en aval.

La dureté augmente avec l'éloignement de la source. On remarque une légère augmentation entre l'amont et l'aval très lointain (Rémonot). De plus, malgré que l'eau du Drugeon soit plus dure que celle du Doubs, on ne remarque pas d'impact sur l'eau du Doubs à

Arçon. En revanche, on remarque une légère différence (+2,4°F) entre l'amont de Pontarlier et la STEP.

Il faut savoir qu'une eau dure n'a pas de conséquence sur la santé humaine car le calcium et le magnésium sont des constituants majeurs de notre organisme. L'inconvénient d'une eau très dure se situe au niveau domestique. Il y aura une forte accumulation de tartre. Ce dernier peut être évité en installant un adoucisseur (en effet, les lavages durent plus longtemps avec Calgon). Le calcaire présent dans l'eau à trop forte dose diminue l'efficacité des détergents et des lessives. Ces différentes informations ne s'appliquent donc pas directement à l'eau prélevée, celle-ci étant de dureté moyenne. Enfin, les valeurs témoignent d'une très bonne aptitude au développement biologique.

En ce qui concerne l'ion calcium, sa concentration est relativement constante que ce soit en amont ou en aval de la STEP. La principale différence se trouve au niveau du Drugeon, où la concentration est légèrement supérieure. Pour les ions magnésium, nous pouvons remarquer que, comme pour le calcium, les concentrations sont constantes, avec une concentration légèrement supérieure pour le Drugeon.

En terme de qualité, une eau ne doit pas dépasser une concentration de 250 mg/L en ions chlorures. Dans notre cas, nous nous situons bien en dessous avec 50mg/L, caractéristique d'une eau de classe 1. La concentration mesurée sur la station aval proche est surprenante due à une valeur excessive par rapport aux autres données.

La limite de qualité en termes de sulfates est de 250 mg/L. On remarque que l'eau étudiée a une concentration en sulfate très largement inférieure à cette valeur. Les concentrations sont relativement stables.

Certaines stations restent sans résultat en ce qui concerne l'oxydabilité au permanganate et la DBO5. En revanche, pour celles qui ont été analysées, les résultats restent stables le long du parcours. Les données montrent une baisse importante de la concentration du COT au niveau de l'aval de la STEP. Les concentrations vont par la suite progressivement réaugmenter. Le Drugeon présente une importante concentration en COT, ce qui peut influencer les concentrations dans le Doubs.

Hormis en sortie de STEP, nos eaux présentent toutes des concentrations nettement supérieures à 4-5 mg/L de nitrates. Elle ne présente pas la qualité maximale, mais reste toutefois « bonne » au sens de la classification du SEQ-eau. Pour l'ammonium, les échantillons analysés présentent une bonne stabilité de sa concentration de l'amont à l'aval, excepté un léger rebond au niveau d'Arçon.

Dans les eaux naturelles, PO_4^{3-} doit avoir une concentration inférieure à 0,1 mg/L ce qui est le cas pour les eaux analysées. Le long du Doubs, nos eaux ont des concentrations inférieures à 100 µg/L en phosphates.

Le diagramme de Piper (figure 35 et tableau 14) nous permet de qualifier les eaux échantillonnées de bicarbonatées-calciques.

^

Diagramme de Piper

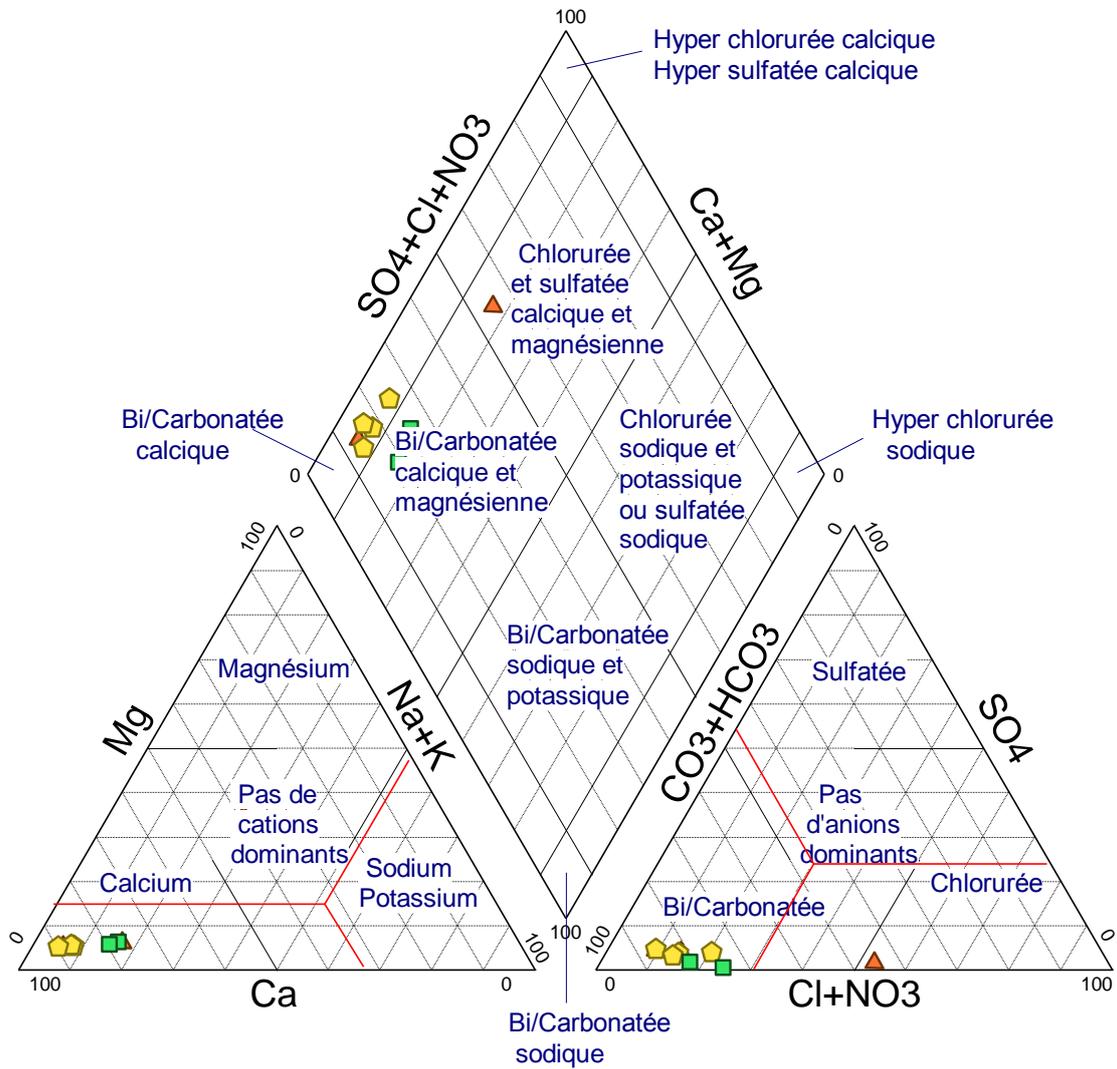


Figure 35 : Diagramme de Piper

Tableau 14 Groupes d'échantillonnages d'eau de caractéristiques similaires

Echantillon	Groupe
Oye-et-Pallet	Brown
Amont STEP	Brown
Aval proche STEP	Brown
Arçon	Yellow
Hauterive	Yellow
Ville du Pont	Yellow
Grotte du trésor	Yellow
Drugeon Amont Pont-Rouge	Green
Drugeon Amont Zillion	Green

Tableau 15 : Valeurs issues de la norme DCE pour les cours d'eau

Paramètres par élément de qualité	Limites des classes d'état			
	Très bon / Bon	Bon / Moyen	Moyen / Médiocre	Médiocre / Mauvais
Bilan de l'oxygène				
Oxygène dissous (mg O ₂ /l)	8	6	4	3
Taux de saturation en O ₂ dissous (%)	90	70	50	30
DBO ₅ (mg O ₂ /l)	3	6	10	25
Carbone organique dissous (mg C/l)	5	7	10	15
Température				
Eaux salmonicoles	20	21,5	25	28
Eaux cyprinicoles	24	25,5	27	28
Nutriments				
PO ₄ ³⁻ (mg PO ₄ ³⁻ /l)	0,1	0,5	1	2
Phosphore total (mg P/l)	0,05	0,2	0,5	1
NH ₄ ⁺ (mg NH ₄ ⁺ /l)	0,1	0,5	2	5
NO ₂ ⁻ (mg NO ₂ ⁻ /l)	0,1	0,3	0,5	1
NO ₃ ⁻ (mg NO ₃ ⁻ /l)	10	50	*	*
Acidification¹				
pH minimum	6,5	6	5,5	4,5
pH maximum	8,2	9	9,5	10
Salinité				
Conductivité	*	*	*	*
Chlorures	*	*	*	*
Sulfates	*	*	*	*
¹ acidification : en d'autres termes, à titre d'exemple, pour la classe bon état, le pH min est compris entre 6,0 et 6,5 ; le pH max entre 9,0 et 8,2.				
* : les connaissances actuelles ne permettent pas de fixer des seuils fiables pour cette limite.				

Il est à noter que la norme DCE ci-dessus (tableau 15) possède de nombreux critères identiques avec la norme SEQ-eau. Par conséquent, les différentes observations portées jusqu'à maintenant sont valables de la même manière. Cependant, deux critères changent. C'est le cas des ions ammonium et du nitrate. Pour les nitrates, la norme DCE semble beaucoup plus conciliante. En effet, toutes nos valeurs sont inférieures à 10mg/L. Elle accorde donc un niveau très bon à chacun de nos échantillons alors que la norme SEQ-eau mettait nos échantillons en « bon état » uniquement. Pour les ions ammonium, la norme DCE est plus sévère que la norme SEQ eau. La norme DCE accorde un niveau « moyen-médiocre » à 2 de nos échantillons (Arçon et Drugeon) car ils sont au-delà de 0,5 mg/L. Les autres échantillons sont classés comme dans un état jugé « bon ». On voit donc qu'il y a peu de différences entre la norme SEQ-eau et la norme DCE. Seuls les composés azotés sont modifiés.

Historique des principaux paramètres globaux

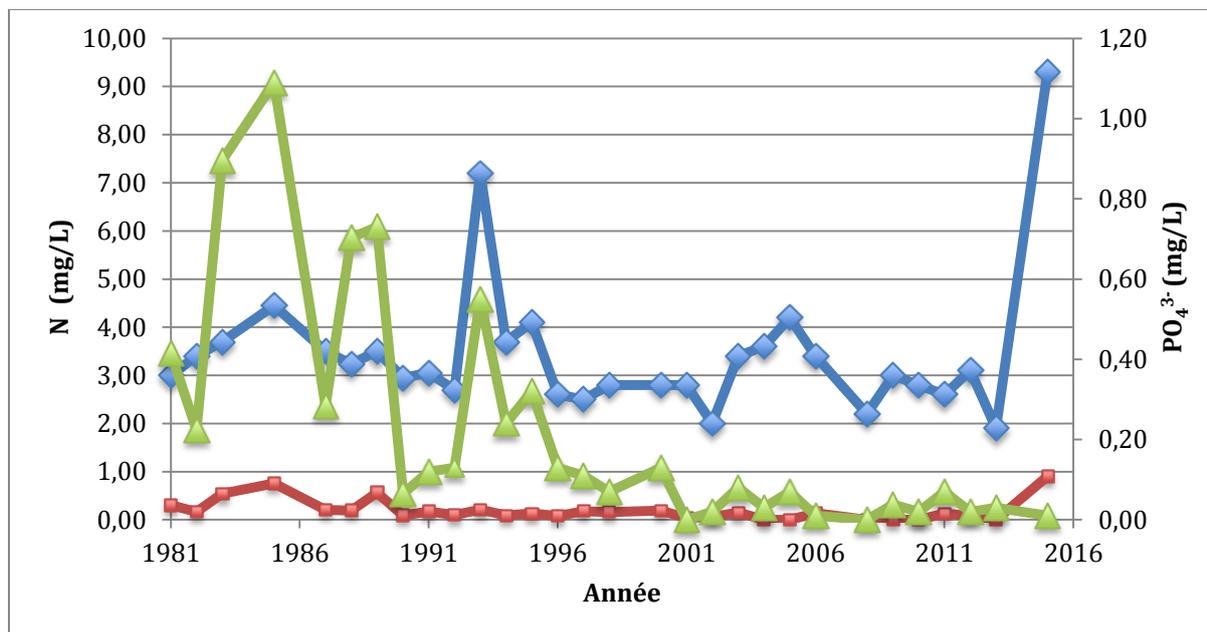


Figure 34 : Evolution des concentrations en nitrates, ammonium et phosphates (mg/L) en novembre depuis 1981 à 2015 sur la station d'Arçon.

Les concentrations en nitrates sont représentées par des losanges bleus. Les concentrations en ammonium sont symbolisées par des carrés rouges. Les concentrations en phosphates sont symbolisées par les triangles verts.

La figure 36 représente l'évolution des concentrations en matières azotées et phosphorées de 1981 à 2015 pendant le mois de novembre.

Les concentrations en ammonium et en nitrates sont supérieures à la normale mensuelle. Cependant la concentration en nitrate pendant le mois de novembre est fréquemment supérieure au seuil de 3mg/L à partir duquel Nisbet et Verneaux (1978) considèrent qu'il y a une source de pollution. Des observations similaires sont faites pour les concentrations en ammonium qui sont certaines années supérieures à 0,1mg/L. Les teneurs observées sur la station d'Arçon en novembre 2015 ne sont pas très différentes des normales mensuelles, bien que légèrement supérieures. Une pollution en matières azotées est donc observée depuis 1981.

La concentration en phosphates mesurée en novembre 2015 est similaire aux teneurs observées depuis le début des années 2000 et est donc représentative des conditions des années précédentes.

Eléments Traces Métalliques

Analyses des éléments mineurs

Dans ces résultats (tableau 16), nous n'avons pas tenu compte des éléments traces n'ayant aucune valeur chiffrée. La machine n'étant pas suffisamment précise pour détecter les infimes concentrations en ces éléments, il ne semble pas pertinent de les traiter. Les données complètes sont visibles en annexe.

Tableau 16 : Concentrations en éléments traces métalliques

	Amont lointain	Amont proche	Aval proche	Arçon	Arçon (5ans)	Remonot	Drugeon	Limite LDM	Limite LQM
Eléments traces métalliques (µg/L)									
B	57,1	10,3	60,6	13,257	10	< LQM	119,7	1,5	5,0
Co	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	0,05	< LQM	13,7	0,9	3,0
Cu	< LQM	< LQM	< LQM	7,6	0,7	< LQM	7	1,4	6,6
Mn	2,6	< LQM	2,2	< LDM	/	< LDM	< LQM	0,4	1,4
Ni	< LDM	15,6	< LDM	< LDM	0,5	< LDM	156	1,3	4,4
P	25,1	29,5	9,9	61,8	20	41,6	55,9	2,8	9,4
Sn	< LQM	17,2	< LDM	< LDM	0,5	< LDM	< LQM	2,5	8,5
Sr	103,9	84,5	84,9	78,8	/	86,5	47,3	0,1	0,2
Zn	1,3	194,05	1,8	2,6	1	2	53,4	0,2	0,7
Eléments majeurs (mg/L)									
Ca	63,1	72,0	95,1	64,5	/	73,2	53,7	7,9	26,4
K	2	2,4	2,7	2,4	/	1,9	3,6	33,3	111,1
Mg	3,4	2,5	4,6	2,5	/	2,6	2,4	13,6	45,4
Na	3,7	4,2	2,1	5,3	/	3,5	9,4	15,3	51,0
S	2,4	2,3	3,3	2,4	/	2,5	3,3	4,6	15,3
Si	1,1	1,0	0,9	1,2	2,8	1,1	1,5	9,5	31,8

Dans un premier temps, on remarque que les différents éléments mineurs (< 1mg/L) sont majoritairement présents à l'état de trace dans les échantillons analysés. En effet, la plupart ne dépasse pas les limites de quantifications (18/108 résultats) et de détection (56/108 résultats). En ce qui concerne nos valeurs chiffrées, que nous avons pu classer en suivant les recommandations du SEQ-eau, nous retrouvons un seul exemple de très bon état (Zn en amont lointain), témoignant d'une qualité des eaux moins bonne concernant les éléments mineurs que pour les paramètres chimiques vus précédemment. Les éléments tels que l'aluminium, l'arsenic, le cadmium, le cobalt, le chrome, le fer, le mercure, le plomb, l'antimoine et le sélénium sont absents ou présents à l'état de traces. Le cuivre, le nickel, le manganèse et l'étain sont présents de manière ponctuelle sur certaines stations, à de très faibles concentrations mais tout de même quantifiables. Le nickel voit sa concentration augmenter au niveau de Pontarlier et dépasser les limites de quantification (classe 3 du SEQ-eau) ainsi qu'au niveau du Drugeon (classe 4 du SEQ-eau). Ensuite, en ce qui concerne le cuivre, on retrouve un pic de concentration au niveau d'Arçon (classe 3 du SEQ-eau). Pour l'étain, on le retrouve uniquement au niveau de la ville de Pontarlier.

Le bore et le strontium ne semblent pas apparaître au sein du SEQ-eau (aptitude à la biologie) mais sont tous les deux présents dans nos échantillons. On note d'ailleurs un pic de bore au niveau de Pontarlier. Enfin, en ce qui concerne le phosphore, des pollutions semblent apparaître tout au long du cours du Doubs échantillonné. Il est présente une forte augmentation au niveau d'Arçon (classe 4 du SEQ-eau). On retrouve de même un pic semblable au niveau du Drugeon. Sur le reste du parcours, la

concentration en phosphore se situe au niveau de la classe 3 du SEQ-eau. En revanche, des apports de Zinc peuvent aussi provenir du Drugeon.

Historiques des ETMs

On remarque que les concentrations en ces éléments mineurs sont stables. On observe uniquement une augmentation importante pour le Bore : sa concentration est multipliée par 2 en 7 ans. Si l'on se réfère au tableau suivant (voir ci-dessous tableau 17) créé à partir des valeurs issues du site internet du bassin RMC, on remarque que la concentration en nitrate est un facteur qui évolue énormément au cours du temps. Il dépend notamment des conditions dans lesquels les échantillons d'eau ont été prélevés. Le lieu et la météorologie récente peuvent fortement faire fluctuer les concentrations. Les concentrations en ions ammonium sont très nettement inférieures aux concentrations en nitrates. Elles ne présentent pas de fortes fluctuations au cours du temps. En revanche, pour ce qui est des phosphates, leurs concentrations ont fortement diminuées.

Tableau 17 Historique des concentrations dans l'eau en ETMs sur la station d'Arçon

Métaux dans l'eau	27/01/2011	24/11/2008	approx. 15/11/2015
Antimoine ($\mu\text{g}(\text{Sb})/\text{L}$)	<0.5	<5	0,5
Arsenic ($\mu\text{g}(\text{As})/\text{L}$)	<0.5	<5	0,5
Bore ($\mu\text{g}(\text{B})/\text{L}$)	<10	5	10
Cadmium ($\mu\text{g}(\text{Cd})/\text{L}$)	<0.03	<2	0,03
Chrome ($\mu\text{g}(\text{Cr})/\text{L}$)	0.53	<2	0,5
Cobalt ($\mu\text{g}(\text{Co})/\text{L}$)	<0.05	<5	0,05
Cuivre ($\mu\text{g}(\text{Cu})/\text{L}$)	0.64	<2	0,57
Etain ($\mu\text{g}(\text{Sn})/\text{L}$)	<0.5	<10	0,5
Mercure ($\mu\text{g}(\text{Hg})/\text{L}$)	<0.02	<0.1	0,02
Nickel ($\mu\text{g}(\text{Ni})/\text{L}$)	<0.5	<5	0,5
Plomb ($\mu\text{g}(\text{Pb})/\text{L}$)	0.08	<5	0,05
Sélénium ($\mu\text{g}(\text{Se})/\text{L}$)	<0.3	<10	0,3
Zinc ($\mu\text{g}(\text{Zn})/\text{L}$)	10	<2	1

3. Discussion

Pour simplifier la compréhension de la discussion, les points de prélèvements ont été renommés par un système de numérotation, allant de 1 à 10 (figure 37).

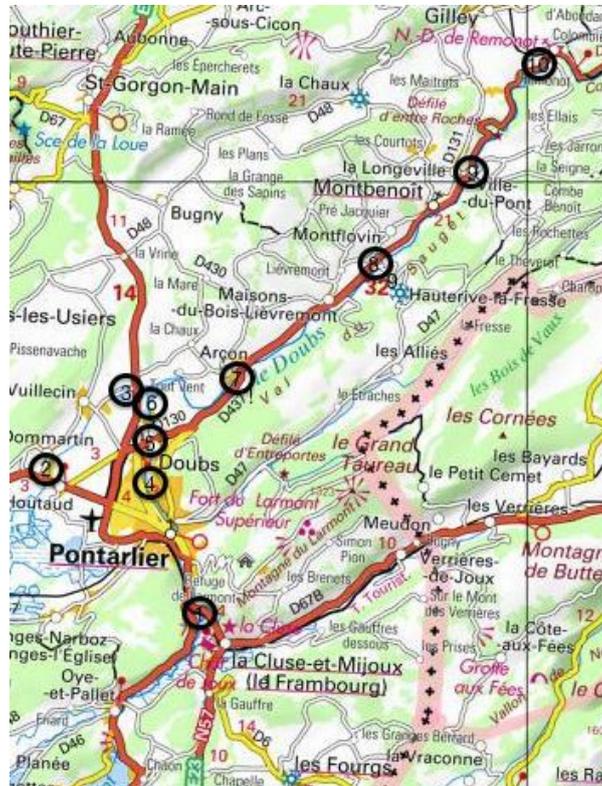


Figure 35 Description des zones d'échantillonnage sur le Doubs et le Drugeon

Pour commencer avec les paramètres globaux, le pH varie selon les stations, allant de 7,36 (station 3) à 8,3 (6), soit des pH de classes 4 et 5 (Nisbet & Verneaux, 1978). Ces valeurs sont tout à fait caractéristiques des eaux des régions calcaires. Il peut varier pendant la journée, influencé par l'activité photosynthétique des végétaux aquatiques. Les valeurs mesurées sont bien au-dessus du seuil de 5 unités pH, en dessous duquel la vie aquatique peut être impactée. Dans les régions calcaires, la solution tampon « eau-carbonates insolubles-dioxyde de carbone dissous-bicarbonates solubles » constitue un milieu stable présentant des pH élevés (7,1 – 8,3) favorables aux organismes aquatiques (Nisbet & Verneaux, 1978). Selon la méthode SEQ-eau, un pH compris entre 6,5 et 8,5 est représentatif d'une eau de bonne à très bonne qualité.

La conductivité à 20°C est variable, allant de 292,4 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (4) à 540 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (2). Ces valeurs sont relativement élevées, puisque dans la majorité des eaux, la conductivité est comprise entre 150 et 450 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Ces conductivités de classe 4 à 8 décrivent des minéralisations modérées à excessives (Nisbet & Verneaux, 1978). Des valeurs élevées, supérieures à 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ sont généralement le signe d'une eau polluée. Néanmoins, cette minéralisation élevée peut être due à la nature de la roche mère, comme dans le cas du

calcaire par exemple. Les stations 2 et 6 présentent respectivement des conductivités de 540 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 487 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Ces valeurs sont très importantes, caractérisant une minéralisation très forte à excessive probablement due à une pollution. La STEP se trouvant en amont du point 6, les eaux traitées peuvent être la raison de cette augmentation de conductivité. Aucune norme SEQ-eau n'a été trouvée concernant la conductivité.

La balance ionique est calculée à partir de la somme des cations majeurs et de la somme des anions majeurs. Elle vise ici, à identifier une éventuelle erreur lors des manipulations ou des calculs. Il faut noter que les teneurs inférieures à 1 mg/L ne sont pas prises en compte. La balance ionique est calculée à partir des concentrations en Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ et Na^+ pour les cations et de Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- et HCO_3^- . Une prévalence des anions est observée dans la majorité des stations ce qui laisse suggérer des erreurs de manipulation. Les teneurs des différentes molécules sont donc à prendre avec du recul.

La turbidité est variable, présentant des valeurs faibles (eau claire), inférieures à 5 (stations 2, 3, 6 et 8). Dans les autres stations, la turbidité est élevée allant de 7,27 NTU (9) à 54 NTU (1). La quantité de matière en suspension est importante et peut donc constituer un problème pour la vie aquatique (Nisbet & Verneaux, 1978). Une turbidité trop importante entraîne simultanément une augmentation de la température due à l'absorption de la chaleur par les particules, une réduction de la lumière accessible aux plantes et un risque d'adsorption des micro-organismes. Cependant, ces mesures ayant été réalisées pendant de fortes précipitations, elles ne sont pas représentatives du milieu en situation normale.

La dureté varie de 16,8°F (4) à 24,6°F (3), caractérisant des eaux peu dures à dures (SEDIF, 2015). Ces valeurs sont directement liées aux teneurs en calcium et magnésium. D'après Nisbet et Verneaux (1978), ces valeurs de dureté correspondent à une productivité moyenne (toutes les stations sauf la 3) à une eau piscicole très productive (station 3) et ne traduisent pas la présence de polluants dans l'eau. La méthode SEQ-eau considère les stations 2, 3, 5, 9 et 10 comme présentant une eau de qualité passable et les eaux des autres stations comme de bonne qualité.

Les teneurs en calcium varient de 63,8 mg/L (4) à 93,28 mg/L (5). Dans les eaux courantes, les teneurs en calcium varient de 1 à 150mg/L en fonction de la nature des fonds géochimiques traversés. Dans les pays calcaires, du fait de la présence d'exurgences et de résurgences à forts débits, ce paramètre reste assez homogène le long du linéaire (Nisbet & Verneaux, 1978). Les teneurs observées sont représentatives de concentrations naturelles sur substrat calcaire et sont caractéristiques d'une eau de très bonne qualité selon Nisbet et Verneaux (1978) et la méthode SEQ-eau.

Les teneurs en magnésium de l'eau varient de 0,96 mg/L (5) à 5,28 mg/L (2). Dans les eaux courantes, les teneurs en magnésium varient de 5 à 10 mg/L en fonction de la nature des fonds géochimiques traversés. Nos valeurs correspondent aux teneurs moyennes rencontrées dans les zones supérieures des cours d'eau en région calcaire (Nisbet & Verneaux, 1978) et

sont représentatives d'une eau de très bonne qualité selon Nisbet et Verneaux (1978) et la méthode SEQ-eau.

L'alcalinité ou titre alcalimétrique est nul sur chacune des stations du fait des teneurs négligeables en ions hydroxydes et l'absence de carbonates. Ces derniers ne sont présents dans l'eau que pour des pH supérieurs à 8,3. La forme prédominante, pour des pH inférieurs à 8,3 est l'hydrogénocarbonate, pris en compte dans le titre alcalimétrique complet (TAC). Les variations de l'alcalinité peuvent être mises en relation avec la conductivité et la dureté représentatives du degré de minéralisation. Les valeurs de TAC varient de 16,4°F (3) à 25,1°F (2) soit respectivement de 200,08 mg/L à 306,22 mg/L d'hydrogénocarbonates. Dans les milieux naturels le TAC varie de 10 à 350 mg/L et dans les régions calcaires de 100 à 250 mg/L (Nisbet & Verneaux, 1978).

Toutes les stations présentent des TAC compris entre 200 et 250 mg/L soit entre 16,4°F et 20,5°F mis à part la station 2. La valeur de 25,1°F observée sur cette station est trop élevée pour être naturelle et laisse penser à une pollution (tout comme sa conductivité élevée) d'après Nisbet & Verneaux (1978). Ceci n'est pas en accord avec la méthode SEQ-eau qui considère cette valeur d'alcalinité comme descriptive d'une eau de bonne qualité.

La teneur en chlorure (figure 25) varie de 10,45 mg/L (7) à 155,8mg/L (6). Les concentrations observées dans les eaux courantes exemptes de pollution n'excèdent généralement pas les 20 mg/L. Cependant, une augmentation des teneurs en Cl⁻ est observée depuis les années 80, et ce paramètre est considéré comme étant un bon indicateur du degré d'eutrophisation des cours d'eau (Nisbet & Verneaux, 1978). Il existe plusieurs sources de chlorures : l'industrie (50% des apports), le sel de déneigement (20% des apports), et la déphosphatation dans les usines de traitement de l'eau (3%) (Gumy & De Alencastro, 2001). Il n'y a pas d'augmentation de la concentration en Cl⁻ dans les eaux de la station située en aval de la station d'épuration (6). Si ce phénomène avait été observé, il aurait pu être rapproché de la déphosphatation physico-chimique des eaux de la STEP par l'utilisation de chlorures ferreux. La réaction entre ces derniers et le phosphate conduit à la formation d'un précipité complexe insoluble de phosphate de fer : $FeCl_3 + PO_4^{3-} \rightarrow FePO_4 + 3Cl^-$ (Gumy & De Alencastro, 2001)

Même si ces valeurs ne présentent pas un danger direct pour les organismes aquatiques, elles peuvent influencer l'équilibre osmotique du milieu. Ni Nisbet et Verneaux (1978), ni la méthode SEQ-eau ne considèrent ces concentrations comme signe d'une pollution mais plutôt comme signe d'eau de très bonne qualité.

La teneur en sulfates varie de 1,48 mg/L (3) à 10,85 mg/L (7). Ce paramètre constitue un moyen de caractériser le fond géochimique. Cependant, les effluents industriels et urbains peuvent en contenir d'importantes concentrations. En l'absence de pollution, la teneur en sulfate est généralement inférieure à 20mg/L à l'étiage et inférieure à 10mg/L dans les cours d'eau jurassien (Nisbet & Verneaux, 1978). Les concentrations en sulfates mesurées aux différentes stations sont représentatives d'une situation normale (Nisbet & Verneaux, 1978 ; Méthode SEQ-eau).

Globalement, on peut caractériser l'eau du Doubs et du Drugeon comme étant bicarbonaté calcique comme le montre le diagramme de Piper (annexe 5).

La teneur en phosphates varie de 0,01 mg/L (7) à 0,38 mg/L (4). D'après Nisbet & Verneaux (1978) la présence de phosphates dans les eaux naturelles à des teneurs supérieures à 0,1 mg/L est l'indice d'une pollution par des phosphates organiques et des détergents synthétiques contenus dans les eaux vannes. Des variations importantes de ces teneurs peuvent être observées en fonction de l'intensité des ruissellements. Les concentrations les plus élevées, signe d'une pollution, sont retrouvées aux stations 3 et 4. Ces mesures ont respectivement été réalisées après les villages de Vuillecin, Dommartin, Houtaud, Pontarlier et Doubs suggérant une pollution d'origine domestique. Selon la méthode SEQ-eau, des concentrations inférieures à 0,5 mg/L sont représentatives d'une eau de bonne à très bonne qualité.

La teneur en oxygène dissous dépasse rarement 10 mg/L dans les eaux superficielles, qui peuvent contenir des valeurs proches de la saturation (Nisbet et Verneaux, 1978). Les valeurs observées aux différentes stations sont toutes proches de 10 mg/L.

L'oxydabilité est renseignée à l'aide du test d'oxydabilité au permanganate de potassium qui permet d'évaluer la quantité de matière organique oxydable. Les eaux pures des zones supérieures présentent une oxydabilité inférieure à 1 mg d'O₂/L. Lorsque cette teneur est supérieure à 2 mg d'O₂/L, l'eau est considérée comme étant polluée (Nisbet & Verneaux, 1978). De plus, dans les rivières calcaires, en condition naturelle l'oxydabilité devrait être proche de 0. L'ensemble des stations 5, 6, 8 et 9 présente des teneurs supérieures 3,5 mg d'O₂/L, allant de 3,52 mg d'O₂/L (5) à 4 mg d'O₂/L (8) révélatrices d'un état douteux.

La DBO₅ à 20°C estime la pollution organique globale d'une eau naturelle. Plus celle-ci est grande et plus la quantité d'oxygène utilisée par les microorganismes pour dégrader la matière organique dans l'eau est élevée (Nisbet & Verneaux, 1970). Généralement, les cours d'eau non pollués présentent une DBO inférieure à 3 mg/L. L'ensemble des stations 4,5, 6, 8 et 10 présente des teneurs inférieures à 3 mg/L allant de 0,63 mg/L (5) à 2,21 mg/L (6) qui sont considérées comme normales à acceptables. Ce facteur ne doit pas être considéré comme unique critère d'estimation de la qualité de l'eau puisqu'il se trouve plus ou moins inhibé par la présence de certaines substances toxiques non biodégradables (Détergents, hydrocarbures...) (Nisbet & Verneaux, 1970). Selon la méthode SEQ-eau, une DBO₅ inférieure à 5 mg/L est représentative d'une eau de bonne à très bonne qualité.

Les substances azotées se rencontrent sous quatre formes : les nitrates (forme la plus oxygénée), les nitrites (forme la moins oxygénée), les sels ammoniacaux (comparable à un métal réducteur) et l'azote organique (substance réductrice) (Nisbet & Verneaux, 1978). Les nitrates sont la fraction inorganique des composés azotés, ils résultent de la minéralisation de matière organique et de la nitrification de l'ammonium.

Les teneurs en nitrates varient de 2,27 mg/L (6) à 9,32 mg/L (7) selon la station considérée. Ce paramètre change fréquemment dans les eaux naturelles selon la saison et

l'origine de l'eau. Les teneurs de 1 à 3 mg/L sont considérées comme normales d'après Nisbet & Verneaux (1978), une pollution aux nitrates est donc avérée sur toutes les stations hormis la 2 et la 6. Selon la méthode SEQ-eau, des valeurs inférieures à 25 mg/L sont révélatrices d'une eau de bonne qualité.

Les teneurs en ammonium varient de 0,1 à 0,86 mg/L selon la station. La présence d'azote ammoniacal est anormale. Il n'existe que dans des eaux riches en matières organiques en décomposition lorsque la concentration en oxygène est insuffisante. Les concentrations comprises entre 0 et 0,01 mg/L sont caractéristiques d'une eau normale et non polluée. De façon générale, c'est à l'aval immédiat des foyers de pollution que l'on trouve les teneurs les plus élevées en ammonium, alors que les teneurs en nitrates sont relativement faibles. Le pic de concentration de la station 7 présente des teneurs en azotes ammoniacaux et en nitrates plus élevées qu'aux autres stations mais cependant représentatives d'une eau de bonne à très bonne qualité selon la méthode SEQ-eau. Cet azote ammoniacal a plusieurs origines: la matière organique animale ou humaine, les rejets industriels, les engrais... (Rodier *et al.*, 1996). Ce pic peut être expliqué par un excès d'apport de lisier ou de fumier dans les champs proches de la station 7. Malgré tout, d'après Nisbet et Verneaux (1978), la totalité des stations présentent des concentrations caractérisant une pollution insidieuse sensible.

Les teneurs en azote organique varient de 0,1(4) à 1,9 mg/L (7). Les concentrations en azote K varient de 0,5 (4) à 4,0 (8) mg/L. Selon la méthode SEQ-eau, ces valeurs correspondent à des classes comprises entre la une et la trois. Il n'y a pas, dans la publication de Nisbet et Verneaux (1978), de précision sur ces paramètres.

Éléments Traces Métalliques et éléments majeurs

Les résultats obtenus sur l'ensemble des stations du Doubs et du Drugeon permettent d'établir des points de comparaisons pour les 17 ETM analysés et les 7 éléments majeurs. Toutefois, ces données proviennent de la seconde campagne de prélèvements qui n'a pas été effectuée le même jour par l'ensemble des groupes. Ces légères discontinuités temporelles, qu'on pouvait penser insignifiantes, vont engendrer des biais lors des mesures. En effet, les premiers échantillons ont été réalisés avant un épisode de précipitations importantes, tandis que les autres ont été faits pendant ou après. Ces conditions météorologiques très distinctes, ont engendré des variations importantes de la quantité de matières en suspension, tel que le souligne les valeurs de turbidité (annexes 3 et 4).

Pour réaliser les dosages par ICP optique, une filtration fut nécessaire pour éliminer les particules en suspension. De plus, le protocole ne prévoyait pas le temps nécessaire (4h environ) pour minéraliser les échantillons et détruire les composés organiques. En conséquence, l'élimination des MES et l'absence de minéralisation préalable peuvent provoquer une sous-estimation quantitative des éléments mesurés. Du fait de la faible solubilité générale des éléments métalliques, les ETM sont plus fortement concentrés dans la matrice en suspension et dans les sédiments (Le Goff et Bonnomet, 2004). A l'inverse, pour

les échantillons très peu chargés en particules grossières, les biais analytiques sont probablement restreints. Pour les éléments majeurs, la filtration initiale est particulièrement préjudiciable pour les analyses de l'élément phosphore car celui-ci est essentiellement retrouvé sous forme particulaire dans les eaux de surfaces (Dorioz et Trevisan, 2008). En conséquence, les quantifications du phosphore sont jugées trop biaisées pour prétendre à une exploitation pertinente.

Tout en gardant à l'esprit les biais cités précédemment, les résultats globaux décrivent de nombreuses similitudes ou dissemblances selon les éléments, notamment pour les stations situées sur le cours d'eau (annexes 3 et 4). Les fluctuations de nombreux éléments (Zinc, Cuivre, Nickel, etc...) au sein mêmes des rivières rendent difficile de comparer la qualité des eaux du Doubs et du Drugeon. Toutefois quelques tendances se dégagent, telles que la présence de plusieurs ETM dont le Bore, le Nickel et le Cobalt en quantité supérieure dans les eaux du Drugeon et inversement pour l'Aluminium. D'un point de vue des éléments majeurs, les variations sont minimales entre les deux cours d'eau à l'exception du Sodium, puisqu'ils partagent un fond géochimique similaire (InfoTerre, 2015).

Pour le Drugeon, une augmentation importante des concentrations en bore, cuivre, cobalt, nickel, zinc et phosphore est constatée de l'amont vers l'aval. D'après les valeurs de références du SEQ-eau, on passe pour ces éléments de classe d'aptitude de bonne ou de très bonne qualité à celles considérées comme moyenne voire mauvaise, sur un linéaire de seulement 1.3 km. Il est clair qu'entre ces deux points d'analyses, viendrait s'inscrire un ou plusieurs apports d'eau chargée en ETM et en particulier ceux cités précédemment. Leurs origines peuvent-être liées à la présence d'une cimenterie (*Eqiom Béton*). Mais, la chaîne de fabrication du ciment ne nécessite pas l'utilisation massive d'ETM (Hertig et al, 2006) et l'eau nécessaire à la production est traitée avant rejet à la station de Doubs. Cependant, comme les prélèvements ont été réalisés après des précipitations non négligeables, on peut imaginer que le ruissellement des eaux de pluies sur le site industriel soit potentiellement vecteur de polluants et notamment d'ETM dans le milieu aquatique.

Outre ces variations importantes entre les deux stations, l'eau du Drugeon à l'amont du Pont-Rouge n'est pas exempte de charge douteuse pour certains éléments. En comparant avec les eaux du Doubs, il a été constaté une charge supérieure des eaux du Drugeon en Sodium (Tableau 16) et en ions chlorures (Tableau 17). L'analyse du fond géochimique du Drugeon ne révèle pas de source potentiellement importante de sel (InfoTerre, 2015). Il est donc fortement plausible que des apports anthropiques soient responsables de ces concentrations en chlore et sodium. En effet, de nombreuses activités humaines sont susceptibles d'engendrer une salinisation des eaux de surfaces, telles que l'évacuation de eaux usées, l'usage de sel de déneigement, les activités agricoles et l'élevage, etc. (Kloppmann et al, 2010).

De la station de référence à l'amont de Pontarlier à la station la plus en aval à Remonot, les résultats obtenus sont similaires pour de nombreux éléments sélectionnés. Pour dix ETM, les mesures révèlent des quantités inférieures aux LQM ou LDM sur toutes les

stations. Le Bore, le Cuivre, le Strontium et le Zinc sont retrouvés dans toutes les stations, à des concentrations souvent quantifiables. Il ne peut être exclu qu'une portion des éléments soit d'origine naturelle via l'érosion des sols et des roches (Le Goff et Bonnomet, 2004). Néanmoins, la variabilité des quantités observées laissent supposer des apports anthropiques provenant de l'agglomération de Pontarlier. Cette constatation est particulièrement vraie pour le zinc, dont les concentrations varient fortement d'une station à l'autre. Ces résultats peuvent s'expliquer par l'apport des eaux de ruissellement des voies urbaines et routières, potentiellement riche en zinc du fait de la dégradation des pneumatiques (Le Goff et Bonnomet, 2004). Lors des épisodes de fortes précipitations, engendrant des rejets directs dans le milieu, des apports de zinc peuvent provenir des systèmes collecteurs des eaux de pluies. De plus, d'après les données historiques (figure 36) le zinc est le seul élément qui semble augmenter au fil de ces trente dernières années. Ce qui pourrait être expliqué par le développement important des sources anthropiques de zinc, citées précédemment. Pour l'étain et le nickel, seule la station Amont STEP présente des valeurs supérieures aux LQM ou LDM, jugées moyennes par le SEQ-eau. Ces résultats tendent à indiquer des apports significatifs de ces deux éléments par une source anthropique précisément dans ce secteur de l'agglomération. Cependant, la présence d'éléments métalliques en quantités significative dans la station amont de Pontarlier tend à indiquer que l'agglomération n'est pas la seule source d'ETM pour le Doubs. Enfin, ces résultats ne montrent pas d'apport important d'ETM via les rejets de la STEP. On peut penser que les décantations des matières en suspension permettent de transférer la majeure partie des polluants métalliques dans les boues.

Du point de vue des éléments majeurs, la station à l'aval de la STEP de Doubs donne des concentrations en Calcium et en Sodium particulièrement élevées, couplé à une concentration en ion chlorure très forte. Il est difficile d'expliquer cette mesure du calcium par rapport aux autres stations. Par contre, la forte concentration en chlorure peut être imputée à une erreur de manipulation. En effet, même si ils sont utilisés pour abattre le phosphore dans la chaîne de traitement des ERU, il est peu probable de les retrouver à de telles concentrations en rejet de station. Cependant, il est reconnu que les eaux usées résiduaires urbaines sont des sources notables de sodium à travers l'utilisation des détergents et de chlore par les lessives en poudre et des liquides utilisés dans les laves vaisselles (Kloppmann et al, 2010).

L'analyse des ETM des eaux du Doubs et du Drugeon ont permis de mettre en évidence l'influence de l'agglomération sur la concentration de certains éléments étudiés. D'après le SEQ-eau, les quantités de mercure, de cuivre, de zinc, de nickel ou d'étain sont potentiellement dommageables aux capacités de développement des organismes aquatiques (Tableau 16). Néanmoins, si l'on souhaite connaître avec justesse les concentrations présentes dans les eaux toute au long de l'année, une seule série de mesures n'est absolument pas suffisante. Les résultats obtenus ne nous renseignent pas sur la variabilité temporelle des quantités de métaux en solution dans les eaux mais uniquement sur leur variabilité spatiale. De ce fait, il est généralement plus intéressant de travailler avec des flux de contaminant sur des échelles annuelles ou pluriannuelles plutôt que sur des concentrations à un temps « t », en particulier pour les éléments majoritairement présents dans la fraction soluble.

De plus, les ETM tendent à s'accumuler dans la phase sédimentaire des cours d'eau (Le Goff et Bonnet, 2004). Pour mesurer la charge en éléments métalliques du Doubs et du Drueon de façon complète, il est nécessaire d'effectuer des analyses dans les sédiments. Comme ces éléments ont le pouvoir d'être bioaccumulés par les organismes, des analyses tissulaires au sein d'un ou plusieurs niveaux trophiques pourraient permettre d'avoir une idée du flux de polluant dans l'écosystème. Ce qui en fait un outil indirect pour connaître le niveau de contamination du milieu.

Enfin, dans le cas de pollutions métalliques avérées, il est important de réfléchir à la biodisponibilité des éléments incriminés, afin de prendre en compte la part de la concentration totale susceptible d'être toxique pour la faune aquatique. La fraction biodisponible d'un polluant est dépendante des paramètres physico-chimiques du milieu, et notamment du pH, du COT et de la concentration en calcium (Basilico et al, 2013).

4. Conclusion

La majorité des paramètres mesurés (hors ETM) dans le Doubs et le Drueon, respectent les valeurs seuils fixées par le SEQ-eau ou les classes de références de Nisbet et Verneau. Seuls les nitrates, l'ammonium, les chlorures et la matière organique sont retrouvés en excès dans le biotope. Il a été montré précédemment que ces apports pouvaient provenir du tissu urbain de l'agglomération de Pontarlier. Cependant, on pourrait penser que les capacités d'autoépuration du Doubs permettraient d'atténuer les charges en matières polluantes dans les stations aval. Or, il n'a pas été constaté de diminution importante pour ces paramètres. A l'inverse, on remarque même une augmentation du COT et des nitrates en aval de Pontarlier. Cet enrichissement provient des flux de matières du bassin versant jusqu'au milieu récepteur, le Doubs. L'importante activité agricole visant à la production laitière pour la réalisation du Comté AOP entraîne un amendement et des pratiques intensives pouvant être en partie responsables de ces flux dans le Doubs. Une approche pédologique pour évaluer ces risques de transferts semblerait pertinente.

Les analyses réalisées permettent de révéler la présence d'un nombre significatif d'éléments métalliques. Bien que certains d'eux soient présents naturellement dans le milieu, une partie semble être incriminée aux activités anthropiques de l'agglomération de Pontarlier. Les quantifications réalisées sont très probablement sous-estimées puisque les matières en suspension n'ont pas été prises en compte. Malgré cela, les résultats décrivent la présence d'éléments (zinc, nickel, etc.) dans des concentrations potentiellement néfastes. Il est donc fortement envisageable que ces éléments soient présents dans des proportions plus importantes. De plus, des analyses complémentaires de la qualité chimique des sédiments est obligatoire pour apprécier au mieux les concentrations globales en ETM du biotope.

Pour finir, la qualité chimique d'un cours d'eau n'est pas dépendante uniquement des polluants métalliques ou des paramètres généraux décrits précédemment. La présence de

micropolluants organiques d'origines anthropiques touche la majorité des cours d'eau de France métropolitaine. On retrouve dans les eaux et les sédiments des composés très variés comme des pesticides, des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), des polychlorobiphényles (PCB), des furanes, des phtalates etc. (Basilico et al, 2013). Le Doubs ne fait pas exception et les études de Bourcerau (2008) mettent en évidence des quantités non négligeable de certains HAP dans les sédiments. De ce fait, leur qualité est jugée médiocre et mauvaise en 2004, respectivement à la Cluse et Mijoux et à Arçon. L'agglomération de Pontarlier est donc potentiellement un pool important de micropolluants organiques dont l'analyse est essentielle pour caractériser la qualité chimique du Haut-Doubs, notamment dans les sédiments.

Partie 5 : Études pédologiques

Étude de la couverture pédologique et des risques de transfert de quatre zones d'études dans le Haut-Doubs (25)

La rivière du Doubs est depuis plusieurs décennies soumise à de multiples pressions anthropiques, affectant largement sa qualité biologique, physico-chimique et hydromorphologique. Parmi ces pressions, l'agriculture menée dans le bassin versant du Haut-Doubs détient une place prépondérante dans la dégradation écologique du cours d'eau, comme cela a pu être démontré sur la Loue (CHANEZ et al., 2014). En effet, le secteur est au cœur de la zone de production protégée (AOP) du comté, et possède environ 47 000 têtes de bétails réparties sur tout le territoire (Cabinet REILE, 2011). Les épandages d'effluents d'élevages lorsqu'ils sont mal gérés peuvent engendrer d'important apport d'azote et de phosphore dans les eaux superficielles et souterraines du secteur. De plus, l'artificialisation croissante des prairies, les labours et les mises à nus des sols augmentent les risques de transferts de polluants de manière non-négligeable jusqu'aux milieux aquatiques.

La production sylvicole, très répandue dans la région, permet d'alimenter en bois plusieurs scieries comme celles situées à Mouthe, à la Cluse et Mijoux, etc. Les produits de traitements du bois tels que des fongicides ou d'insecticides (comme les pyréthrinoïdes) appliqués pour le protéger peuvent être de puissants perturbateurs pour les milieux aquatiques récepteurs.

Compte-tenu du contexte hydrogéologique sensible aux pollutions du bassin versant du Doubs (Cabinet REILE, 2011), il convient de s'assurer que la couverture pédologique est apte à générer une autoépuration suffisante pour recevoir d'éventuels intrants, sans que les risques de transfert jusqu'à la rivière soient trop importants. Une prospection pédologique a donc été réalisée sur quatre secteurs (figure 38) afin d'estimer les risques de transfert, la capacité de rétention des sols et leur pouvoir épurateur.

La problématique est d'évaluer les potentiels transferts solubles et particulaires de la couverture pédologique développée aux alentours de la commune de Pontarlier, ainsi que la capacité d'autoépuration des sols. Il a été choisi de se focaliser sur les risques de transferts encourus par la fertilisation, à savoir le transfert de nitrates et de phosphore, connus pour exercer un pouvoir eutrophisant sur les milieux aquatiques via une pollution diffuse (Bonnet, 2008). En effet, la modélisation du transfert de nitrates et de phosphore peut également servir

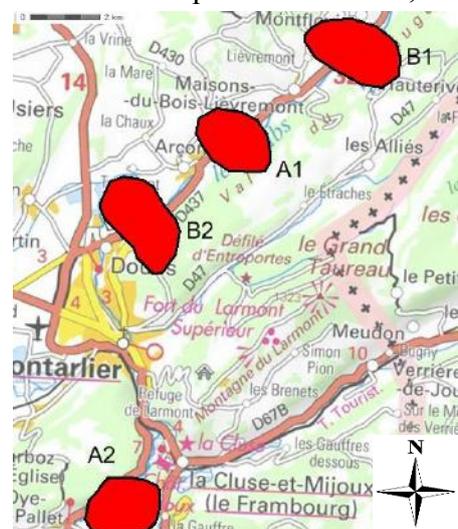


Figure 36 localisation des quatre secteurs de prospection pédologique

à la modélisation d'autres types de polluants solubles ou se fixant à la phase solide.

Pour ce faire, différents outils techniques développés en master 1 ont été mis en œuvre, à partir de la description morphologique des sols de la zone. En effet, l'indice calculé pour le transfert de nitrates mesure le risque de transfert soluble, et l'indice calculé pour le phosphore mesure les risques d'érosion et de ruissellement des sols de la zone, donc le transfert particulaire.

Une carte des sols a donc été levée pour chacun des quatre secteurs, ainsi qu'une carte des risques de transfert de nitrates et de phosphore.

1. Matériels et méthodes

Levé cartographique

Généralités

La distribution des sols, multifactorielle, n'est pas due au hasard. La réalisation d'une carte pédologique repose avant tout sur l'extrapolation de données ponctuelles vers des surfaces délimitées. Partant de ces principes, il est possible de déterminer de manière précise la distribution des sols, au moyen de sondages judicieusement situés (Girard et al, 2011). Le principe de cartographie raisonnée sera choisi pour le levé cartographique. Son concept repose sur le fait que l'opérateur choisit lui-même l'emplacement des sondages. L'avantage principal réside dans la grande souplesse de la méthode, mais cela nécessite un travail préalable important de compréhension et d'analyse du milieu naturel (Legros, 1996). Dans cette optique, trois lois d'organisation des sols seront appliquées.

La loi des compartiments de subsurface : un compartiment géologique sur lequel s'établit une couverture pédologique se caractérise par une porosité intrinsèque plus ou moins importante. Une interdépendance marquée existe entre une porosité donnée du substrat rocheux et une gamme de pédogénèses variée. Parmi les différents compartiments, on distingue les systèmes drainants hyperporeux, caractéristiques de roches très fracturées à réseau poral très ouvert : on y trouve des sols bien aérés souvent superficiels. Les systèmes drainants poreux sont représentés par des unités géologiques à réseau poral grossier, caractérisées par des infiltrations verticales : des sols aérés moyennement profonds à profonds sont associés, bien drainés et par conséquent soumis au lessivage. Les systèmes étanches ouverts induisent des sols à nappes temporaires, provoquant des degrés d'hydromorphie divers en raison d'une infiltration verticale limitée. Enfin, les systèmes étanches fermés sont caractéristiques de sols à nappes permanentes très hydromorphes, de par l'imperméabilité du substrat géologique.

La loi des buttes : les sols présents sur deux buttes voisines ont 75% de chance d'être différents pour au moins un caractère pédologique si établis sur calcaires, et 90% de chance si développés sur marnes, ou marno-calcaires. Cela est dû à la circulation préférentielle des eaux

de précipitation au travers de matériaux hétérogènes ; un accident tectonique ou un changement de faciès géologique par exemple, ou encore une discontinuité dans la couverture pédologique.

La loi des chaînes de sols : Un concept qui se veut universel avance que « les hauts nourrissent les creux ». Ainsi, les sols situés en zone convexe subissent une érosion marquée. En effet, ils seront exportés vers le réseau poral profond dans les systèmes hyperporeux et resteront superficiels. En système poreux, ces sols subiront essentiellement un lessivage. En système étanche, l'absence d'infiltration favorisera des phénomènes de ruissellement induisant une érosion. Les sols situés en zone concave se distinguent par l'accumulation de matériaux. Les sols de zone convexe et concave forment des associations appelées chaînes de sols. L'un des critères importants de cette loi réside dans la faible variabilité de la nature des sols des zones dépressionnaires, ce qui implique un effort de prospection moindre (Gaiffe et al, 2012).

Phase préparatoire

Une cartographie raisonnée, comme expliqué précédemment, revient à effectuer un échantillonnage stratifié. Le cartographe doit donc prendre en compte les facteurs influençant les propriétés des sols, soient les critères d'emplacement des sondages (Gaiffe et al, 2012). Ainsi, la géologie, la topographie et l'occupation du sol seront les trois facteurs principaux pris en compte lors de l'étude.

Une carte des unités cartographiques prévisionnelles de la zone d'étude a été dressée avant de se rendre sur le terrain pour chaque secteur d'étude. La loi des compartiments de subsurface, des buttes et des chaînes de sols ont ainsi été appliquées, en considérant l'occupation du sol. La carte IGN de la zone a été utilisée, ainsi que la carte géologique.

Prospection

La carte des unités cartographiques préliminaires a donc été utilisée comme aide au traçage des unités cartographiques réelles observables sur les zones d'étude, reportées sur les minutes de terrain. Les sondages de sol ont été effectués au moyen d'une tarière classique, à une profondeur d'un mètre au maximum. Chaque sondage a été prélevé dans une gouttière en PVC. Le profil est ainsi reconstitué par dépôt successif des prélèvements à la tarière, en fonction de leur profondeur d'échantillonnage. Afin de respecter la profondeur du profil reconstitué, une pince est accrochée à la tarière au niveau de l'humus lorsque l'on estime que la tête est remplie (en général après 3 ou 4 tours de bras). Cela permet ainsi de positionner la pince au niveau du début de la gouttière, donc au début du profil reconstitué. De cette manière, la tête peut être vidée de son contenu dans la gouttière au moyen d'une truelle, tout en respectant la profondeur réelle du profil. Les horizons sont ensuite déterminés, et délimités

grâce à des repères. Pour chaque sondage, plusieurs paramètres morphologiques des sols ont été déterminés. Pour chaque horizon, il a été décrit :

- L'épaisseur déterminée selon la profondeur d'apparition et de disparition de l'horizon, elle-même estimée par la variation d'au moins un paramètre morphologique (Legros, 1996).
- La texture est déterminée au moyen d'un test tactile permettant d'évaluer la granulométrie probable de l'échantillon (Legros, 1996).
- La couleur, déterminée grâce au nuancier colorimétrique de Munsell. Celle-ci est indicatrice de la proportion de matière organique : plus la couleur est sombre, plus la teneur en matière organique de l'horizon est abondante.
- Les taches d'oxydo-réduction, déterminées en pourcentage d'après la charte de recouvrement des taches de Folk (1951).
- La proportion d'éléments grossiers présents dans la terre fine est également déterminée grâce à la charte de recouvrement de Folk (1951). La taille la plus petite pour considérer un élément comme grossier est 0,2 cm (Legros, 1996).
- L'effervescence, déterminée par l'ajout d'une goutte d'acide chlorhydrique (HCl) sur l'horizon testé. S'il y a présence de carbonate de calcium (CaCO_3), il y aura alors dégazage de CO_2 et formation d'eau, traduit par une effervescence (Legros, 1996). L'effervescence est définie par une échelle qualitative, notée « oui » ou « non ».
- La quantité de matière organique, ou « MO », qui est importante dans la constitution des complexes argilo-humiques et dans la fixation d'éléments divers (Citeau et al, 2008). Elle est évaluée suivant la couleur de l'horizon plus ou moins sombre sur une échelle semi-quantitative avec des classes de 0 à 5.
- Les taches d'oxydo-réduction, déterminées en pourcentage d'après la charte de recouvrement des taches de Folk (1951). Les taches d'oxydo-réduction traduisent des phénomènes d'hydromorphie, soit de réduction du fer en période d'engorgement en raison d'un manque d'oxygène (hypoxie voire anoxie), et d'oxydation lorsque la nappe se retire (Legros, 1996).

Traitement des données

L'utilisation de MapInfo 11.0© et de QGIS 2 a permis le traitement et l'analyse des données de terrain. Les fonds de cartes raster ont été géo-référencés en Lambert93.

Réalisation d'une carte morphogénétique

Des cartes génétiques des différents sols observés sur les secteurs d'étude ont été réalisées selon la Classification Française (2001), au moyen des caractéristiques morphologiques des sols.

Réalisation d'une carte des risques de transfert de nitrates

Afin d'évaluer le risque de transfert d'éléments solubles tels que les nitrates, un indice a été calculé comprenant l'ensemble des paramètres influençant leur transfert, à savoir la battance, la perméabilité du sol, la réserve utile maximale, la matière organique, la teneur en éléments grossiers, la texture, la pente et l'occupation du sol. Les différents descripteurs ont été pondérés dans la formule de l'indice de risque, en fonction de leur influence plus ou moins importante sur le transfert.

a) Indice de battance

La battance est déterminée à l'aide de l'indice de battance (Ib) (Rémy et Marin-Laflèche, 1974), calculé pour l'horizon A de chaque sol. La formule est la suivante :

$$Ib : (1,5 \times \% \text{ limon}) / (\% \text{ argile} + 10 \times \% \text{ MO})$$

Le pourcentage d'argile et de limon a été déterminé grâce au triangle des textures (Baize, 1995), à partir des textures évaluées sur le terrain. Pour la teneur en matière organique, d'après le laboratoire agronomique de Normandie (LANO), dans les prairies, en général une teneur faible à modéré en MO (0 à 1,75/5) correspond à une teneur inférieure à 10% de MO dans le sol. Un sol bien pourvu en MO (2 à 3/5) correspond à une teneur entre 10 et 20% et un sol à teneur élevé en MO (3 à 5/5) correspond à plus de 20% de MO.

b) Perméabilité

La perméabilité est estimée à l'aide des différents facteurs influençant celle-ci comme la texture du sol, la teneur en éléments grossiers et la matière organique. De cette manière, il a été réalisé pour ces 3 facteurs, différentes classes en partant du principe que plus il y a de limon, de matière organique et d'éléments grossiers, plus la perméabilité sera bonne. Cette méthode amène donc à une note de perméabilité (tableau 18).

Tableau 18 **Élaboration d'une note de perméabilité par unité cartographique**

MO	Texture	EG(%)	note de perméabilité
< 3,5	L	> 45	5
[2,75;3,5[Lta	25-45	4
[2,25;2,75[LA	15-25	3
[1,75;2,25[AL	5-15	2
[0;1,75[Atl; A	< 5	1

Pour chaque horizon, on détermine une note pour chacun des trois paramètres pris en compte, puis on additionne ces notes. Cette opération est répétée autant de fois qu'il y a d'horizon. Enfin, on additionne les notes globales de perméabilité obtenues pour chaque horizon, et on divise ce résultat par le nombre d'horizon.

c) Détermination des risques de transfert de nitrates

Pour réaliser la carte des risques de transfert en nitrate, il faut déterminer un indice de risque pour chaque unité cartographique. Les nitrates étant très solubles, ils s'accordent avec régime hydrique des sols. L'eau de pluie est entraînée soit à la surface par ruissellement, soit en profondeur par lixiviation de l'eau gravitaire. Les facteurs influençant la lixiviation sont la perméabilité, la pente et la réserve utile maximale. Le ruissellement est fonction de la pente, de la battance et de l'occupation des sols.

On détermine ainsi une note de risque à chaque UCS. Pour chaque facteur influençant le transfert de nitrates, on attribue une note de 1 à 5 (la note de 5 correspondant au risque de transfert le plus élevé). Puis, on additionne les notes des différents facteurs en prenant en compte le poids qu'ils exercent dans le risque de transfert sous la forme d'un coefficient. On obtient donc des scores de risques (tableau 19).

d) Calcul du risque de transfert en nitrates

La formule pour déterminer le risque de transfert à l'aide des scores de risques est la suivante :

$$\text{Indice} = (\text{ruissellement}) + 2 (\text{lixiviation}) = (2 \times \text{pente} + \text{occupation du sol} + \text{battance}) + 2 (\text{perméabilité} + 1,5 \times \text{RU} + 0,5 \times \text{pente})$$

Le phénomène de lixiviation a un coefficient plus élevé que pour le ruissellement dans cette formule d'indice car les sols de la zone sont très perméables en raison des différentes lithologies développées. Cette formule est appliquée pour tous les UCs sur Excel® pour déterminer leur risque de transfert à partir d'un score de risque (tableau 19). Une fois les indices rentrés sur MapInfo® ou QGIS 2, il ne reste plus qu'à réaliser une carte thématique en fonction de ces indices pour obtenir la carte des risques de transfert en nitrates pour chaque secteur.

Tableau 19 Élaboration des classes de risque en fonction des facteurs influençant le risque de transfert des nitrates à l'échelle de l'unité cartographique

		Risque de ruissellement <i>coefficient 1</i>		Risque de lixiviation <i>coefficient 2</i>			Score de risque
Facteur		Occupation du sol	Sensibilité à la battance	Pente (%)	RU (mm)	Perméabilité	
<i>coefficient</i>		<i>1</i>	<i>1</i>	<i>2</i> <i>0,5</i>	<i>1,5</i>	<i>1</i>	
Note de risque	Fort (5)	blé, orge, maïs, colza	Forte	> 15	0-35	Bonne	41-48
	Important (4)	autres cultures		10-15	35-70		36-40
	Moyen (3)	prairie temporaire	Moyenne	5-10	70-100	Moyenne	30-35
	Modéré (2)	prairie permanente		2-5	100-150		24-29
	Faible (1)	forêt	Faible	< 2	> 150	Faible	15-23

Carte de risque de transfert du phosphore

a) Ruissellement

Le ruissellement des eaux de surfaces issues des précipitations est un paramètre essentiel dans la migration du phosphore particulaire et dissous (Dorioz et trévisan, 2008). La pente présente donc une influence capitale. Le ruissellement est également contraint par la perméabilité de l'horizon de surface. Ce paramètre dépend essentiellement de la structure de la couche superficielle et de sa stabilité sous l'effet agressif des précipitations (Corpen, 2007). Pour évaluer la perméabilité, les descripteurs choisis sont la texture du sol, la MO et la quantité d'éléments grossiers, correspondant aux paramètres de structuration du sol. Grâce à l'élaboration d'un indice de perméabilité, nous avons déterminé l'importance de la perméabilité de l'horizon de surface, et donc du ruissellement (tableaux 21 et 22).

Tableau 20 Classe des risques de transfert en nitrates

Score de risque	risque
41-48	Fort (5)
36-40	Important (4)
30-35	Moyen (3)
24-29	Modéré (2)

Tableau 21 Estimation de la perméabilité de l'horizon de surface

MO	Texture	EG	note de perméabilité
< 3,5	A	50 à 100	5
[2,75;3,5[AI	35 à 50 %	4
[2,25;2,75[AL-LA	20 à 35 %	3
[1,75;2,25[La	10 - 20 %	2
[0;1,75[L	0 à 10 %	1

Tableau 22 Ruissellement estimé en fonction d'une perméabilité plus ou moins forte

note de perméabilité	Perméabilité correspondante	Ruissellement
0 à 6	Faible	Fort
6 à 10	moyenne	Moyen
10 à 15	Forte	Faible

b) Érosion

L'érosion est un phénomène naturel qui comporte trois processus : l'arrachement, le transport et les dépôts de particules (Roose et al, 2010). Ce phénomène est le principal acteur

de transport du phosphore particulaire. Les principaux paramètres qui régissent l'érosion sont l'occupation des sols, la texture, la MO et le pourcentage d'éléments grossiers. Pour l'occupation des sols, les informations sont tirées du registre parcellaire graphique (RPG) de 2012, disponible sur Géoportail. Pour les autres paramètres, les informations morphologiques de l'horizon A ont été utilisées.

c) Réserve utile maximale

Originellement, l'indice de risque de phosphore (IRP) met de côté la migration verticale du phosphore dans le profil de sol car elle était considérée comme négligeable. Dans des études plus récentes, après la mise en évidence de l'importance du transport souterrain de phosphore soluble, la porosité, le drainage et la texture de l'ensemble du sol ont également été pris en compte (Beaudin, 2006). Dans cette optique plus moderne, les risques de transport souterrain, que l'on peut soupçonner important en milieu karstique, ont été intégrés à l'indice global grâce à la réserve utile maximale du sol.

d) Calcul du risque de transfert en phosphore

Tableau 23 Facteurs transports et classes de risques associées permettant de définir les catégories de risques de pertes de phosphore sur la zone d'étude.

		Classes de risques					
Poids	Indice de risque	Faible	Modéré	Moyen	Elevé	Fort	
	note correspondante	1	2	3	4	5	
Ruissellement	1	Perméabilité (0,6) [P] <i>Fagot 2011</i>	Forte		Moyenne		Faible
		Topographie (% pente) (0,4) [T] <i>Fagot 2011</i>	< 2	2 à 4	5 à 8	9 à 15	> 15
		Occupation des sols (1,1) [OC] <i>Dorioz et Trevisan 2008</i>	Forêt	Prairie permanente	Prairie temporaire	Blé-Orge	Colza-Mais
Erosion	3	Texture des sols (0,8) [TS] <i>Le Bissonais 2004</i>	ALO	AL ; AS ; A	LA ; LAS ; LSA	LM ; LMS ; LS	S ; SL ; LL
		Matière organique (0,6) [MO] source personnelle	> 3,5	2,75 à 3,5	2,25 à 2,75	1,75 à 2,25	0 à 1,75
		Eléments grossiers (%) (0,5) [EG] <i>Figueiredo 1993</i>	> 45 %	25 - 45 %	15 - 25 %	5 - 15 %	0 - 5 %
		Réserve Utile (mm) (1) [RU] <i>Fagot 2011</i>	> 151	101 à 150	71 à 100	36 à 70	0 à 35

Pour l'ensemble des paramètres sélectionnés, l'évaluation des valeurs de chaque intervalle correspondant à une classe de risque (1 à 5) a été définie à partir de données issues d'une analyse bibliographique (tableau 23). Les résultats attribués à chaque paramètre sont

pondérés en fonction de leur importance au niveau du transfert de phosphore. Un indice global (IG) a été calculé, sous la forme de l'équation suivante :

$$IG = (0.6 \times \text{perméabilité} + 0.4 \times \text{pente}) + 3 \times (1.1 \times \text{occupation des sols} + 0.8 \times \text{texture} + 0.6 \times \text{MO} + 0.5 \times \text{éléments grossiers}) + \text{RU}$$

Une fois les indices rentrés sur MapInfo® ou QGIS 2, il ne reste plus qu'à réaliser une carte thématique en fonction de ces indices pour obtenir la carte du risque de transfert en phosphore sur la zone d'étude (tableau 7).

Tableau 24: Classe des risques de transfert en phosphore

score de risque	risque
44-55	Fort (5)
38-44	Important (4)
33-38	Moyen (3)
22-33	Modéré (2)
11-21	Faible (1)

2. Résultats

2. 1. Cartes morphogénétiques des 4 zones d'études

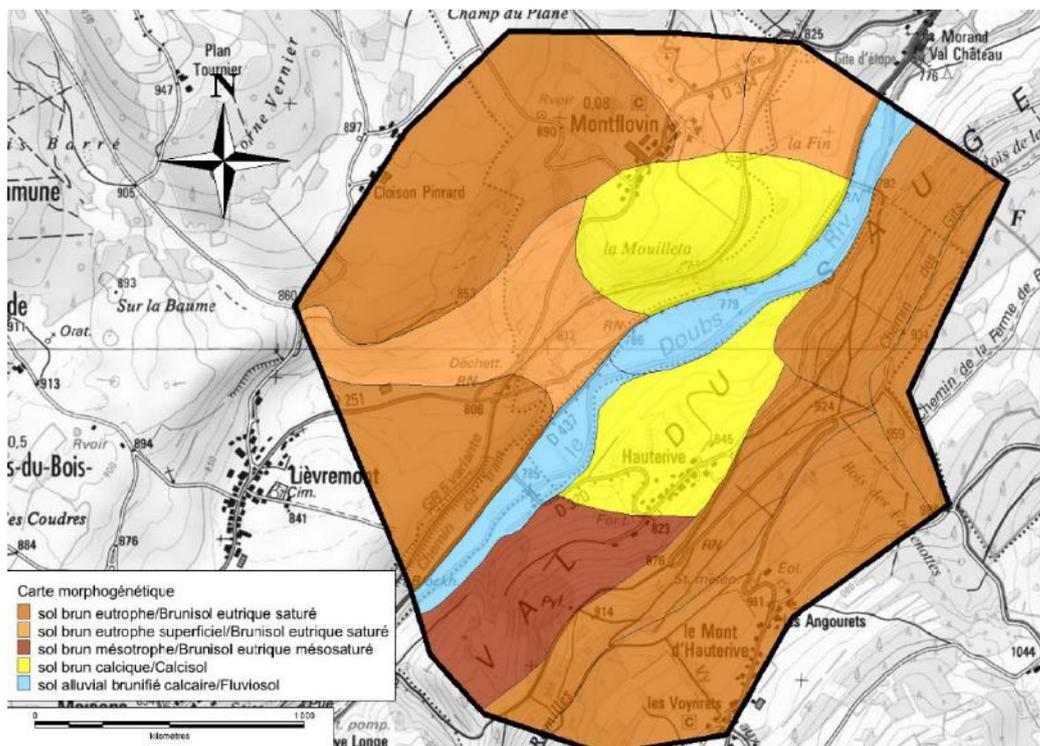


Figure 37 Carte morphogénétique du groupe B1

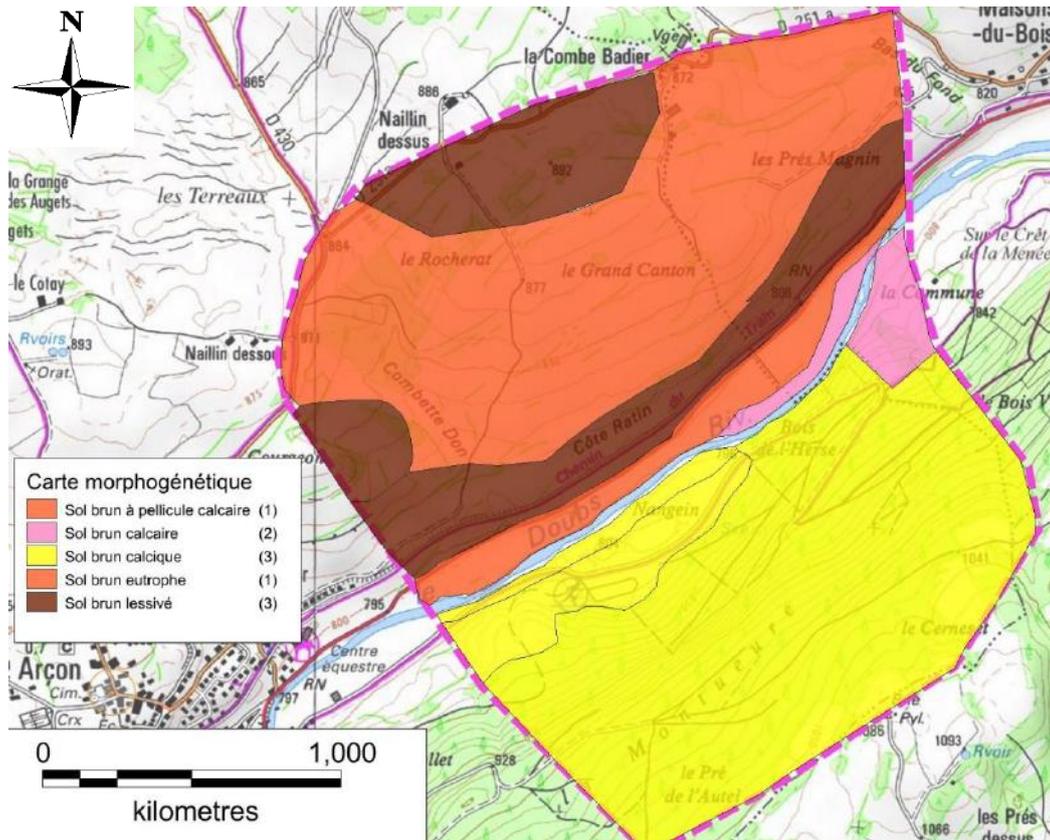


Figure 38 Carte morphogénétique du groupe A1

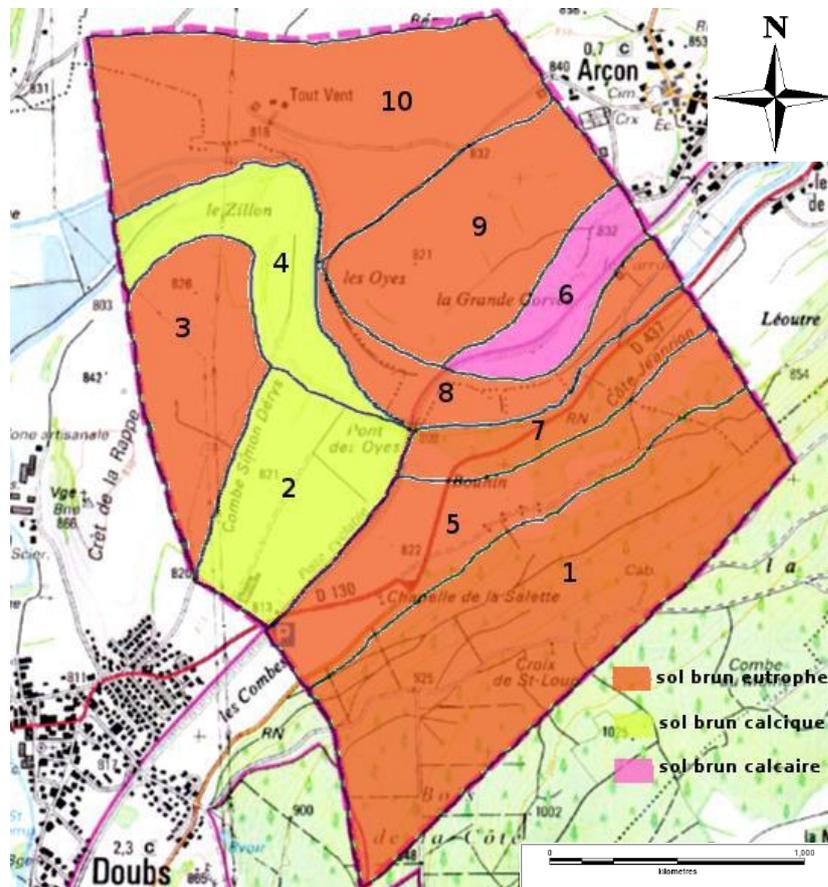


Figure 39 Carte morphogénétique du groupe B2

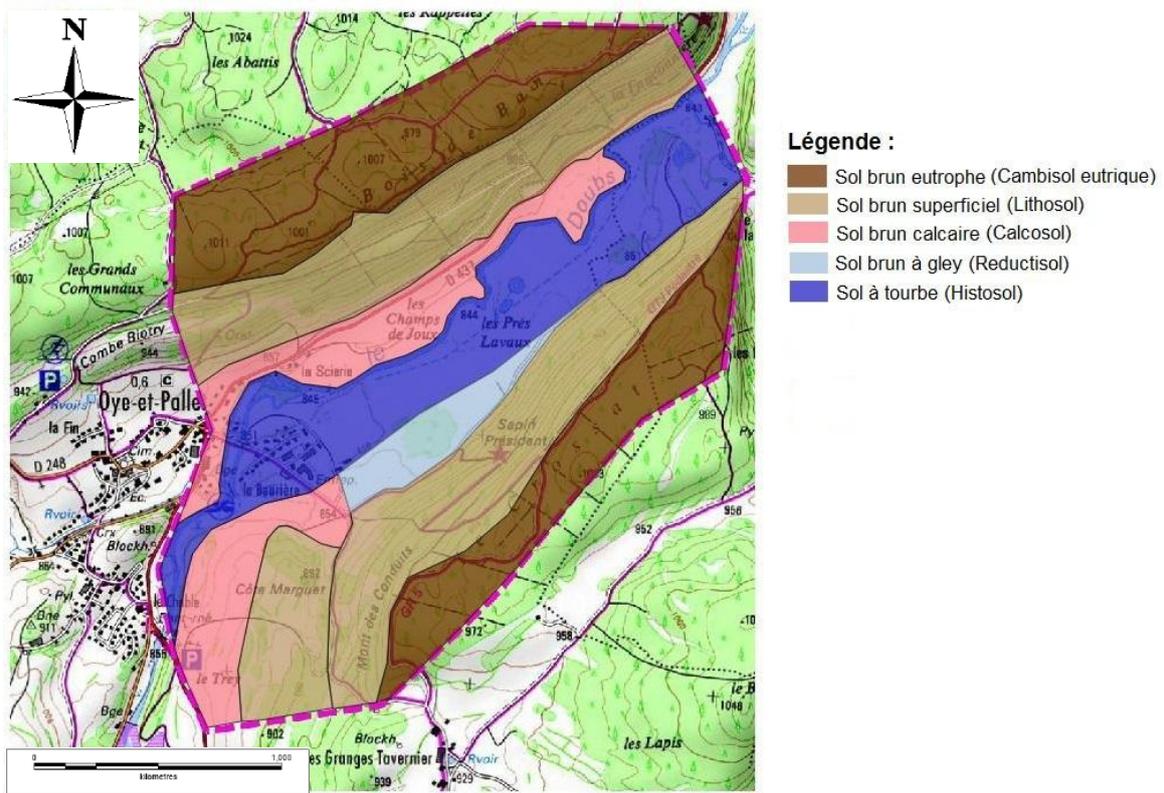


Figure 40 Carte morphogénétique du groupe A2

2. 2. Cartes des risques de transfert en nitrates des sols des 4 zones d'étude

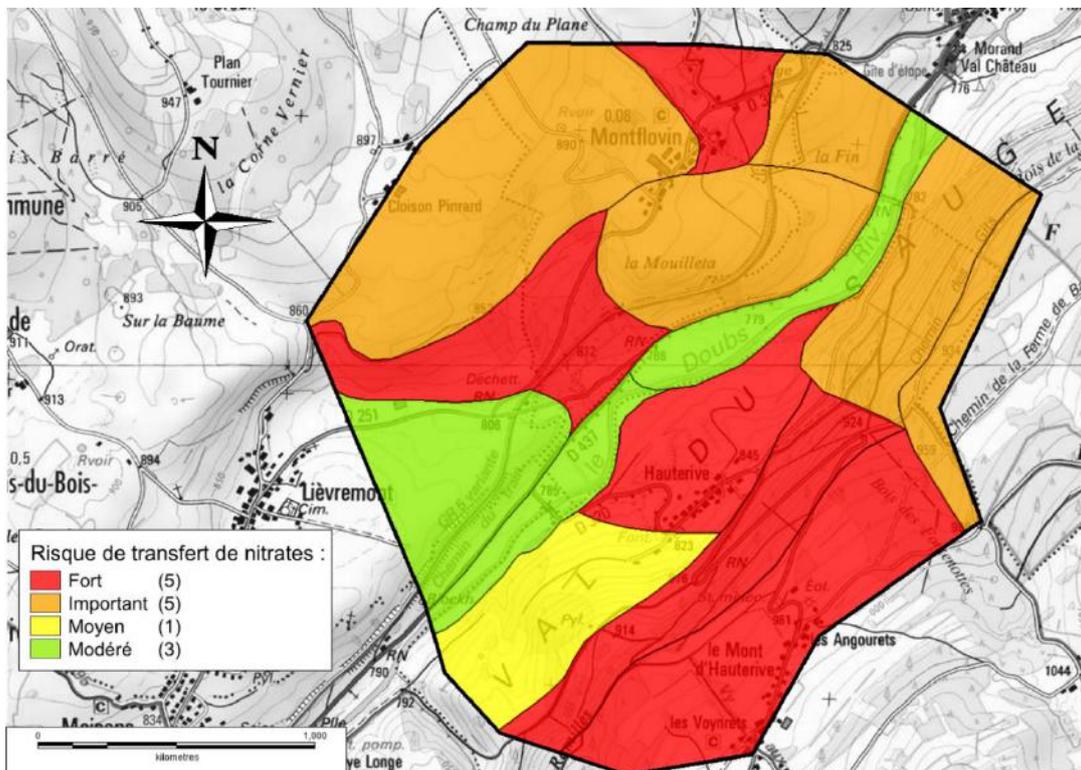


Figure 41 Carte des risques de transfert en nitrates du groupe B1

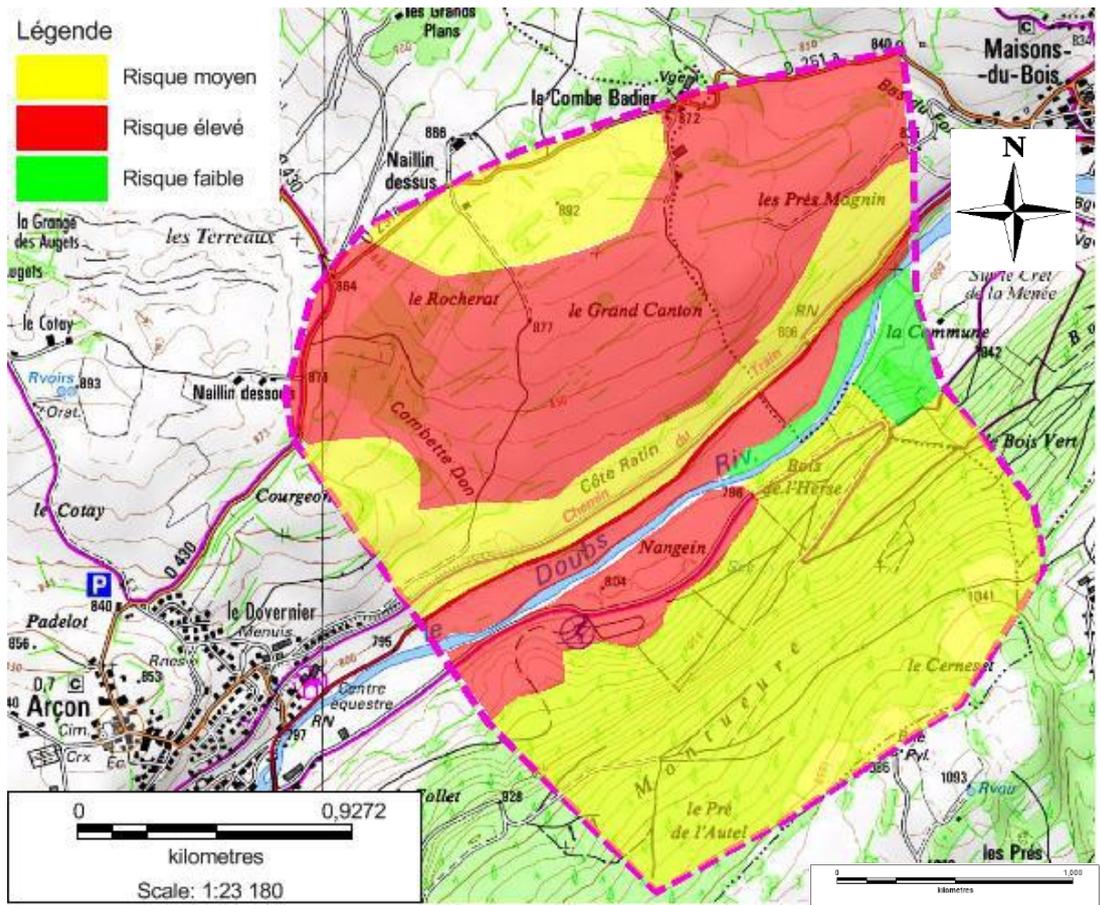


Figure 42 Carte des risques de transfert en nitrates du groupe A1

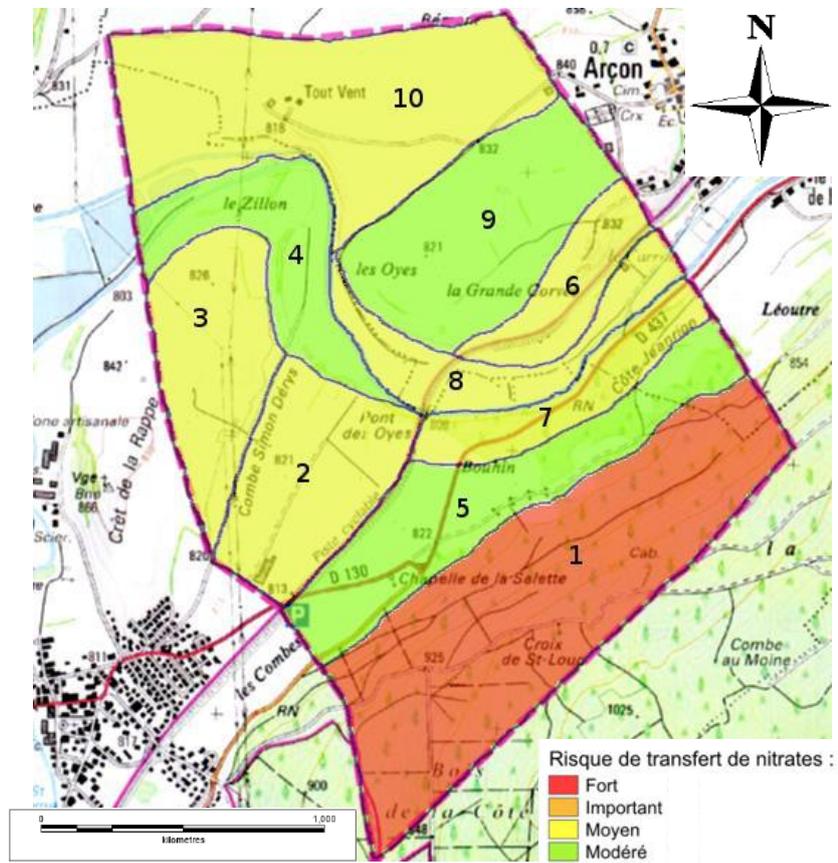


Figure 43 Carte de risque de transfert en nitrates du groupe B2

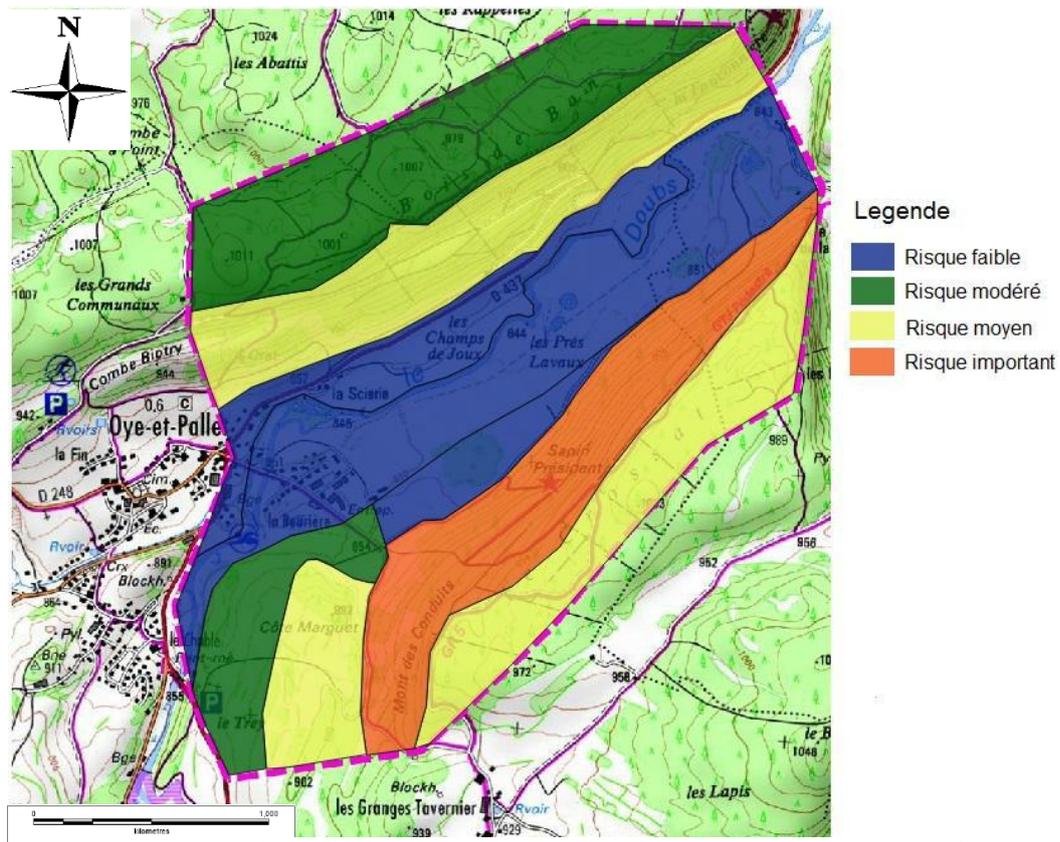


Figure 44 Carte de risque de transfert en nitrates du groupe A2

2.3. Cartes des risques de transfert en phosphore des sols des 4 zones d'étude

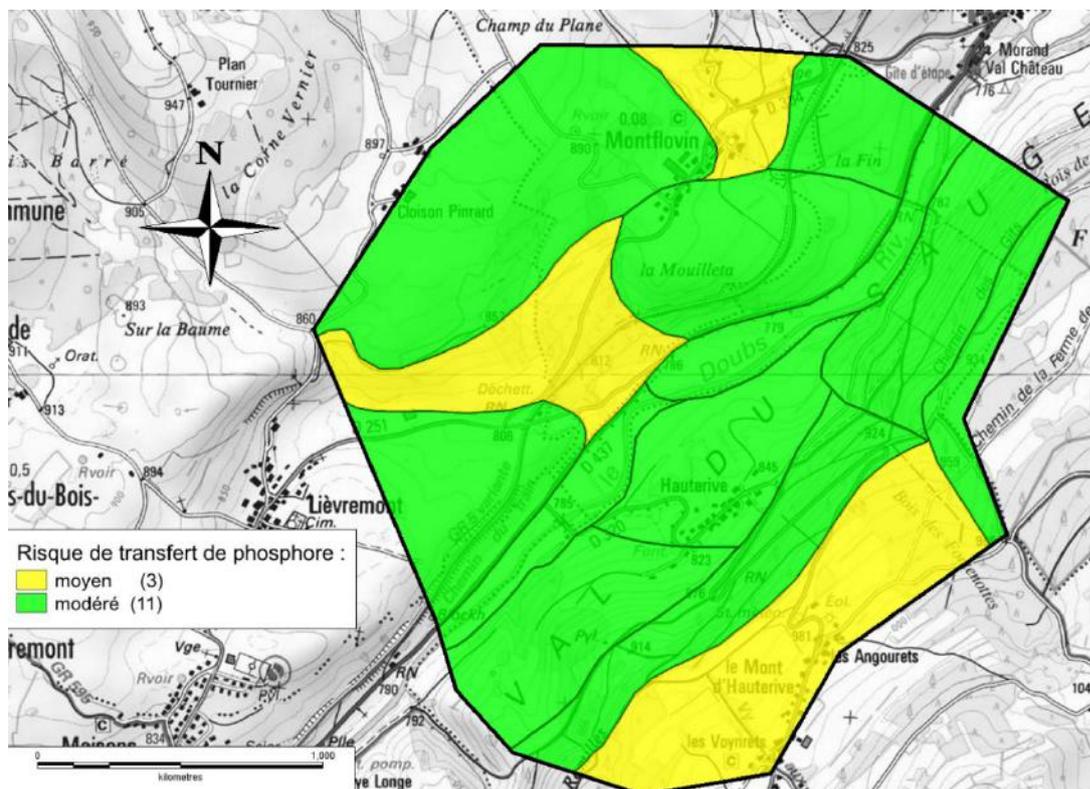


Figure 45 Carte des risques de transfert en phosphore du groupe B1

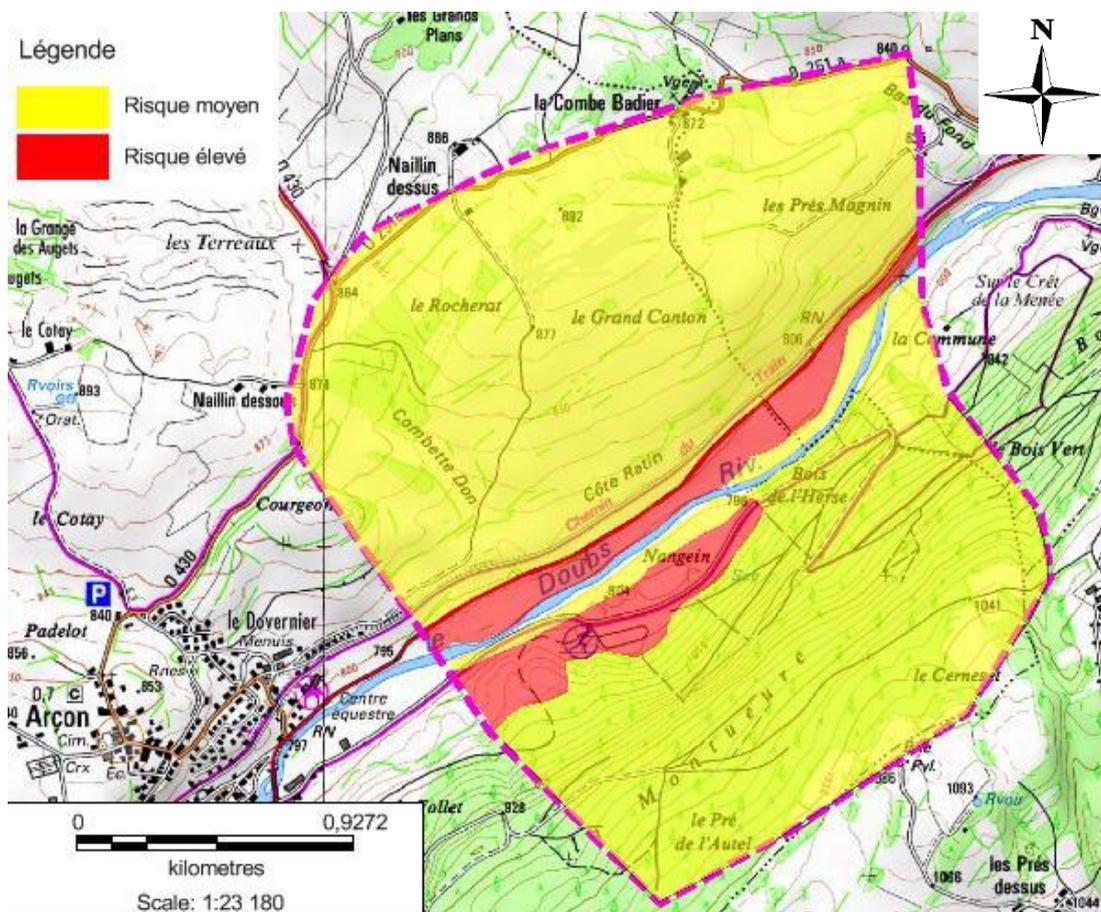


Figure 46 Carte des risques de transfert en phosphore du groupe A1

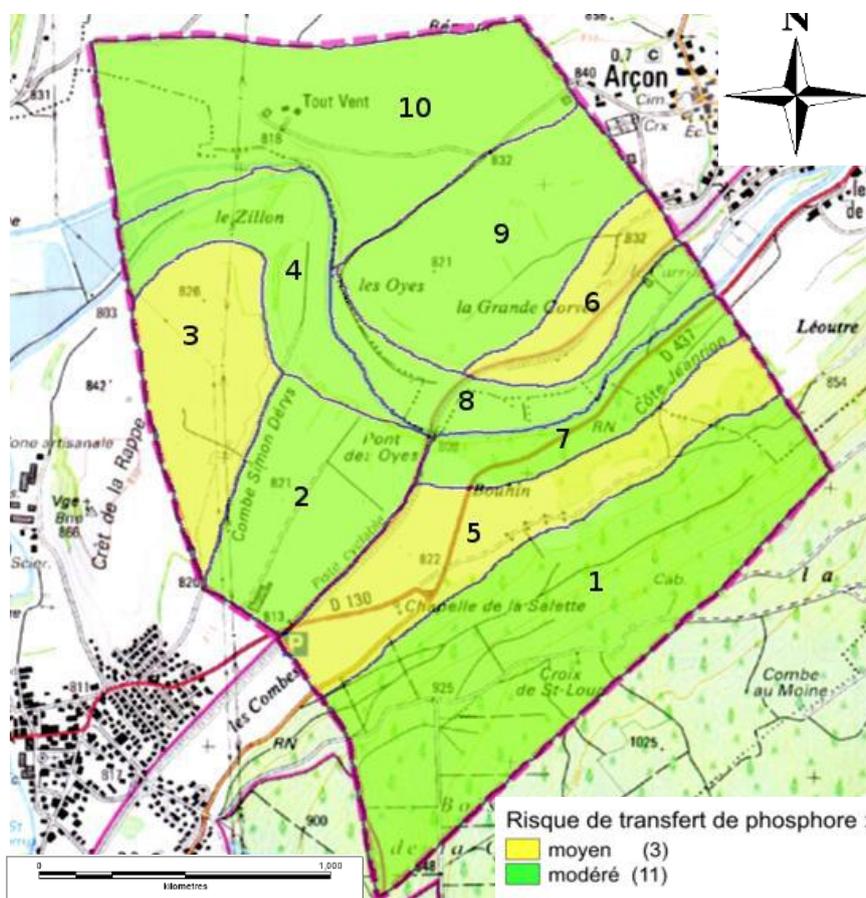


Figure 47 Carte des risques de transfert en phosphore du groupe B2

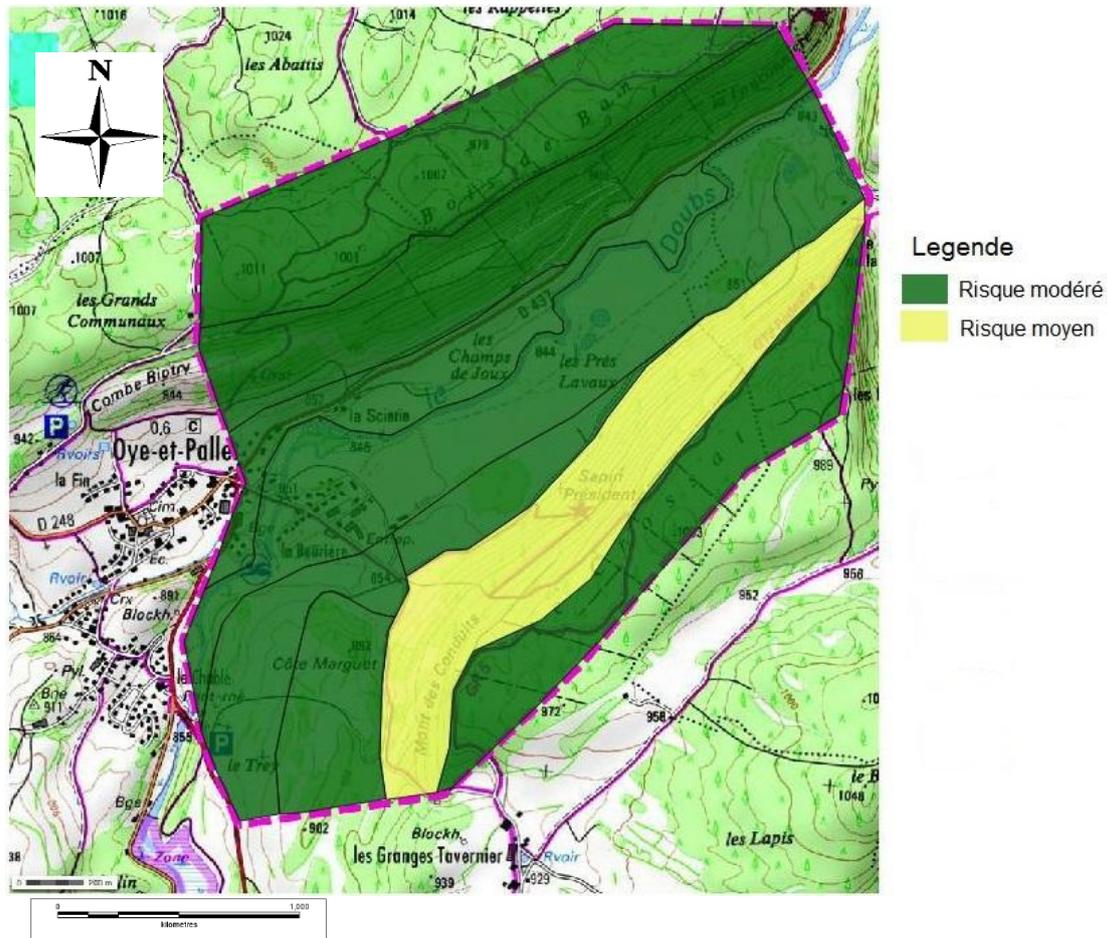


Figure 50 Carte des risques de transfert en phosphore du groupe A2

Pour chacune des cartes morphogénétiques (figures 39, 40, 41 et 42), on observe que les quatre zones d'étude montrent globalement une dominance du processus de brunification, avec des Sols Bruns Calcaires, Calciques, Eutrophes, Mésotrophes et Lessivés. Le processus de décarbonatation est plus ou moins avancé selon chacun de ces stades. L'hydromorphie est un phénomène relativement peu représentée, avec quelques Sols Bruns à Gley et quelques Histosols dans le secteur du groupe A2.

Les cartes de risque de transfert en nitrates de chacune des quatre zones (figures 43, 44, 45 et 46) traduisent un risque important et généralisé d'azote nitrique de la couverture pédologique jusqu'au réseau hydrographique. Il est à noter qu'excepté pour la carte du groupe A1, les zones alluviales présentent un risque faible.

Les cartes de risque de transfert en phosphore de chacune des quatre zones (figures 47, 48, 49 et 50) traduisent quant à elles un risque de transfert généralement modéré à moyen, donc un risque généralement peu élevé de transfert de phosphore de la couverture pédologique jusqu'au réseau hydrographique.

3. Discussion

La couverture pédologique développée sur les quatre zones d'études présente des sols relativement similaires (majoritairement des Sols Bruns Eutrophes). La principale raison à cela est que la majorité des sols sont développés sur des calcaires durs karstifiés (donc drainants) et des marnes, impliquant des processus pédogénétiques similaires comme la brunification et l'hydromorphie. Un processus d'altération largement dominant est une décarbonatation généralisée de la zone, impliquant une décalcification partielle voire totale dans les stades les plus avancés tels que les Sols Bruns Lessivés (Duchaufour, 2001).

Cette homogénéité pédologique des sols des alentours de Pontarlier induit par conséquent et de manière logique des risques de transfert comparables en nitrates et en phosphore jusqu'au réseau hydrographique.

Transfert de nitrates

L'élaboration des cartes des risques de transfert de nitrates (figures 43, 44, 45 et 46) met en lumière un fort risque intrinsèque de la couverture pédologique concernant la fertilisation à l'azote nitrique. Plusieurs arguments tendent à étayer cette hypothèse.

Le contexte karstique de la zone induit des circulations très rapides de l'ordre de 1 km/30 h en moyenne (Mudry, 1987). Au vue de la majorité de calcaires développés sur la zone, le transfert d'éventuels polluant est susceptible de s'effectuer rapidement dû aux infiltrations et aux résurgences caractéristiques de ces formations géologiques (Plagnes & Bakalowicz, 2002). Les faibles RUM observées sur les secteurs d'étude appuient le risque généralisé du transfert de nitrates. En effet, les nitrates présentent un caractère extrêmement soluble dans l'eau (357 g/L à 25°C) (Benoit et al, 2013). Ceux-ci présentent par conséquent un caractère très labile. La lixiviation s'effectue lorsqu'il y a présence de nitrates dans le sol et une situation d'excès d'eau (Simon, 1999). Dès l'instant où la capacité de rétention du sol est atteinte, les eaux gravitaires en contexte karstique vont alors s'écouler par ces voies d'infiltration préférentielles à travers le karst, pour rejoindre une émergence, formant ainsi une lame drainante. Si pour une raison quelconque la concentration de nitrates dans la solution du sol est importante (fertilisation excessive, résidus de culture, etc.) et qu'il y a formation d'une lame drainante, les nutriments vont rejoindre rapidement l'aquifère (Benoit et al, 2013).

Les sols des quatre secteurs d'étude présentent une bonne perméabilité, ce qui joue en faveur d'une infiltration rapide. En effet, une quantité importante en matière organique présentée par les sols des quatre zones est facteur d'une augmentation de la perméabilité. En effet, la matière organique joue le rôle de liant entre les particules minérales du sol, elle permet de maintenir la structure du sol et créer des complexes argilo-humiques augmentant la cohésion des agrégats (Tebrügge & Düring, 1999). La texture généralement argilo-limoneuse

des sols de la zone associée à une teneur en MO importante favorise une bonne agrégation, alliée à une forte teneur en ion calcium jouant le rôle de pont cationique. En effet, des alternances régulières d'humectation/dessiccation (c'est le cas dans notre région au vu de la forte lame d'eau annuelle) augmentent la porosité fissurale du sol, favorisant ainsi l'écoulement gravitaire des eaux potentiellement chargées en nitrates.

L'association de sols pour la plupart peu profonds, possédant une faible RUM et une bonne perméabilité associées à de fortes pentes induit un risque globalement important à fort du transfert de nitrate.

Les seules zones relativement peu sensibles aux transferts de nitrates sont les zones alluviales. En effet, l'observation d'un risque modéré généralisé est principalement dû aux l'excellentes RUM que présentent ces sols, ainsi qu'à la pente nulle n'induisant aucun ruissellement.

Il est nécessaire d'ajouter que le transfert de nitrates est régie par les conditions climatiques de la zone, et donc du régime hydrodynamique des sols (Durand, 2006). En effet, ceux-ci sont entraînés par les eaux météoriques. Il serait par conséquent essentiel de mettre en relation la vulnérabilité intrinsèque des sols des secteurs d'étude aux transferts solubles avec les chroniques climatiques du secteur. Enfin, il est important de souligner la nécessité de croiser les informations apportées par le milieu naturel avec les plans d'épandage et le type de fertilisation utilisé, afin d'avoir tous les éléments pour construire une modélisation précise pouvant servir d'aide à la décision concernant la protection des systèmes aquatiques.

Transfert du phosphore

Comme cité précédemment et à l'inverse de la tendance observée pour le risque de transfert des nitrates, il y a globalement peu de risque de transfert de phosphore de la couverture pédologique pour les quatre secteurs (figures 47, 48, 49 et 50). Il faut rappeler en premier lieu que le phosphore particulaire ou dissous se concentre dans les horizons de surface, et en particulier dans les 30 premiers centimètres de sol (Turpin et al, 1997). Il est très majoritairement retrouvé sous sa forme particulaire dans les sols, avec de teneurs comprises entre 500 à 1500 ppm contre 1-5 ppm pour le phosphore dissous (Dorioz et Trevisan, 2008). De ce fait, l'érosion des sols et le ruissellement de surface, induits par les précipitations, sont les principaux acteurs du transfert diffus de phosphore dans les rivières (Chanez et al, 2014). L'évaluation de l'intensité de ces deux processus est indispensable pour prendre en compte les risques de transfert de phosphore.

L'érosion des sols est fonction de l'occupation du sol, de la texture de l'horizon supérieur, de sa quantité de matière organique et en éléments grossiers. Au niveau de l'occupation du sol, la majorité de prairies permanentes a pour effet de ne pas favoriser un transfert de matière important (Turpin et al, 1997). De plus, une texture située pour l'ensemble des sols entre un pôle argileux et limoneux, associé à de forts taux de matière

organique et une saturation générale en calcium favorise une bonne agrégation, donc ne bonne cohésion des horizons supérieurs.

Comme cité précédemment, la faible battance observée sur les quatre zones d'étude a tendance à largement réduire le phénomène de ruissellement, bien que les pentes soient fortes. Or d'après Dorioz (2013), le ruissellement lié à la battance a une place importante dans les flux de phosphore particulaire. De plus, la perméabilité des sols de la zone est importante voir excellente, ce qui diminue considérablement le ruissellement.

Le transfert de phosphore particulaire est, en raison de tous les arguments développés précédemment, généralement modéré sur les quatre secteurs d'étude. Dorioz et Trevisan (2008) caractérisent des transferts très modérés de phosphore dissous vers l'aquifère sousbassant dû à l'infiltration, en raison de la faible concentration en ion phosphate dans la solution du sol.

Comme pour les nitrates, la majeure partie de l'exportation de phosphore s'effectue durant les épisodes pluvieux, en raison de l'érosion que subit la zone et du ruissellement mobilisant les éléments particuliers (Dorioz, 2013). Il serait par conséquent judicieux de prendre en compte les périodes d'application de fertilisants (Sharpley et al, 2002) ainsi que les chroniques climatiques pour correctement modéliser le flux de phosphore des quatre zones d'étude, et plus généralement à l'échelle du bassin versant. Les zones tampons telles que les zones enherbées, les zones humides et les haies sont bien entendu essentielles concernant la protection des milieux aquatiques aux excès de phosphore.

Rétention des sols et autoépuration

La Capacité d'Échange Cationique (CEC) définit la quantité totale des cations qu'un sol peut échanger par la solution du sol, régie par la quantité d'éléments électronégatifs que sont les argiles et la matière organique humifiée. La Capacité d'Échange Anionique (CEA) est la quantité totale d'anions qu'un sol peut échanger, définie par la quantité d'oxydes de fer et d'alumine. La CEA est en générale beaucoup moins importante en région tempérée que la CEC en raison de la quantité d'argiles et de MO par rapport à celle des oxydes (Mathieu & Lozet, 2011). Celle-ci n'est toutefois pas à négliger dans la problématique de l'autoépuration.

La matière organique humifiée est donc liée par un pont cationique avec des argiles, formant un complexe argilo-humique (CAH). Ces CAH sont liés ensemble par des oxydes pour former enfin des agrégats, considérés comme étant la plus petite entité de sol. L'aptitude des argiles et de la matière organique humifiée à se lier dépend de la garniture cationique du sol, c'est-à-dire à la proportion de cations basiques (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , etc.) par rapport à celle des cations acides (Al^{3+} , H^+). Cela définit le taux de saturation des CAH du sol.

La capacité de stockage et d'épuration d'un sol est donc fonction de sa CEC, de son taux de saturation en bases et de sa CEA. Cela dépend par conséquent des propriétés

morphologiques du sol : de sa texture, de sa teneur en matière organique humifiée, de sa teneur en oxydes et en ions.

Les sols des quatre zones d'étude sont majoritairement des sols Bruns. Il a été observé précédemment que la couverture pédologique des quatre secteurs d'étude présentait une bonne teneur en MO de manière générale, et des textures allant d'argilo-limoneuses à limono-argileuses.

Ces explications sont nécessaires pour comprendre que la couverture pédologique des quatre zones d'étude possède une CEC importante, de par une texture souvent bien représentée par les argiles et une bonne teneur en MO. Elle possède également un taux de saturation élevée de manière générale, de par une forte teneur en ion calcium garnissant les CAH (complexes adsorbants subsaturés, au-delà de 80% pour les sols bruns eutrophes) (Bruckert & Gaiffe (1985) ; Duchaufour, (2001)). Les sols des quatre zones possèdent également une CEA plutôt bonne, de par la bonne représentation texturale des limons, considérés comme des oxydes. Il faut ajouter que la forte teneur en ions calcium favorise l'activité biologique, en particulier celle des lombriciens et des colonies bactériennes (Girard et al, 2011 [2]).

Macropolluants

Bien que l'aspect du comportement des nitrates et du phosphore ait été largement présenté en termes de risque de transfert, l'aspect de leur comportement vis-à-vis des constituants du sol peut être approfondi.

L'azote et le phosphore, avant d'être considérés comme des macropolluants susceptibles d'être transférés jusqu'aux milieux aquatiques, sont avant tout des éléments essentiels à la croissance des plantes (Decroux, 2005) Ils sont apportés à la culture par des fertilisants minéraux (ammonitrates, superphosphates, etc.) ou organiques (épandage de fumiers et de lisiers). Lorsque ces engrais sont, malgré des mesures de précaution, excédentaires, il faut s'intéresser à la capacité d'épuration des sols.

La capacité d'épuration est définie par la propension du sol à éliminer des apports en polluants potentiels. Cela passe donc par une phase de stockage de ces éléments, puis d'assimilation par les organismes (producteurs primaires, bactéries, etc.) si ce sont des éléments nutritifs, de dégradation si ce sont des micropolluants organiques, ou bien d'immobilisation si ce sont des ETMs.

En termes d'autoépuration des sols des quatre secteurs, il peut être avancé que malgré une bonne CEC due à la quantité importante d'argiles et de MO, le fort taux de saturation dû à la forte teneur en Ca^{2+} a pour effet d'induire une capacité de stockage du sol moyenne en cations considérés comme polluants. En effet, la dominance des ions calcium induit une compétition avec des éléments comme l'ammonium, ce qui diminue la capacité du sol à les stocker.

La situation n'est pas la même pour les anions considérés comme polluants. En effet, la bonne teneur en limons donc en oxydes de la couverture pédologique des quatre zones induit une bonne fixation des orthophosphates (Girard et al, 2011[2]). D'après Girard et son équipe (2011), la fertilisation phosphorée devrait être fondée sur la saturation suffisante des complexes adsorbants, et non-sur les besoins culturels. En termes d'azote nitrique, les nitrates peuvent, si le sol est suffisamment pourvu en oxydes, être également stockés. De plus, les Sols Bruns présentent un turn-over rapide de la matière organique (Duchaufour, 2001). Le phosphore et l'azote organique particulaire issu du fertilisant potentiel seront par conséquent rapidement mobilisés sur la zone d'étude, bien que cela dépende également du rapport C/N des engrais apportés.

En résumé, La capacité de rétention des sols de la zone en cations considérés comme polluant est probablement faible du fait de la saturation des CAH en Ca^{2+} , mais les anions polluants pourraient être en partie stockés par les limons, bien représentés dans les textures des horizons supérieurs. Le pouvoir épurateur des sols des alentours de Pontarlier est donc considéré comme limitée.

Micropolluants

L'apport non-intentionnel de micropolluants à la parcelle est une problématique vaste. En effet, les micropolluants organiques et minéraux sont très diversifiés, peuvent potentiellement provenir de nombreuses sources différentes et démontrent des disponibilités environnementales spécifiques, dépendant de multiples paramètres abiotiques (Girard et al, 2011[2]).

Concernant les micropolluants minéraux, il peut arriver que des retombées atmosphériques d'origine industrielle et chargées en ETMs (Pb, Cd, Hg, etc.) s'observent à la parcelle (Girard et al, 2011), ou qu'ils soient apportés par des engrais impropres (fumiers de bovin et lisiers de porcs, fertilisants chimiques). La matière organique démontre des propriétés complexantes et adsorbantes concernant les ETMs, et favorise leur stockage donc leur immobilisation dans le solum : Les sols des quatre secteurs, bien pourvu en MO, pourraient agir en temps qu'immobilisateur des ETMs, et retarder ainsi leur transfert vers les milieux aquatiques. Cependant, il faut nuancer cette affirmation. Tout d'abord, le calcium peut également rentrer en compétition avec les ETMs sur les sites électro-négatifs. Ensuite, l'immobilisation des ETMs dans le sol est fonction de nombreux autres paramètres que la MO (pH, potentiel rédox, teneur en fer, etc.) (Girard et al, 2011[2]), pour lesquels aucune information n'a été collectée. Il faudrait faire des études complémentaires pour acquérir des données. Enfin, le fait qu'il y ait beaucoup de MO dans les sols peut être également vecteur de mobilisation des ETMs. En effet, la MO soluble dans la solution du sol peut aussi complexer des ETMs, puis être mobilisée par les eaux météoriques pour être transférée jusqu'aux milieux aquatiques donc favoriser leur exportation. De plus, même si l'on considère que les sols peuvent stocker une éventuelle contamination minérale sous forme solide, les pentes

développée au alentours de Pontarlier favorisent grandement l'érosion et donc le potentiel transfert d'ETMs vers le cours d'eau, même en dépit d'une bonne perméabilité des horizons de surface et d'une battance faible.

La problématique des micropolluants organiques est encore plus complexe. Il existe une immense variété de micropolluants organiques (organochlorés, organo-azotés, organophosphorés, carbamates, HAPs, PCBs, phénols, etc.), souvent fortement rémanents et bioaccumulables. Certains présentent plus d'affinités avec la phase aqueuse, d'autre avec les éléments solides. Chacun possède donc sa propre dynamique une fois introduite dans le sol. D'une manière générale, la dégradation de tels molécules est plus souvent biologique (par catabolisation) que physico-chimique (Girard et al, 2011[2]) pour atteindre l'état d'eau et de dioxyde de carbone. Leur dégradation est donc intimement liée aux conditions environnementales favorisant le développement des organismes capables de les dégrader (colonies bactériennes, végétaux, etc.), soit la température et l'humidité du sol. De manière générale, un stockage prolongé de ces micropolluants organiques favorise leur dégradation biologique, et donc l'autoépuration du sol. Même si sur les zones d'étude la subsaturation en Ca^{2+} des CAH favorise l'activité biologique, cette même saturation en calcium est encore une fois compétitrice de la fixation des micropolluants organiques aux complexes adsorbants. De plus, la forte perméabilité des sols n'occasionne pas de stockage en eau particulier, ce qui permet le transfert des éventuels micropolluants solubles. La couverture pédologique des quatre secteurs est donc, comme les ETMs et les nitrates, sensible aux transferts de micropolluants organiques.

4. Conclusion

La mise en œuvre d'outils techniques concernant l'étude des risques de transferts solubles et particulaires a permis de dégager des grandes tendances concernant la sensibilité intrinsèque de la couverture pédologique développés aux alentours de Pontarlier. Il y a donc un fort risque de transfert d'éléments soluble de manière générale (nitrates, micropolluants hydrosolubles, orthophosphates), de par une grande perméabilité des sols et à leur faible capacité de rétention d'eau (faible RUM, substratum géologique drainant). Le risque de transfert de phosphore est en revanche limité, en raison de la bonne perméabilité des horizons de surface et de la faible battance atténuant grandement le ruissellement, ainsi de la structure cohésive des horizons de surface. La capacité de rétention des sols est faible, de par leur faible profondeur donc leur faible réserve utile, mais également de leur bonne perméabilité du au caractère drainant du substratum géologique. Enfin, La capacité générale d'autoépuration des sols est limitée, en raison de la forte teneur en Ca^{2+} et de la faible capacité de rétention des sols. La fertilisation de ces prairies destinées à la pâture ainsi que l'éventuel ajout de pesticides doit par conséquent faire l'objet de nombreuses précautions.

Toutefois, une critique peut être apportée concernant la prospection. En effet, il aurait fallu effectuer plus de sondages et posséder plus de temps passé sur le terrain pour affiner les modélisations, rendues grossières par le faible jeu de données. De plus, les différents indices utilisés sont perfectibles car ils ne prennent pas en compte l'intégralité des facteurs jouant sur le risque de transfert (type et dose d'engrais, plan d'épandage, chroniques climatiques, etc.). Toutefois, de tels modèles demandent beaucoup de données différentes et parfois difficiles à acquérir. Ces méthodes ont donc l'avantage de ne pas demander beaucoup de temps et de matériels à l'opérateur, tout en permettant de dessiner de grandes tendances.

Quoi qu'il en soit, le principe de prudence est de mise lors de l'ajout d'intrants à la parcelle dans les environs de Pontarlier. En effet, la bonne santé écologique des milieux aquatiques comme la rivière du Doubs est largement tributaire de la compréhension des phénomènes de transfert de polluant, de la couverture pédologique jusqu'au réseau hydrographique.

Conclusion générale

Cette étude vise à estimer l'impact que peut avoir une agglomération comme Pontarlier sur le Milieu Aquatique, à travers l'évaluation de la qualité physico-chimique et biologique du Doubs d'Oye et Pallet à Remonot. Le contexte géologique et pédologique assez homogène sur l'ensemble de la zone d'étude traduit des risques de transferts de polluants importants vers le Doubs, en bas de pente (ruissellement). La proximité de ce cours d'eau avec les exploitations, en contexte karstique représente par ailleurs un risque important.

La composition et la structure des peuplements piscicoles témoignent d'un état dégradé du Doubs, en aval de cette agglomération. Le réchauffement des eaux constituant l'un des paramètres les plus impactant sur ce compartiment (Verneaux, 1973). Les pertes d'Arçon, et la réduction des débits impactent également fortement l'ichtyofaune.

Cette étude des peuplements piscicoles a été couplée à une analyse des peuplements macrobenthiques, en amont et en aval de Pontarlier. Les résultats viennent alors contraster ceux obtenus pour le compartiment piscicole (meilleure note IBGN de 17/20, de l'étude pour l'une des deux stations de pêche électrique, celle la plus en aval). Sur les stations les plus en aval, les habitats ne semblent pas être dégradés mais c'est bien la qualité de l'eau qui semble être en cause. Pour les stations encadrant l'agglomération, les notes IBGN demeurent plus faibles et confirment une atteinte certaine de la qualité d'eau (surabondance des taxons polluo-résistants par exemple).

Les différents impacts sont ensuite évalués grâce au protocole ELGATOX, permettant notamment d'identifier une potentielle contamination par des pesticides (voir les ETMs) sur les Gammarets et les Elmidés. Un impact est observé sur les populations de Gammarets après la traversée de Pontarlier par le Doubs.

Les analyses chimiques réalisées sur les eaux des stations du Doubs ne révèlent aucune pollution mise à part des valeurs d'oxydabilité élevées, révélatrices d'un état douteux lors de la prise en compte de la méthode SEQ-eau. Cependant, la prise en compte de la publication de Nisbet et Verneaux (1978) permet une interprétation toute autre des valeurs en Nitrate, Ammonium et Phosphates. En effet, ces auteurs, par le biais d'observations in situ sur l'ichtyofaune et la macrofaune benthique estiment que les concentrations observées peuvent être impactantes à des teneurs plus faibles que celles présentées par SEQ-eau ou la DCE. Les concentrations en phosphates sur la totalité du linéaire sont bien souvent représentatives d'une pollution selon Nisbet et Verneaux (1978) contrairement à la méthode SEQ-eau. Les teneurs observées aux différentes stations sont en accords avec les concentrations observées dans les données antérieures depuis 2000 (RMC, 2015). Des concentrations importantes en substances azotées (Nitrates et Ammonium) sont observées sur toutes les stations. Ces teneurs sont représentatives d'une pollution selon ces auteurs. La méthode SEQ-eau et les normes DCE montrent ici leurs limites en considérant ces teneurs comme normales.

Le contexte agricole de la zone, tourné vers la polyculture-élevage sur des sols parfois superficiels avec des réserves utiles faibles (RU) et l'amendement excessif conduit à la sur-eutrophisation des cours d'eau en matières azotées (Turpin et al. 1997). Un autre impact

potentiel sur le Doubs pourrait être le Drugeon, dont la confluence se situe entre la STEP et Arçon. Les deux notes IBGN des deux stations de notre étude révèlent des peuplements macrobenthiques très dégradés. En ce qui concerne la chimie, on enregistre le pH le plus faible ainsi qu'une conductimétrie et un titre alcalimétrique complet (TAC) les plus élevés, les deux valeurs sont jugées anormales car elles ne sont pas représentatives du milieu naturel et laissent penser à une pollution. L'analyse des ETMs révèle des concentrations en calcium et magnésium élevées expliquant la valeur de dureté qui est également importante. La station Zillon présente des concentrations en différents métaux (Bore, Cobalt, Cuivre, Zinc) supérieures à celle observées dans les autres stations du Doubs (mise à part les concentrations de Zinc observées à Ville-du-pont). Pour conclure la rivière Drugeon présente des caractéristiques physico-chimiques et biotiques suggérant des contaminations (et des potentiels impacts sur le Doubs, de par sa confluence dans la zone d'étude).

Bibliographie

ADAM O. (2008)., Impact des produits de traitement du bois sur les amphipodes *Gammarus pulex* (L.) et *Gammarus fossarum* (K.) : approches chimique, hydro-écologique et écotoxicologique., *Travaux de Thèse, Université de Franche-Comté.*, 238 p.

ADAM O. (2011)., Bioindication de la qualité de l'eau par les gammares, Concepts et applications., *Presse universitaire de franche-Comté.*, 200p.

ADAM O., DEGIORGI F., CRINI G. et BADOT P-M. (2009)., Altération des populations d'Amphipodes *Gammarus pulex* (Linnaeus, 1758) et *Gammarus fossarum* (Koch, 1836) par les produits du traitement du bois : conséquences en terme de bioindication, *Rev. Sci. Bourgogne-Nature.*, 215-224p.

AFNOR (2004)., Indice Biologique Global Normalisé (IBGN), *Guide technique.*, 22 p.

Agence de l'eau (2000)., Indice biologique normalisé I.B.G.N. NF-T90-350. *Guide technique. Les Etudes de l'Agence de l'Eau n°00, 2ème Edition.*, 21 p.

ANDRIAMIRADO L. (2005)., Memento technique de l'eau. *Tome 1, Degrémont SUEZ.*, 171 p.

ANGELIER E. (2000)., Ecologie des eaux courantes. *Edition TEC&DOC.*, 199 p.

ASCOMADE (2010)., Gestion des effluents toxiques diffus sur la commune du Larmont. Etat des lieux. Rapport final. 294 p.

BAIZE D. et JABIOL B. (1995)., Guide pour la description des sols. Paris : INRA Editions. 375 p.
Barbour M.T. et al., (1999). Rapid bioassessment protocols for use in streams and Wadeable rivers., **EPA 841-B-99-002. U.S., 2ème édition.**, 339 p.

BASILICO L., STAUB P-F et PERCEVAL O. (2013)., Les contaminants chimiques des milieux aquatiques. Outils et méthodes pour le diagnostic et l'action., *Synthèse ONEMA.*, 39 p.

BEAUDIN I. (2006)., Revue de littérature. La mobilité du phosphore. Comité ad hoc Groupe mobilité phosphore., *Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec.*, 137 p.

BEAUDIN I., FIGUEREDO. Et FERREIRA. (1993)., Erosão dos solos em vinha de encosta na região do Douro, Portugal. Sociedade Espanhola de Ciência do solo.

BEIER M. (1948)., Zu r Kenntnis von Körperbau und Lebensweise der Helminen., *Eos.*, 211 p.

BENOIT M., GARNIER J., BILLEN G., MERCIER B., AZOUGUI A., AFONSO G., ANGLADE J., ANSART P., TOURNEBIZE J., TALLEC G. (2013)., Transformations et pertes d'azote dans les différents compartiments aquifère-sol-atmosphère. Cas d'une exploitation agricole du bassin d'Orgeval., *Programme PIREN Seine – phase 6.*, 19 p.

BICHET V. et CAMPY M. (2009)., Montagnes du Jura Géologie et paysages., *NEO éditions.* 286 p.

BINET P., CHIAPUSIO G., EUVRARD M., Accumulation des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) dans les sédiments de la rivière Doubs Rapport Final.

- BLACHUTA J.**, (2014)., How do environmental parameters relate to macroinvertebrate metrics? Prospects for river water quality assessment., *Pol. J. Ecol.* 62: 111–122. 12 p.
- BONNEMAINS J. et BOSSARD C.** (2008)., Atlas 2004-2007 des marées noires dans les eaux intérieures, Robins des bois., 56 p.
- BONNET M.** (2008) Évaluation des actions de lutte contre les pollutions diffuses agricoles (curatif/préventif) dans le cadre de la démarche AAC., *Agence de l'eau ADOUR-GARONNE.*, 84 p.
- BOUCHAREYCHAS.** (1995) Mesure de la qualité des cours d'eau. Résultats hydrobiologiques. R.N.B.. *Agence de l'Eau Loire-Bretagne.*
- BOURCEREAU L.** (2008) Accumulation des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) dans les sédiments de la rivière Doubs. Rapport Final. 57 p.
- BRANCHU P., BADIN A.L., BECHET B.** (2013)., Pollution d'origine routière et environnement de proximité. *Vertigo. Hors série n°15.*
- BRETON B.** (1995)., Tous les poissons d'eau douce et leurs pêches., *Edition J.P. Gisserot.*
- BRUCKERT S. & GAIFFE M.** (1985)., Les sols de Franche-Comté. Centre Universitaire d'Études Régionales. Université de Franche-Comté., 142 p.
- BRUCKERT S.** (1989)., Désignation et classement des sols agricoles d'après des critères de situation et d'organisation : application aux terres franc-comtoises du domaine climatique tempéré semi-continental., *Agronomie*, 9, 353-361 p.
- BRUSLE J & QUIGNARD J. P.** (2013)., Biologie des poissons d'eau douce européens., *TEC et DEC/Lavoisier. Collection aquaculture – pisciculture.*, 740 p.
- Cabinet REILE.** (2011)., Etude de détermination des volumes prélevables sur le sous-bassin du HAUT-DOUBS. Délimitation des ressources majeures pour l'eau potable sur les masses d'eau « Alluvions du Drugeon, Nappe de l'Arlier », 74 p.
- CAIRNS J., MARSHALL K.E., JOHNSON R. K., NORRIS R.** (1993)., Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates., 488 pp.
- CARLUER N. & DE MARSILY G.** (1998)., Vers une modélisation hydrologique adaptée à l'évaluation des pollutions diffuses : prise en compte du réseau anthropique. Application au bassin versant de Naizin (Morbihan).
- CARL F. & STRUB M. R.** (1978)., A New Method for Estimating Population Size from Removal Data. *Biometrics.*, 630 p.
- CHANEZ É., DEGIORGI F., LUCOT É. et BADOT P. M.** (2014)., Les flux d'azote et de phosphore dans le bassin versant de la haute et moyenne Loue., *Laboratoire Chrono-Environnement.*, 123 p.
- CHEVREUIL M., CARRU A.M., CHESTERIKOFF A., BOET P., TALES E. et ALLARDI J.** (1994)., Contamination of fish from different areas of the river Seine (France) by organic (PCB and

pesticides) and metallic (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn) micropolluants., *The science of the Total Environment.*, 12 p.

CHEVREUIL M., CHESTERIKOFF A., LETOLLE R. (1987)., PCB pollution behaviour in the river seine., *Pergamon Journals Ltd.*

CHOVET M. & LECUREUIL J. Y. (1994)., Répartition des Gammaridae épigés (Crustacés, Amphipodes) dans la Loire et les rivières de la Région Centre (France)., *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology.*, 23 p..

CITEAU L., BISPO A., BADY M. et KING D. (2008)., Gestion durable des sols. *QUAE.*, 320 p.

CLERC E. & LAUNAY B. (2011)., Etude hydroécologique et astacicole de Gland et de ses affluents., **Fédération départementale de pêche.**, 87 p.

COLLAS M., PFLIEGER M. et BOHN P. (2013)., La peste des écrevisses ou aphanomycose sur la Lucelle, cours d'eau Franco-Suisse. Suivi des mortalités observées en 2013., *ONEMA.*, 51 p.

CORCORAN E. (2010)., Sick Water?: The Central Role of Wastewater Management in Sustainable Development : a Rapid Response Assessment., *UNEP/Earthprint.*

CORPEN (2007)., Les fonctions environnementales des zones tampons. Protection des eaux.

COSTILHES F. & TOURENNE D. (2011)., Étude agricole dans le bassin versant de Plaisir Fontaine. *Chambre d'agriculture du Doubs.*, 44 p.

CRISP D. T. (1996)., Environmental requirements of common riverine European salmonid fish species in fresh water with particular reference to physical and chemical aspects. *Hydrobiologia.*, 221 p.

CZERNIAWSKI-KUSZA I. (2005)., Comparing modified biological monitoring working party score system and several biological indices based on macroinvertebrates for water-quality assessment. *Limnologica.*, 35, *Elsevier.*, 8 p.

DANIEL M., Le Doubs, rivière comtoise., *UPRESA 6049 du CNRS, équipe IRADES.*

DASHDONOG (2014)., Macroinvertebrate assemblage patterns as indicators of water quality in the Xindian watershed, Taiwan., *JAPE, Elsevier.*, 9 p.

DECOURCIERE H. & DEGIORGI F. (2000)., Protocole d'analyse semi-quantitative des communautés benthiques: le MAG20., *TELEOS.*

DECOURCIERE H. & GOGUILLY M. (2011)., Les coléoptères Elmidae – Diagnoses des larves et adultes., *TELEOS.*, 38 p.

DECROUX J. (2005)., Guide de la fertilisation raisonnée., *France Agricole.*, 374 p.

DEGIORGI F. & DECOURCIERE H. (2011). Protocole Elgatox. 3p.

DEGIORGI F. & RAYMOND J. C. (2000)., Guide Technique : Utilisation de l'ichtyofaune pour la détermination de la qualité globale des écosystèmes d'eau courante., *BRON.*, 197 p.

DE LANGE H.J., NOORDOVAN W., MURK A.J., LURLING M. et PEETERS E.T.H.M. (2006)., Behavioural responses of *Gammarus pulex* (Crustacea, Amphipoda) to low concentrations of pharmaceuticals., *Aquatic Toxicology*., 8 p.

DEPLEDGE M. H & GALLOWAY T. S. (2005)., Healthy animals, healthy ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*., 251 p.

Direction Départementale des Territoires du Doubs (2012)., Plan de Prévention des Risques d'inondation du Doubs Amont – Etude des aléas., 112 p.

DORIOZ J.M. (2013)., Mécanismes et maîtrise de la pollution diffuse agricole : le cas du phosphore et sa portée générale., *Biotechnol. Agron. Soc. Environ. INRA*., 277-279 p.

DORIOZ J.M. et TREVISAN D. (2008)., Le transfert diffus du phosphore dans les bassins agricoles : ordres de grandeur, mécanismes, maîtrise., *INRA Ingénierie n° spécial*., 27-47 p.

DUCHAUFOUR P. (2001)., Introduction à la science du sol. Sol, végétation, environnement. *DUNOD*., 331 p.

DUNOIS A. (2013)., Contamination des cours d'eau par les pesticides en 2011., *Commissariat général au développement durable*., 7 p.

DURAND P. (2009)., Annexe : les voies de transfert des nitrates et des phosphates.

ELLIOT. (2006)., Critical periods in the life cycle and the effects of a severe spate vary markedly between four species of elmid beetles in a small stream., *Freshwater Biology*., 127–154 p

ENGLERT D., ZUBROD J. P., SCHULZ R., BUNDSCHUH M. (2013)., Effects of municipal wastewater on aquatic ecosystem structure and function in the receiving stream., *Science of the Total Environment*., 10 p.

FAGOT. (2011)., Recherche des causes de perturbations du grand lac de Clairvaux.

FARDEAU J. C. & DORIOZ J. M. (2000)., La dynamique du phosphore dans les zones humides. Fonctions et valeurs des zones humides., *DUNOD*., 159 p.

FAUCK (1956)., Conservation des sols et mise en valeur agricole des zones tropicales., *Congrès International de la Science du Sol, 6, Paris*.

FDAAPPMA 01 (2008)., Bilan du contrat de rivière Lange-Oignin.

FOLK L. (1951)., A comparison chart for visual percentage estimation., *Journal of sedimentary petrology*., 33 p.

FRIBERG N., LINDSTROM M., KRONVANG B, LARSEN B. (2003)., Macroinvertebrates/sediment relationships along a pesticide gradient in Danish streams., *Hydrobiologia* ., 110 p.

FUSTEC E., CHESTERIKOFF A., MOUCHEL J. M., CHEVREUIL M. (2000)., La rétention et le devenir des micropolluants., *DUNOD*.

GAIFFE M., BRUCKERT M. et EIMBERCK M. (2012)., Carte pédologique de France au 1/100 000ème : Besançon. Notice explicative., *INRA.*, 200 p.

GARRIC J. & FERRARI B. (2005)., Les substances pharmaceutiques dans les milieux aquatiques. Niveaux d'exposition et effet biologique: que savons nous ?, *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science.*, 330 p.

GAYRAUD S., HEROIN E. et PHILIPPE M. (2001)., Le colmatage minéral du lit des cours d'eau : revue bibliographique des mécanismes et des conséquences sur les habitats et les peuplements de macroinvertébrés., *Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture.*, 18 p.

GENIN B. (2003)., Cours d'eau et indices biologiques., *Edition Educagri.*, 221 p.

GEN TERE. (2010)., Suivi piscicole de la qualité des affluents du lac du Bourget.

GERDEAUX D. (1987) Revue des méthodes d'estimation de l'effectif d'une population par pêches successives avec retrait programme d'estimation d'effectif par la methode de carle et strub., *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture.*, 21 p.

GERMON J. C. & COUTON Y. (1999)., La dénitrification dans les sols: régulation de son fonctionnement et applications à la dépollution. *Courr. Environ.*, *INRA.*, 67-74 p.

GIRARD M.C., SCHVARTZ C. et JABIOL B. (2011)., Étude des sols., *DUNOD.*, 404 p.

GIRARD M.C., WALTER C., REMY J.C., BERTHELIN J. et MOREL J.L. (2011)., Sols et environnement deuxième édition. Cours, exercices corrigés et études de cas., *DUNOD.*

GRANDMOTTET. (1983)., Principales exigences des téléostéens dulcicoles vis-à-vis de l'habitat aquatique. *Anales scientifiques de l'Université de Franche-Comté.*, *BIOLOGIE ANIMALE. 4ième série.*

GRAÇA M.A.S., MALTBY L., CALOW P. (1994)., Comparative ecology of *Gammarus pulex* (L.) and *Asellus aquaticus* (L.) I: population dynamics and microdistribution., *Hydrobiologia.*, 155-162 p.

GROPAQUET R. (2013)., Catalogue des Poissons d'eau douce de Haute-Normandie.

GROSS F. (1976)., Appréciation de la qualité biologique d'un cours d'eau de plaine., *Annls Limnol.*, 11 p.

GUMY D. & FELIPPE L. (2001)., Origine De La Pollution Du Léman Par Le Chlorure.

HANNOUCHE, GHASSAN C., GWENAEL R., TASSIN B. (2011)., Relation entre la turbidité et les matières en suspension en réseau d'assainissement unitaire., *Techniques Sciences Méthodes.*, 42-51 p.

HERTIG J.A., FALLOT J-M., DE PURY P. LACHAT B., GRANGIRARD V. (2006)., Etude d'impact sur l'environnement. *Traité de Génie Civil de l'Ecole polytechnique fédérale de Lausanne.* 544 p.

ILLIES J. & BOTOSANEARU L. (1963)., problème et méthode de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes considérées surtout du point de vue faunistique., *Mitt internat Verein Limnol.*, 57 p.

IFEN (2006)., « Les pesticides dans les eaux ». Données 2003 et 2004., *Numéro 5.*, 40 p.

INSEE (2013)., Bande frontalière du Doubs : un territoire en mutation au carrefour de quatre grands pôles urbains., *L'essentiel INSEE N° 150.*, 6 p.

JOUANNEAU Y. (2002)., Devenir des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) dans un écosystème aquatique et impact sur les organismes vivants : exemple du Pyrène., *CNRS – Programme Environnement Vie et Sociétés.*, 130 p.

KATHARINA P., JONAS G., KOHLER H. R. (2014)., Invertebrates as indicators for chemical stress in sewage-influenced stream systems : toxic and endocrine effects in gammarids and reactions at the community level in two tributaries of lake constance, schussen and argen, *Ecotoxicology and Environmental Safety.*, 11 p.

KEITH, PERSAT, FEUTEUN., ALLARDI. (2011)., Les poissons d'eau douce de France ; Collection Inventaires et Biodiversité., *Biotope Editions - Publications scientifiques du Muséum.*, 552 p.

KING C., LE BISSONNAIS Y., MATHIEU R. (1992)., Contribution des données multitemporelles à l'identification de l'érosion.

KLOPPMANN W., BOURHANE, A et SCOMBURGK J-M. (2010)., Salinisation des masses d'eaux en France métropolitaine et dans l'outre-mer., *ONEMA & BRGM.* ; 114 p.

LACAZE E. (2011)., Un biomarqueur de génotoxicité chez *Gammarus fossarum* : développement, signification fonctionnelle et application au milieu naturel., *Université de Metz, Thèse.*, 371 p.

LADEWIG V., JUNGMANN D., KOHLER H.R., SCHIRLING M., TRIEBBSKORN R. et NAGEL R. (2006)., Population Structure and Dynamics of *Gammarus fossarum* (Amphipoda) Upstream and Downstream from Effluents of Sewage Treatment Plants, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology.*, 14p.

LAURENT M. & LAMARQUE P. (1975)., Utilisation de la méthode des captures successives (De Lury) pour évaluation des peuplements piscicoles., *INRA*

LEGROS J.P. (1996)., Cartographie des sols. De l'analyse spatiale à la gestion des territoires. *Presses Polytechniques et Universitaires Romandes. 1ère édition.*, 321 p.

LE GOFF F. et BONNOMET V. (2004)., Devenir et comportement des métaux dans l'eau : biodisponibilité et modèles BLM. Rapport technique., *Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable.*, 87 p.

LELIEVRE M. (2012)., Etude Piscicole du ruisseau le Chagnon. Fédération départementale de pêche (03).

LEMUNYON J.L & GILBERT R.G. (1993)., The concept and need for a phosphorus assessment tool., *Journal of Production Agriculture.* 483-486 p.

LEROUX A. (2011)., Caractérisation et évolution des flux détritiques et authigènes en contexte lacustre carbonaté au cours du tardiglaciaire et de l'Holocène (Lac Saint-Point, Haute-Chaîne du Jura) : implications paléoclimatiques et paléoenvironnementales., **Thèse soutenue le 03/09/2010 à Besançon.** 267 p.

LESTER R. (2001)., Brown, Éco-économie, une autre croissance est possible, écologique et durable., *Seuil.*, 76 p.

MACNEIL C., DICK J.T.A., BISBY E., ELWOOD R.W., IAN MONTGOMERY W., GIBBINS C.N., KELLY D.W. (2002)., The validity of the Gammarus : Asellus ratio as an index of organic pollution : abiotic and biotic influences., *Water Research.*, 75-84 p.

MACNEIL C., DICK J.T.A., ELWOOD R.W. (1997)., The trophic ecology of freshwater Gammarus spp. (Crustacea : Amphipoda) : Problems and perspectives concerning the functional feeding group concept. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society.*, 349-364 p.

MACNEIL C., DICK J.T.A., ELWOOD R.W. (2000)., Factors influencing the importance of Gammarus spp. (Crustacea : Amphipoda) in riverine salmonid diets., *Archiv fur Hydrobiologie.*, 87-107 p.

MAISON WALLONE DE PECHE. (2008)., Hotu (*Chondrostoma nasus*)

MAILTAND P.S. (1966)., Studies on Loch Lomond 2. The Fauna of the River Endrick., Blackie and Son, Glasgow.

MALTBY L. (1995)., Sensitivity of the Crustaceans *Gammarus pulex* (L.) and *Asellus aquaticus* (L.) to short-term exposure to hypoxia and unionized ammonia : Observations and possible mechanisms., *Water Research.*, 781-787 p.

MALTBY L., CLAYTON S.A., WOOD R.M., MCLOUGHLIN N. (2001)., Evaluation of the *Gammarus pulex* in situ feeding rate assay as a biomonitoring of water quality: Robustness, Responsiveness and Relevance., *Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 21, No. 2.*, 361-368 p.

MATHIEU C. & LOZET J. (2011)., Dictionnaire encyclopédique de science du sol., *Editions TEC & DOC LAVOISIER.*, 733 p.

MATHIEU D. & WIEBER J. C. (1975)., La pollution des eaux dans le bassin du Doubs., **Rev. Géographie Lyon** **50.**, 59-75 p.

MAUND S., TAYLOR E., PASCOE D. (1992)., Population responses of the freshwater amphipod crustacean *Gammarus pulex* (L.) to copper., *Freshwater Biology.*, 29-36 p.

MEDD et Agences de l'eau (2003)., Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau (SEQ-Eau)., *Grilles d'évaluation version 2.*, 40 p.

MEIJERING, M.P.D. (1991)., Lack of oxygen and low pH as limiting factors for *Gammarus* in Hessian brooks and rivers., *Hydrobiologia.*, 159-169 p.

MUDRY J. (1987)., Apport du traçage physico-chimique naturel à la connaissance hydrocinématique des aquifères carbonatés., *Université de Franche-Comté.*, 399 p.

NISBET M. & VERNAUX J. (1970)., Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques., *Annales de Limnologie.*, 30 p.

ONEMA., L'altération de l'hydromorphologie d'une cours d'eau à l'origine de dysfonctionnement. 6p.

ONEMA (2010)., Typologie des cours d'eau. Fiche technique., 4 p.

PIELOU E.C. (1969)., An Introduction to Mathematical Ecology., *Wiley-Interscience, New York.*, 294 p.

PEPIN J. M. (2006)., Impacts écotoxicologiques de certains médicaments dans l'environnement (Essai). *Université de Sherbrooke.*

PELUS (2012)., Impact des rejets des stations d'épuration sur les milieux aquatiques en contexte tropical insulaire., *Polytech Paris-UPMC.*, 68 p.

PERSON, T.H., ROSENBERG, R. (1978)., Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment., *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review.*, 229–311 p.

PESCHK K. (2014)., Invertebrates as indicators for chemical stress in sewage-influenced stream systems: Toxic and endocrine effects in gammarids and reactions at the community level in two tributaries of Lake Constance, Schussen and Argen., *Ecotoxicology and Environmental Safety.*, 115–125 p.

PLAGNES V. et BAKALOWICZ M. (2002)., The protection of a karst water resource from the example of the Larzackarst plateau (south of France): a matter of regulations or a matter of process knowledge., *Engineering Geology.*, 107-116 p.

RAMADE F. (1984)., Eléments d'écologie. Ecologie fondamentale., *Mac-Graw-Hill, Paris.*, 397 p.

RAMADE F. (2007)., Introduction à l'écotoxicologie : Fondements et applications. *Lavoisier.*

REILE P. (2011)., Etude de détermination des volumes prélevables sur le sous-bassin du HAUT-DOUBS. Délimitation des ressources majeures pour l'eau potable sur les masse d'eau « Alluvions du Drugeon, Nappe de l'Arlier », 74 p.

REYJOL Y., SPYRATOS V. et BASILICO L. (2011)., Bioindication : des outils pour évaluer l'état écologique des milieux aquatiques – Perspectives en vue du 2e cycle DCE – Eaux de surface continentales., *ONEMA.*, 31 p.

RIBAUDO C. (2014)., Influence des hydrophytes envahissants sur la biogéochimie des lacs peu profonds, séminaire.

ROLLIN C. & QUIOT F., (2005)., Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques, Guide méthodologique, Acquisition des données d'entrée des modèles analytiques ou numériques de transferts dans les sols et les eaux souterraines, Rapport final., *INERIS.*, 99 p.

- ROOSE E., SABIR M. et LAOUINA A.** (2010)., Gestion durable des eaux et des sols au Maroc. Valorisation des techniques traditionnelles méditerranéennes., *IRD Editions.*, 21-31 p.
- RICKLEFS R.E. & MILLER G. L.** (2005)., Ecology., *De Boeck.*, 447-479 p.
- SAGE Haut Doubs- Haute Loue.** (2007)., Diagnostic Partage Lac de Saint-Point. 36 p.
- SAGE Haut-Doubs – Haute-Loue,** (2013)., Commission Locale de l'Eau du SAGE Haut-Doubs Haute-Loue. Note technique., *Commission gestion quantitative.*, 28 p.
- SHARPLEY A.N., KLEINMAN P., MCDOWELL R.W., GITAU M. et BRYANT R.B.** (2002)., Modeling phosphorus transport in agricultural watersheds: Processus and possibilities., *Journal of Soil and Water Conservation*, n°57., 297-324 p.
- SHIRLING M., JUNGMANN D., LADEWIG V., NAGEL R., TRIEBSKORN R. et KOHLER H.R.** (2004)., Endocrine effects in *Gammarus fossarum* (Amphipoda) : Influence of wastewater effluents, temporal variability, and spatial aspects on natural populations., *Archives of Environmental Contamination and Toxicology.*, 9 p.
- SIMON J.C.** (1999)., La pollution nitrique des eaux. In l'eau : usage et polluants., *INRA éditions.*, 95-115 p.
- SORNOM P.** (2012)., Indicateurs populationnels de pollution : marqueurs comportementaux chez les crustacés d'eau douce face à un stress métallique., *Université de Lorraine, Thèse.*, **252 p.**
- SOES., DUBOIS A., LACOUTURE L.** (2014)., Les pesticides dans les eaux douces, par secteur hydrographique et par nappe., *Commissariat général au développement durable.*, 3 p.
- SPARKS D.L.** (1998)., Environmental soil chemistry., *Academic Press.*, 267 p.
- STARK** (2001)., Protocols for Sampling Macroinvertebrates in Wadeable Streams., *New Zealand macroinvertebrate working group report, no 1.* 57 p.
- Syndicat Mixte des Milieux aquatiques du Haut-Doubs** (2014)., Document d'objectifs du site Natura 2000 «Complexe de la Cluse et Mijoux», 95 p.
- TACHET H., RICHOUX P., BOURNAUD M. et USSEGLIO-POLATERA P.** (2010)., Invertébrés d'eau douce - systématique, biologie, écologie., *CNRS EDITIONS.*, 607 p.
- TEBRUGGE F. & DURING R.A.** (1999)., Reducing tillage intensity: a review of results from a long term study in Germany., *Soil and tillage research.*, 15-28 p.
- TLIKI K., ALLIOT F., BLANCHARD M., BOURGES C., CHEVREUIL M., DESPORTES A., TEIL M.-J. et LABADIE P.** (2010)., Utilisation de *Gammarus pulex* (crustacé, amphipode) comme indicateur de la contamination en xénobiotiques hydrophobes et de l'impact reprotoxique du bassin versant de l'Orge, *Programme PIREN-Seine.*, 14 p.
- TURPIN N., VERNIER F. et JONCOUR F.** (1997)., Transferts de nutriments des sols vers les eaux - Influence des pratiques agricoles - Synthèse bibliographique. Ingénieries., *EAT.*, 3-16 p.

VAUTHIER Q. (2011)., Estimation des réserves utiles des sols de Seine-et-Marne. Rapport de master 2GPRE., *Université de Nancy.*, 60 p.

VERDONSCHOT P. (2000)., Integrated ecological assessment methods as a basis for sustainable catchment management., *Hydrobiologia.*, 24 p.

VERNEAUX, J. (1973)., Cours d'eau de Franche-Comté (Massif du Jura). Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs., *Essai de biotypologie. Thèse d'état, Besançon.*, 260 p.

VERNEAUX, J. (1976)., Biotypologie des systèmes « eau courante », *Compte Rendu de l'Académie des Sciences.*, 283 p.

VERNEAUX J. (1982)., Expression biologique qualitative et pratique, de l'aptitude des cours d'eau au développement de la faune benthique. Un coefficient d'aptitude biogène : le Cb2., *Trav. Cent. Hydrobiol. Univ. Besançon.*, 20 p.

VERNEAUX J. (1982)., Méthode pratique d'évaluation de la qualité biologique des eaux courantes – un coefficient d'aptitude biogène, le Cb2.

VERONES F., HANAFIAH M.M., PFISTER S., HUIJBREGTS M.A., PELLETIER G.J. et KOEHLER A. (2011)., Characterization factors for thermal pollution in freshwater aquatic environments, *Environnemental Science and Technology.*

WALLACE J.B. (1996)., The Role of Macroinvertebrates in Stream Ecosystem Function., *Ann. Rev. Entomol.*, 25 p.

WARINGER J. & GRAF W. (1997)., Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven unter – Einschluß der angrenzenden gebiete., *Facultas-univ. Verlag.*, Wien., 286 p.

Webographie

CARMEN, 2015. Cartographie du Ministère de l'Environnement. Eau et Industries. Site consulté le 19/11/2015 http://carmen.developpement-durable.gouv.fr/30/EAU_ICPE_RM.map#

CHANBRE D'AGRICULTURE F. C., 2015. Site internet. Disponible en ligne : <http://www.franche-comte.chambagri.fr>

CPEPESC. <http://www.cpepesc.org/Les-principaux-parametres.html>

EPTB. Saône et Doubs. N.D. Commission locale de l'eau du SAGE Haut-Doubs Haute-Loue. Disponible en ligne: <http://www.gesteau.eaufrance.fr/>

GEOPORTAIL, 2015 : <http://www.geoportail.gouv.fr/>

GRANDPONTARLIER, 2015. <http://www.grandpontarlier.fr/environnement.html>

INERIS. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. Disponible en ligne : <http://www.ineris.fr/substances/fr/>

INERIS, 2006. <http://www.ineris.fr/>

INFOTERRE, 2015. Site internet du BRGM. Consulté le 02/12/2015. <http://infoterre.brgm.fr/>

ONEMA, 2013. Export des données du récapitulatif des opérations de pêche sur la période 1990-1999. <http://www.image.eaufrance.fr> (vu le 01/12/2015)

ONEMA, 2015. Site internet. Disponible en ligne : <http://www.onema.fr/Hydromorphologie/>.

SEDIF, 2015. Syndicat des Eaux d'Iles de France, Disponible en ligne www.sedif.com

SIERM.EAURMC, 2015. Données de la station de traitement de Pontarlier. Site consulté le 20/11/2015. <http://sierm.eaurmc.fr/traitements-eau/assainissement/rejets-collectivites/tableau-moyennes/>

UNESCO-WWAP, 2012. « Gérer l'eau dans des conditions d'incertitude et de risque » Tiré du quatrième rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau. Disponible en ligne : <http://www.unesco.org/new/fileadmin/MULTIMEDIA/HQ/SC/>

Union Européenne, 2000. Texte de loi : Directive Cadre sur l'Eau. Site internet disponible en ligne : <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/>

SIERM.EAURMC, 2015. Données de la station de traitement de Pontarlier. Site consulté le 20/11/2015. <http://sierm.eaurmc.fr/traitements-eau/assainissement/rejets-collectivites/tableau-moyennes/>

UNESCO-WWAP, 2012. « Gérer l'eau dans des conditions d'incertitude et de risque » Tiré du quatrième rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau. Disponible en ligne : <http://www.unesco.org/new/fileadmin/MULTIMEDIA/HQ/SC/>

Union Européenne, 2000. Texte de loi : Directive Cadre sur l'Eau. Site internet disponible en ligne : <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/>

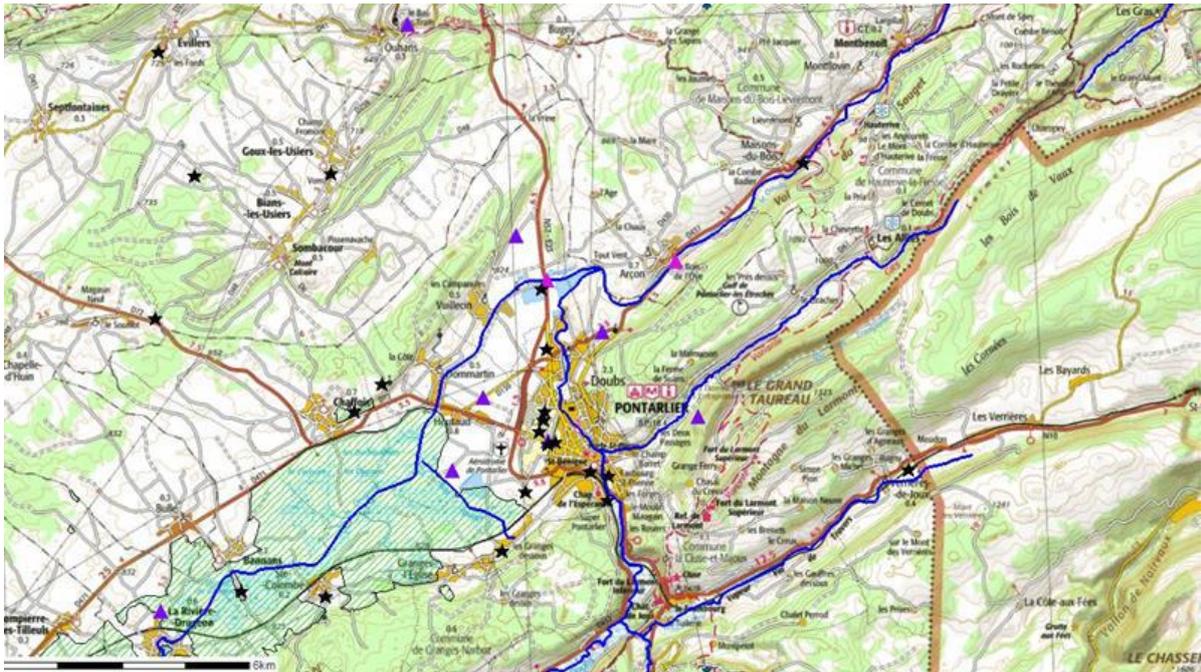
Annexes

Station de pêche Hauterive (1616m²) :

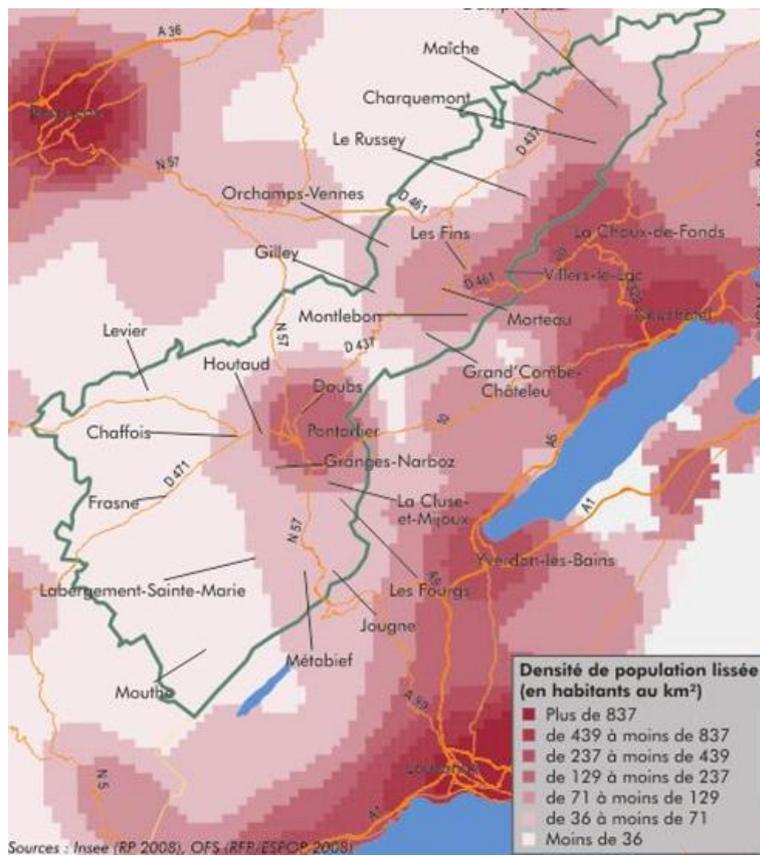
Espèces	Passage 1		Passage2		Passage 3		Total	
	Nb (ind)	Biomasses (g)	Nb (ind)	Biomasses (g)	Nb (ind)	Biomasses (g)	Nb (ind)	Biomasses (g)
CHE	116	17337	30	3642	7	705	153	21684
GOU	4	551	7	182	5	116	16	849
LOF	350	840	132	316	72	172	553	1328
TAN	8	10	4	104	3	4	15	118
TRF	1	8	0	0	0	0	1	8
VAI	2611	2474	1252	1186	768	728	4632	4388
VAN	8	568	1	42	0	0	9	610
Total	3098	21788	1426	5472	855	1725	5379	28985

Station de pêche Remonot (2785m²):

Espèces	Passage 1		Passage2		Passage 3		Total	
	Nb (ind)	Biomasses (g)	Nb (ind)	Biomasses (g)	Nb (ind)	Biomasses (g)	Nb (ind)	Biomasses (g)
ABL	6	142	5	2	0	0	11	144
BAF	18	2008	6	592	2	112	26	2712
CAA	1	24	0	0	0	0	1	24
CHE	217	21236	69	2666	32	3426	318	27328
GAR	22	1245	2	86	3	93	27	1424
GOU	155	2103	65	922	24	202	244	3227
LOF	358	394	207	228	104	114	669	736
TAN	1	3	7	5	3	3	11	11
TRF	5	678	3	72	1	106	9	856
VAI	8323	5902	3703	2626	2696	1912	14723	10440
VAN	123	8038	29	1012	11	573	163	9623
Total	9230	41773	4097	8211	2876	6541	16202	56525



Annexe 1 : Carte décrivant l'emplacement des ICPE (étoile noire) ainsi que les points de surveillance des eaux superficielles (triangle rose) et souterraines (triangles violet) dans l'agglomération de Pontarlier. (Carmen, 2015).



Annexe 2 : Carte décrivant la densité de la population au sein du territoire frontalier du Haut-Doubs (limites vertes) ainsi que dans les quatre grandes agglomérations à proximité [INSEE, 2013].

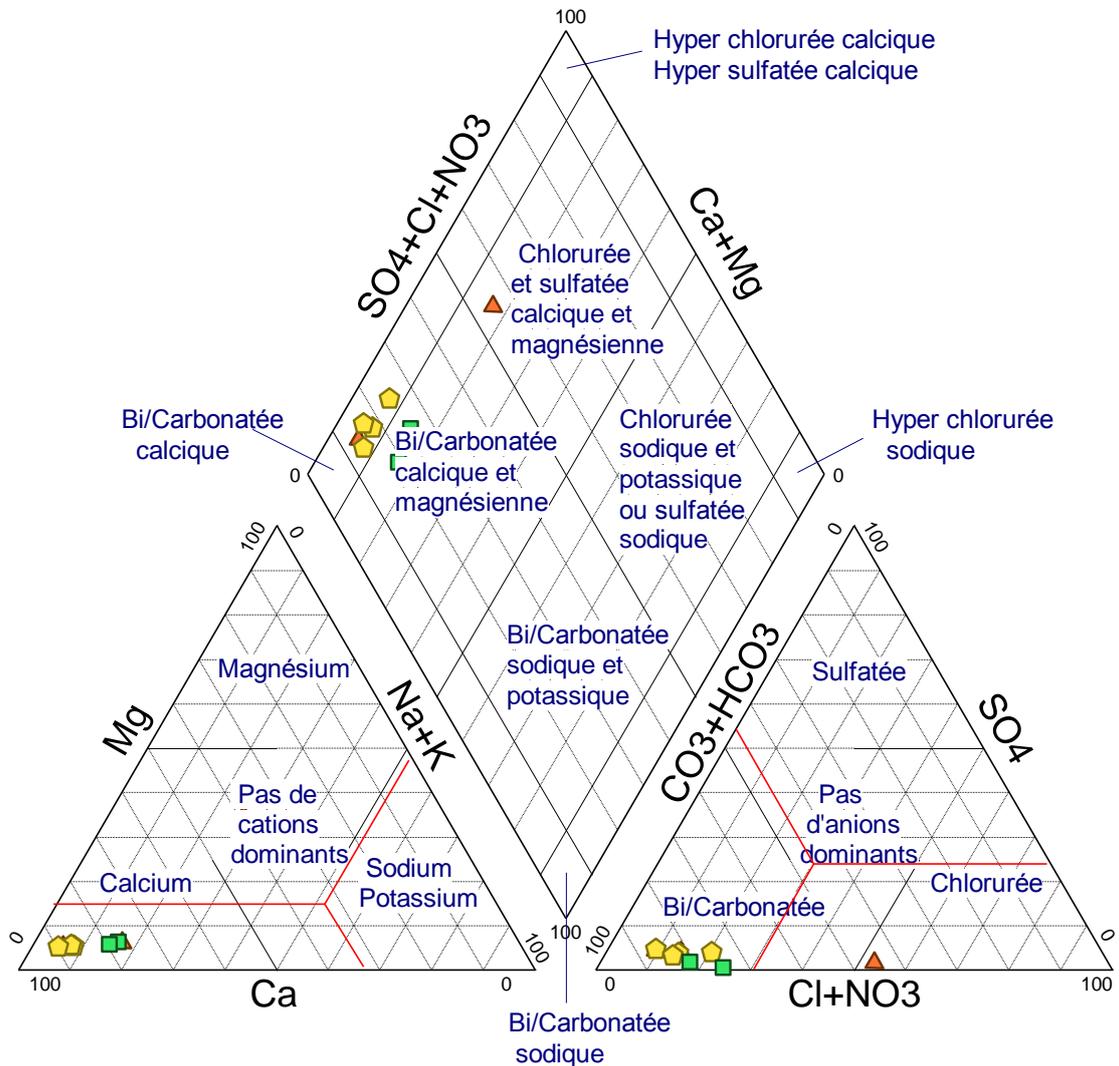
SEQ eau	N°	Oye et Pallet (Doubs)	Doubs (Doubs)	Amont Step (Doubs)	Aval proche Step (Doubs)	Arçon (Doubs)	Hauterive (Doubs)	Ville du Pont (Doubs)	Grotte du Tresor (Doubs)	Pont-Rouge (Drugeon)	Zillon (Drugeon)
		1	4	5	6	7	8	9	10	2	3
pH		7,80	7,90	7,83	8,30	7,60	7,50	7,90	7,50	7,64	7,36
Conductivité	µS/cm	297,0	292,4	339,0	487,0	298,0	311,0	423,0	318,0	540,0	334,0
Turbidité	NTU	54,0	45,3	8,20	0,20	7,60	4,60	7,30	12,10	0,30	3,70
Alcalinité TAC	*F	18,00	17,00	19,00	19,00	20,00	18,00	18,00	19,00	25,00	16,00
Calcium	mg/L	65,80	63,80	76,00	65,20	65,00	65,70	70,00	74,00	69,20	93,30
Magnésium		1,30	2,10	1,00	2,40	1,70	2,50	1,40	1,80	5,30	3,10
Dureté	*F	67,10	65,90	77,0	67,60	66,70	68,20	71,4	75,8	74,5	96,4
Dureté		17,00	17,00	19,0	17,00	17,00	18,00	18,0	20,0	20,0	25,0
Hydrogencarbonate	mg/L	224,50	205,00	231,80	226,90	248,90	217,20	222,00	236,70	306,20	200,10
Chlorure		21,30	28,80	11,70	ND	10,50	17,50	32,00	17,50	31,50	35,50
Sulfates		8,70	5,80	9,40	6,60	10,90	7,80	9,20	7,30	6,00	1,50
Phosphates		0,08	0,38	0,03	0,05	0,01	0,05	0,08	0,09	0,09	0,25
Nitrate	mg/L	4,20	3,10	5,70	2,30	9,30	7,90	6,30	8,10	ND	4,70
Ammonium		0,10	0,40	0,50	0,20	0,9	0,50	0,50	0,10	0,20	0,30
Azote Kjeldahl		0,65	0,40	1,11	1,58	3,8	2,3	0,88	0,87	ND	ND
Azote total		1,6	1,1	2,4	2,1	5,9	4,1	2,3	2,7	1,0	ND
COT (mg/L)	mg/L	4,10	5,60	4,80	2,60	2,50	5,40	5,60	4,70	3,10	7,1
DBO5 (mg O2 /L)	mg O2/L	ND	1,00	0,60	2,20	ND	1,70	ND	0,70	ND	ND
Oxydation Permanganate		ND	ND	3,5	3,8	ND	4,0	ND	3,6	ND	ND
Σ anions	mg/L	4,5	4,3	4,4	8,3	4,8	4,3	4,8	4,7	ND	4,4
Σ cations		3,6	ND	4,1	4,7	ND	3,8	3,9	ND	4,9	5,4
Balance ionique	%	79,7	ND	93,4	56,5	ND	86,7	80,7	ND	ND	80,9

Annexe 3 : Tableau récapitulatif de l'ensemble des paramètres physico-chimiques mesuré sur les différentes stations

Nisbet et Verneaux, 1978	N°	Oye et Pallet (Doubs)	Doubs (Doubs)	Amont Step (Doubs)	Aval proche Step (Doubs)	Arçon (Doubs)	Hauterive (Doubs)	Ville du Pont (Doubs)	Grotte du Tresor (Doubs)	Pont-Rouge (Drugeon)	Zillon (Drugeon)
		1	4	5	6	7	8	9	10	2	3
pH		7,80	7,90	7,83	8,30	7,60	7,50	7,90	7,50	7,64	7,36
Conductivité	µS/cm	297,00	292,40	339,00	487,00	298,00	311,00	423,00	318,00	540,0	334,00
Turbidité	NTU	54,0	45,3	8,20	0,20	7,60	4,60	7,30	12,10	0,30	3,70
Alcalinité TAC	*F	18,00	17,00	19,00	19,00	20,00	18,00	18,00	19,00	25,00	16,00
Calcium	mg/L	65,80	63,80	76,00	65,20	65,00	65,70	70,00	74,00	69,20	93,30
Magnésium		1,30	2,10	1,00	2,40	1,70	2,50	1,40	1,80	5,30	3,10
Dureté	*F	67,10	65,90	77,00	67,60	66,70	68,20	71,40	75,80	74,50	96,40
Dureté		17,00	17,00	19,00	17,00	17,00	18,00	18,00	20,00	20,00	25,00
Hydrogencarbonate	mg/L	224,50	205,00	231,80	226,90	248,90	217,20	222,00	236,70	306,20	200,10
Chlorure		21,30	28,80	11,70	ND	10,50	17,50	32,00	17,50	31,50	35,50
Sulfates		8,70	5,80	9,40	6,60	10,90	7,80	9,20	7,30	6,00	1,50
Phosphates		0,08	0,38	0,03	0,05	0,01	0,05	0,08	0,09	0,09	0,25
Nitrate	mg/L	4,20	3,10	5,70	2,30	9,30	7,90	6,30	8,10	ND	4,70
Ammonium		0,10	0,40	0,50	0,20	0,9	0,50	0,50	0,10	0,20	0,30
COT (mg/L)		4,10	5,60	4,80	2,60	2,50	5,40	5,60	4,70	3,10	7,1
DBO5 (mg O2 /L)		ND	1,00	0,60	2,20	ND	1,70	ND	0,70	ND	ND
Oxydation Permanganate	mg O2/L	ND	ND	3,5	3,8	ND	4,0	ND	3,6	ND	ND
Σ anions	mg/L	4,5	4,3	4,4	8,3	4,8	4,3	4,8	4,7	ND	4,4
Σ cations		3,6	ND	4,1	4,7	ND	3,8	3,9	ND	4,9	5,4
Balance ionique	%	79,7	ND	93,4	56,5	ND	86,7	80,7	ND	ND	80,9

Annexe 4 : Mesures physico-chimiques réalisées sur l'ensemble des stations et comparaisons avec les valeurs de références de Nisbet et Verneaux

Diagramme de Piper



Echantillon	Groupe
Oye-et-Pallet	
Amont STEP	
Aval proche STEP	
Arçon	
Hauterive	
Ville du Pont	
Grotte du trésor	
Drugeon Amont Pont-Rouge	
Drugeon Amont Zillion	

Annexe 5 : Diagramme de Piper résultant des eaux échantillonnées.