



Université Batna 2 – Mostefa Ben Boulaïd
Faculté de Technologie
Département d'Hydraulique



Thèse

Préparée au sein du Laboratoire de Recherche en Hydraulique Appliquée

Présentée pour l'obtention du diplôme de :
Doctorat en Sciences en Hydraulique
Option : Hydraulique

Sous le Thème :

Etude et modélisation informatique de la qualité des eaux de surface de l'oued Agroun

Présentée par :

MERAH Ferhat

Soutenue le 10/09/2020

Devant le jury composé de :

M. HOUICHI Larbi	Prof.	Université de Batna 2	Président
M. TIRI Ammar	Prof.	Université de Batna 2	Rapporteur
M. MESSAID Belkacem	MCA	Université de Batna 2	Examineur
M. FEHDI Chemseddine	Prof.	Université de Tébessa	Examineur
M. BAALI Fethi	Prof.	Université de Tébessa	Examineur
M. BERREKSI Ali	MCA	Université de Bejaia	Examineur

2019/2020

Remerciements

REMERCIEMENTS

Au terme de ce long parcours, il me tient à cœur d'exprimer par les lignes qui suivent toute ma gratitude à un certain nombre de personnes physiques et morales, sans lesquelles ce parcours n'aurait pas été réalisé.

Je voudrais d'avance m'excuser sincèrement auprès de ce que j'aurais oublié ou que je n'aurais pas nommé cité. Que ces personnes sachent que cela n'enlève en rien la profonde gratitude que je leur témoigne.

Je tiens à remercier vivement, Monsieur **TIRI Ammar**, Professeur à l'Université de Batna 2, qui a bien voulu diriger et suivre ce travail. Ses conseils, ses recommandations, ses encouragements et sa sympathie sont fort appréciés. Qu'il trouve ici l'expression de ma reconnaissance et de ma profonde gratitude.

J'exprime également ma grande reconnaissance à Monsieur **BOUDOUKHA Abderahmane**, Professeur à l'Université de Batna 2 (à la retraite), de m'avoir proposé un tel sujet très intéressant et de m'avoir aussi dirigé dans la réalisation de la présente thèse de Doctorat en Sciences.

Je suis très honoré que Monsieur **HOUICHI Larbi**, Professeur à l'Université de Batna 2, ait voulu accepter de présider le jury de soutenance.

Je tiens aussi à exprimer ma profonde reconnaissance à Monsieur **MESSAID Belkacem**, Maître de Conférences « A » à l'Université Batna 2, Monsieur **BAALI Fethi**, Professeur à l'Université de Tebessa, Monsieur **FEHDI Chemseddine**, Professeur à l'Université de Tebessa, et Mr **BERREKSI Ali**, Maître de Conférences « A » à l'Université de Bejaia, pour avoir accepté la lourde tâche d'évaluer cette thèse en qualité d'examineurs.

Je tiens à remercier Monsieur **Jean-François DELIEGE**, Directeur du Laboratoire Recherche et Développement « Aquapôle » de l'Université de Liège Belgique, de m'avoir accueilli. Il m'a apporté ses conseils et son expérience et m'a également témoigné toute sa confiance. Je lui exprime ici toute ma gratitude.

Mes remerciements s'adressent aussi à l'équipe scientifique de l'Aquapôle, Monsieur **Etienne EVERBECQ** (Modélisation des systèmes aquatiques), Madame **Aline GRARD** (Modélisation) et Monsieur **Pol MAGERMANS** (Modélisation Informatique et Environnementale) pour leur confiance et leurs conseils qui m'ont permis de progresser sans cesse durant ma formation résidentielle à l'Université de Liège (Belgique), et qui m'ont aidé dans toutes les phases de l'application de PegOpera sur le bassin versant d'Agrioune.

J'exprime également, ma profonde gratitude à toutes les personnes qui, par un sourire ou une parole bienveillante, m'ont permis de garder le moral tout au long de ces longues années de thèse, notamment mes amis et collègues de l'Université de Bejaia.

Avant de terminer, je voudrais aussi remercier ma grande famille et ma petite famille pour leur soutien, leurs encouragements, leur patience et leur souhait de me voir finir ce travail de recherche.

Sincèrement, merci à vous tous.

Ferhat MERAH

Dédicaces

A la mémoire de mon père

A ma mère

A ma femme et mes trois enfants

(Imène, Fares et Ammar)

A mes frères et sœurs

*A tous mes amis et à tous les habitants de mon
village –LOTA–*

A tous les universitaires

Je dédie ce modeste travail

ملخص

Résumé

Abstract

ملخص

تمثل المبادئ التوجيهية الوزارية بشأن المياه وحماية البيئة إطارًا للإجراءات الوطنية في مجال المياه. لتنفيذ هذه الإرشادات الحديثة، فإن السلطات المختصة (الوكالة الوطنية للموارد المائية ANRH) تتكفل بهذه الإجراءات بما يلي:

• توصيف المياه السطحية؛

• تحديد وتشخيص الضغوط؛

• تقييم التأثيرات.

ومع ذلك، فإن " التدابير/إجراءات التخطيط" لتحسين نوعية المياه وإدارة موارد المياه تتطلب أدوات تنبؤية مثل النماذج الرياضية والمعلوماتية. يسمح النموذج للسلطات المسؤولة عن إدارة المياه بما يلي:

• تقدير النوعية المكانية والزمانية للمياه، حيث لا يتم إجراء القياس؛

• وضع خطوط أساس الجودة للأشكال المياه السطحية.

تعد نماذج جودة المياه السطحية من الأدوات الأساسية للتنبؤ بتركيزات الملوثات الكيميائية في المجاري المائية. النتائج التي تم الحصول عليها من هذه النماذج تعطي قاعدة تقنية مهمة يمكن إستعمالها للتسيير المستقبلي للبيئة.

لا يسمح حجم أحواض الأنهار الجزائرية للوكالة الوطنية بتغطية كامل شبكة الأنهار بمعدات القياس والمراقبة. تبحث الوكالة عن أدوات محاكاة لإجراء تقييم فعال لجودة المياه لكامل المجاري (وليس فقط الأنهار الرئيسية) باستخدام أداة سهلة الإستعمال (بإمكان إستخدامها مباشرة من قبل أصحاب المصلحة والقرار).

في هذا الإطار، تم تصميم نموذج PEGASE (تخطيط وإدارة تنقية المياه) لحساب جودة المياه في الأنهار وفقاً لكمية الملوثات في الحالات الهيدرولوجية المختلفة. يسمح نموذج PEGASE بإقامة علاقات "تأثير الضغط" ويساعد على اتخاذ القرارات لإدارة جودة المياه من خلال تقييم أداء نوعية المياه. تحتوي منطقة مستجمعات المياه في واد أغريون على موارد كبيرة من المياه السطحية والجوفية (يبلغ متوسط التدفق السنوي أكثر من 8 مليون متر مكعب في السنة). مصادر التلوث في هذا الحوض هي من أصول مختلفة: النمو السكاني، التوسع في القطاع الصناعي والتنمية الزراعية. يتم تصريف معظم التصريفات الحضرية مباشرة في أنهار الحوض، باستثناء المدينتين الساحليتين مالبو وسوق الإثنين (تتم معالجتهما بواسطة محطة معالجة المياه المستعملة الواقعة في المنطقة). أتاح نمذجة مستجمعات المياه أغريون بواسطة نموذج PEGASE حساب نوعية المياه في أنهار الحوض لتحديد تأثير مختلف الملوثات المعروفة والأحمال المنتشرة على الموارد المائية للحوض.

تظهر نتائج المحاكاة توافقاً جيداً مع القيم التي تم قياسها أثناء حملات أخذ العينات الأربعة التي تم تنفيذها. سيتم تقديم نتائج النمذجة للأوكسجين و النيتريت والفوسفات. تهدف هذه النتائج إلى توجيه خيارات الإدارة لإدارة المياه السطحية في مستجمعات المياه أغريون.

الكلمات المفتاحية: حوض واد أغريون ، نوعية المياه السطحية ، العوامل الفيزيائية والكيميائية ، النمذجة ، نموذج PEGASE، مجموعة PegOpera.

Résumé :

Les orientations ministérielles en matière de l'eau et de la protection de l'environnement représentent un cadre d'actions national dans le domaine de l'eau. Pour mettre en œuvre ces récentes directives, les autorités compétentes (Agence Nationale des Ressources Hydrauliques(ANRH)) ont besoin de les traduire en actions concrètes sur le terrain. Ces actions concernent:

- la caractérisation des eaux de surface ;
- l'identification et la caractérisation des pressions ;
- l'évaluation des impacts.

Cependant, la planification des mesures/actions visant à améliorer la qualité de l'eau et la gestion des ressources en eau nécessitent des outils prévisionnels tels que les modèles mathématiques. La modélisation permet aux autorités en charge de la gestion de l'eau de:

- estimer la qualité spatio-temporelle de l'eau, là où aucune mesure n'est réalisée ;
- établir des niveaux de référence de qualité pour les masses d'eau de surface ;

Les modèles de qualité des eaux de surface sont des outils indispensables pour prévoir les concentrations des polluants chimiques dans les cours d'eau. Les résultats obtenus à partir de ces modèles pour différents scénarios prospectifs permettent l'évaluation des impacts environnementaux et fournissent une base technique d'aide à la décision pour une meilleure gestion environnementale.

La taille des bassins hydrographiques algériens ne permet pas à l'ANRH de couvrir l'entièreté du réseau de rivières avec des appareils de mesures et de surveillance.

L'ANRH cherche des outils de simulation permettant l'évaluation efficace de la qualité de l'eau (représentation détaillée des processus biogéochimiques), afin de pouvoir simuler toutes les masses d'eau d'un bassin versant (pas seulement les principales rivières) avec un outil convivial (pour être utilisable directement par les intervenants).

Dans ce cadre, le modèle PEGASE (Planification et gestion de l'assainissement des eaux) est conçu pour calculer de façon déterministe la qualité de l'eau des rivières selon les apports de polluants pour différentes situations hydrologiques.

Le modèle PEGASE permet d'établir les relations « pressions-impacts » et d'aider à prendre des décisions pour la gestion de la qualité des eaux de surface en permettant d'évaluer l'amélioration de la qualité de l'eau suite à des actions d'épuration ou de diminution de rejets.

Le bassin versant de l'oued Agrioune contient d'importantes ressources en eaux de surface et souterraines (un débit moyen annuel de 182 Mm³/an).

Les sources de pollution sur ce bassin sont d'origines diverses : la croissance démographique, l'expansion du secteur industriel et le développement agricole. Les rejets urbains sont notamment pour la plupart déversés directement dans les rivières du bassin, exception faite pour les eaux usées des deux villes côtières Melbou et Souk El-Tenine.

La modélisation du bassin versant Agrioune par le modèle PEGASE a permis de calculer la qualité de l'eau des rivières du bassin, de déterminer l'impact des différents rejets ponctuels connus et des charges diffuses sur les ressources en eau du bassin.

Les résultats de la simulation montrent un bon accord avec les valeurs mesurées au cours des quatre campagnes d'échantillonnage réalisées. Les résultats de la modélisation seront présentés pour l'oxygène dissous, les nitrites et les phosphates. Ces résultats visent à orienter les choix en matière de gestion des eaux de surface du bassin versant Agrioune.

Mots clés : Bassin et Oued Agrioune, Qualité des eaux de surface, paramètres physicochimiques, modélisation, modèle Pegase, suite PegOpera

Abstract:

The ministerial guidelines on water and environmental protection represent a framework of national actions in the field of water. To implement these recent directives, the competent authorities (National Agency of Hydraulic Resources) need to translate them into concrete actions in the field. These actions concern:

- characterization of surface water;
- identification and characterization of pressures;
- impact assessment.

However, planning actions / actions to improve water quality and water resource management require predictive tools such as mathematical models. The modeling allows the authorities in charge of water management to:

- estimate the spatio-temporal quality of water, where no measurement is made;
- establish quality baselines for surface water bodies;

Surface water quality models are essential tools for predicting the concentrations of chemical pollutants in watercourses. The results obtained from these models for different prospective scenarios allow the assessment of environmental impacts and provide a technical basis for decision support for better environmental management.

The size of the Algerian river basins does not allow ANRH to cover the entire network of rivers with measurement and monitoring equipment.

ANRH is looking for simulation tools for the efficient evaluation of water quality (detailed representation of biogeochemical processes), in order to be able to simulate all the water bodies of a watershed (not just the main rivers) with a user friendly tool (to be used directly by stakeholders).

In this framework, the PEGASE model (Planning and management of water purification) is designed to deterministically calculate the water quality of rivers according to pollutant inputs for different hydrological situations. The PEGASE model allows the establishment of "pressure-impact" relationships and helps to make decisions for surface water quality management by assessing the improvement of water quality following actions to purify or reduce discharges. The catchment area of the Agrioune contains significant surface and groundwater resources (an average annual flow of 182 Mm³ / year, Hydrographic basin Agency, 2000).

The sources of pollution in this basin are of various origins: population growth, expansion of the industrial sector and agricultural development. Most of the urban discharges are discharged directly into the river's rivers, with the exception of wastewater from the two coastal towns of Melbou and Souk El-Tenine.

The modeling of the Agrioune watershed by the PEGASE model made it possible to calculate the water quality of the rivers of the basin, to determine the impact of the various known point releases and the diffuse loads on the water resources of the basin.

The results of the simulation show a good agreement with the measured values during the four sampling campaigns carried out. The results of the modeling will be presented for dissolved oxygen, nitrites and phosphates. These results are intended to guide the choices regarding surface water management in the Agrioune watershed.

Key words: Basin and Wadi Agrioune, Surface water quality, physicochemical parameters, modeling, Pegase model, PegOpera suite.

Table des matières

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
-----------------------------------	----------

CHAPITRE I : CONTEXTE, PROBLEMATIQUE ET OBJECTIFS

1 INTRODUCTION.....	6
2 CONTEXTE	6
3 PROBLÉMATIQUE	9
4 OBJECTIFS	11
5 CONCLUSION.....	12

CHAPITRE II : REVUE LITTÉRAIRE SUR L'EAU, LA POLLUTION ET LA MODÉLISATION

1 INTRODUCTION.....	13
2 CONTEXTES DE BASE DE L'EAU	13
2.1 LE CYCLE DE L'EAU.....	13
2.2 LA QUALITÉ DE L'EAU	14
2.3 DÉFINITION DE LA POLLUTION DES EAUX.....	16
3 ORIGINE DE LA POLLUTION	16
3.1 POLLUTION D'ORIGINE URBAINE	16
3.2 LA POLLUTION INDUSTRIELLE	18
3.3 POLLUTION AGRICOLE	19
3.4 POLLUTION LIÉE AUX PHÉNOMÈNES NATURELS	20
3.5 CONSÉQUENCES DE LA POLLUTION	20
3.5.1 <i>Conséquences sanitaires</i>	20
3.5.2 <i>Conséquences écologiques</i>	20
3.5.3 <i>Conséquences agricoles</i>	21
3.5.4 <i>Conséquences industrielles</i>	21
3.5.5 <i>Conséquences esthétiques</i>	21
3.6 PARAMÈTRES D'ÉVALUATION DE LA POLLUTION	21
3.6.1 <i>Paramètres organoleptiques</i>	22
3.6.2 <i>Paramètres physico-chimiques</i>	23
3.6.3 <i>Paramètres concernant les substances toxiques et indésirables</i>	27
3.6.4 <i>Paramètres bactériologiques et biologiques</i>	30

3.7	CARACTÉRISATION DE LA POLLUTION	31
3.7.1	<i>Normes de qualité</i>	31
3.7.2	<i>Grille de qualité</i>	31
4	REPRÉSENTATION GRAPHIQUE DES FACIÈS HYDROCHIMIQUES.....	34
4.1	DIAGRAMME DE PIPER	35
4.2	DIAGRAMME DE SCHOELLER-BERKALOFF	35
5	MODÉLISATION DES EAUX DE SURFACE	36
5.1	MODÉLISATION DU CYCLE DE L'EAU.....	37
5.2	MODÉLISATION DE L'ÉROSION HYDRIQUE DES SOLS	39
5.3	MODÉLISATION DU TRANSPORT ET DES TRANSFORMATIONS DE POLLUANTS.....	40
5.4	MODÉLISATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU DES RIVIÈRES.....	41
5.4.1	<i>Le besoin des modèles de qualité de l'eau</i>	41
5.4.2	<i>Développement de modèles de qualité de l'eau de surface</i>	42
6	PEGASE	45
6.1	PRINCIPES DE FONCTIONNEMENT DU MODÈLE PEGASE	46
6.2	DONNÉES D'ENTRÉE NÉCESSAIRES	48
6.2.1	<i>Les données topographiques</i>	49
6.2.2	<i>Les données de rejets</i>	49
6.2.3	<i>Les données diverses</i>	49
6.3	PRÉTRAITEMENT DES DONNÉES GÉOGRAPHIQUES	50
6.3.1	<i>ARBRES</i>	50
6.3.2	<i>ALTRIV</i>	50
6.3.3	<i>BASSIN</i>	51
6.3.4	<i>LISTBV</i>	52
6.4	LES DONNÉES REJETS	52
6.4.1	<i>Les apports ponctuels</i>	52
6.4.2	<i>Apports et rejets d'élevage, de type dispersé</i>	53
6.4.3	<i>Apports provenant du lessivage des sols, de type diffus</i>	53
6.5	LES RÉSULTATS OBTENUS.....	54
6.5.1	<i>Evolution temporelle</i>	54
6.5.2	<i>Profils longitudinaux</i>	55
6.5.3	<i>Cartes de qualité (Indices SEQ-Eau)</i>	56
7	CONCLUSION.....	56

CHAPITRE III : LE SITE DE L'ÉTUDE

1	INTRODUCTION.....	58
2	DESCRIPTION DE LA REGION D'ÉTUDE.....	58
2.1	SITUATION.....	58
2.2	TOPOGRAPHIE ET RELIEF DU BASSIN VERSANT.....	60

3	CARACTERISTIQUES DU BASSIN VERSANT D'AGRIOUNE.....	64
3.1	CARACTÉRISTIQUES PHYSIQUES.....	65
3.1.1	<i>Surface et périmètre</i>	65
3.1.2	<i>Indice de compacité de GRAVELIUS.....</i>	65
3.1.3	<i>Rectangle équivalent</i>	66
3.1.4	<i>Paramètres de relief</i>	66
3.2	RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE	69
3.2.1	<i>Introduction</i>	69
3.2.2	<i>Caractéristiques hydrographiques.....</i>	70
3.2.3	<i>La densité de drainage,.....</i>	73
3.2.4	<i>Le coefficient de torrentialité.....</i>	74
3.2.5	<i>Temps de concentration</i>	74
3.2.6	<i>Vitesse de concentration</i>	75
3.2.7	<i>Conclusion sur les caractéristiques du bassin versant</i>	76
4	CADRE GEOLOGIQUE.....	77
4.1	INTRODUCTION.....	77
4.2	CONTEXTE GÉOLOGIQUE.....	78
4.2.1	<i>Disposition générale dans la chaîne alpine</i>	78
4.2.2	<i>Disposition particulière en Algérie.....</i>	78
4.3	CADRE STRATIGRAPHIQUE ET LITHOLOGIQUE	82
4.4	LA GÉOLOGIE LOCALE.....	84
4.5	CONCLUSION.....	85
5	HYDROGEOLOGIE.....	85
5.1	L'AQUIFÈRE SUPERFICIEL	85
5.2	L'AQUIFÈRE KARSTIQUE.....	86
6	CADRE CLIMATIQUE	88
6.1	INTRODUCTION.....	88
6.2	STATIONS ET DONNÉES DISPONIBLES.....	89
6.3	LES TEMPÉRATURES.....	89
6.4	LES PRÉCIPITATIONS.....	91
6.5	HUMIDITÉ	92
6.6	LE VENT.....	92
6.7	SYNTHÈSE DES DONNÉES CLIMATIQUES	93
6.7.1	<i>Diagramme ombrothermique de Gaussen et Bagnouls</i>	93
6.7.2	<i>Climagramme d'Emberger.....</i>	95
7	OCCUPATION DU SOL ET APERÇU DE LA GÉOGRAPHIE HUMAINE ET ÉCONOMIQUE.....	96
7.1	OCCUPATION DU SOL.....	96
7.2	APERÇU DE LA GÉOGRAPHIE HUMAINE ET ÉCONOMIQUE	97

8	CONCLUSION.....	98
----------	------------------------	-----------

CHAPITRE IV : ETUDE ET MODÉLISATION DE LA QUALITÉ DES EAUX DE SURFACE D'AGRIOUNE PAR LE MODÈLE PEGASE

1	INTRODUCTION.....	99
----------	--------------------------	-----------

2	POSITIONNEMENT DES STATIONS DE MESURE ET TECHNIQUES D'ANALYSE.....	99
----------	---	-----------

2.1	CHOIX ET LOCALISATION DES STATIONS DE PRÉLÈVEMENT	100
2.2	TECHNIQUES D'ANALYSES	103
2.2.1	<i>Analyse par la spectrophotométrie UV-Visible.....</i>	<i>103</i>
2.2.2	<i>Analyse par le photomètre d'émission de flamme</i>	<i>103</i>
2.2.3	<i>Principe de la titrimétrie</i>	<i>104</i>
2.2.4	<i>Analyse par spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA).....</i>	<i>104</i>
2.2.5	<i>Analyses physiques</i>	<i>104</i>
2.2.6	<i>Analyses chimiques.....</i>	<i>105</i>

3	CARACTÉRISATION HYDROCHIMIQUE DES EAUX.....	109
----------	--	------------

3.1	CARACTÉRISTIQUES PHYSIQUES DES EAUX	112
3.1.1	<i>Température</i>	<i>112</i>
3.1.2	<i>Potentiel d'hydrogène.....</i>	<i>112</i>
3.1.3	<i>Conductivité électrique</i>	<i>112</i>
3.2	FACIÈS HYDROCHIMIQUES.....	113
3.2.1	<i>Diagramme de PIPER</i>	<i>113</i>
3.2.2	<i>Diagramme de Schöeller-Berkaloff.....</i>	<i>114</i>
3.3	ORIGINE DES ÉLÉMENTS CHIMIQUES	117
3.3.1	<i>Origine de Na⁺ et Cl⁻</i>	<i>117</i>
3.3.2	<i>Origine du Calcium.....</i>	<i>118</i>
3.4	INDICES DE SATURATION.....	119
3.5	EVALUATION DE LA QUALITÉ DES EAUX DESTINÉES À L'IRRIGATION	121

4	MODÉLISATION DE LA QUALITÉ DES EAUX DE SURFACE DE L'OUED AGRIOUNE PAR LE MODÈLE PEGASE	123
----------	---	------------

4.1	RAPPEL DE LA DESCRIPTION DU MODÈLE.....	123
4.2	STRUCTURE DU MODÈLE PEGASE	124
4.3	INTERFACE UTILISATEUR PEGOPERA	126
4.4	CALIBRAGE DU MODÈLE ET DONNÉES D'ENTRÉE	126
4.5	EXÉCUTION ET VALIDATION DE LA MODÉLISATION	133
4.6	DISCUSSION DES RÉSULTATS.....	140
4.6.1	<i>Evolution longitudinale des paramètres.....</i>	<i>140</i>

4.6.2	<i>Prévisions cartes 2D</i>	142
4.6.3	<i>Scénarios prédictifs</i>	145
5	CONCLUSION	150
	CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES	151
	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	
	ANNEXES	

Liste des tableaux, figures et notations

Liste des tableaux

Tableau II.1. Qualité des eaux d'origine urbaine	18
Tableau II.2. Classes de turbidité usuelles (NTU, néphélogéométrie turbidité unit)....	23
Tableau II.3. Variation de la température en fonction de saturation de l'eau en oxygène dissous.....	23
Tableau II.4. Classification des eaux d'après leur pH.....	24
Tableau II.5. Les paramètres et leurs altérations et effets.....	34
Tableau II.6. Classes de qualité et index de 3 altérations.....	35
Tableau III.1. Caractéristiques hydrographiques du bassin d'Agrioune.....	72
Tableau III.2. Temps de concentration du bassin versant de l'oued Agrioune et de ses sous-bassins.....	75
Tableau III.3. Récapitulation des caractéristiques morphométriques du bassin versant d'Agrioune.....	76
Tableau III.4. Caractéristiques des stations retenues dans l'étude.....	89
Tableau III.5. Températures moyennes Station de Béjaia (1970-2014).....	89
Tableau III.6. Températures moyennes Station de Sétif (1983-2014).....	90
Tableau III.7. Températures moyennes Station Ighil Emda (1980-2014).....	90
Tableau III.8. Moyennes des précipitations mensuelles.....	91
Tableau III.9. Humidité moyenne mensuelle des deux stations.....	92
Tableau III.10. Vitesses du vent mensuelles moyennes des deux stations (2005-2014).....	92
Tableau III.11. Les étages bioclimatiques en Algérie (Bouchetata, 2006).....	93
Tableau III.12. Représentation des données des diagrammes Ombrothermiques...	94
Tableau III.13. Représentation des données du climagramme d'Emberger des 03 stations.....	95
Tableau III.14. Répartition générale du couvert végétal dans le bassin d'Agrioune	97
Tableau IV.1 : Coordonnées des stations de mesure.....	102
Tableau IV.2. Résultats de mesures- campagnes 2014.....	111

Tableau IV.3. Résultats de meures - campagne 2015.....	111
Tableau IV.4. Classification des eaux de surface de l'oued Agrioune selon Schöeller-Berkaloff- Campagne 1.....	117
Tableau IV.5. Les fonctions de lessivage des sols pour les différents usages du territoire du bassin.....	128
Tableau IV.6. Les données d'entrée nécessaires à la modélisation de la qualité de l'eau d'Agrioune.....	132
Tableau IV.7. Résultats de la performance statistique du modèle.....	139

Liste des figures

FIGURE II.1. LE CYCLE DE L'EAU (HEBERT ET LEGARE, 2000).....	14
FIGURE II.2. PARAMÈTRES -ALTÉRATIONS-USAGES ET BIOLOGIE DU SEQ EAU.....	32
FIGURE II.3. DIAGRAMMES DE PIPER ET DE SCHOELLER BERKALOFF VIERGES.....	36
FIGURE II.4. PROCESSUS PHYSIQUE DU CYCLE DE L'EAU.....	38
FIGURE II.5. PROCESSUS D'ÉROSION DU SOL.....	39
FIGURE II.6. PROCESSUS PHYSIQUES DE TRANSPORT DES POLLUANTS.....	40
FIGURE II.7. PRINCIPE DE FONCTIONNEMENT GÉNÉRAL DE PÉGASE (AQUAPÔLE, ULG).....	48
FIGURE II.8. PRÉTRAITEMENT ARBRES SUR LA PARTIE WALLONNE DE LA BELGIQUE.....	50
FIGURE II.9. PRÉTRAITEMENT ALTRIV SUR LE BASSIN LA LOIRE (LOIRE-BRETAGNE, FRANCE).....	51
FIGURE II.10. EXEMPLE DE CALCUL DE LA RELATION "POINT D'ÉMISSION/POINT D'IMMISSION" POUR UNE PARTIE DU BASSIN DU HAUT CHER (FRANCE).....	51
FIGURE II.11. OCCUPATION DU SOL ET LA DENSITÉ DU CHEPTEL (EN UGB) DE LA LOIRE (FRANCE).....	52
FIGURE II.12. REPRÉSENTATION DES REJETS SOUS PEGASE (AQUAPÔLE ULG).....	53
FIGURE II.13. REPRÉSENTATION DES APPORTS DIFFUS ET DISPERSÉ SOUS PEGASE (AQUAPÔLE ULG).....	54
FIGURE II.14. ÉVOLUTION TEMPORELLE L'AZOTE À L'ENDROIT ENGIS À 575.6 KM DE LA SOURCE DE LA MEUSE.....	55
FIGURE II.15. PROFIL LONGITUDINAL DES MATIÈRES AZOTÉES SUR LA MOSELLE, 2001.....	55
FIGURE II.16. CARTE DE L'INDICE SEQ-EAU MATIÈRE ORGANIQUES DU BASSIN DE LA LOIRE (FRANCE).....	56
FIGURE III.1. LOCALISATION DU BASSIN VERSANT AGRIOUNE.....	58
FIGURE III.2. LIMITES ADMINISTRATIVES DU BASSIN D'AGRIOUNE.....	59
FIGURE III.3. REPRÉSENTATION 3D DU BASSIN D'AGRIOUNE.....	60
FIGURE III.4. REPARTITION DES ALTITUDES SUR LE BASSIN VERSANT D'AGRIOUNE.....	61
FIGURE III.5. LOCALISATION DES ALTITUDES MAXIMALES SUR LES BASSIN AGRIOUNE.....	62
FIGURE III.6. REPARTITION DES SOUS BASSINS VERSANTS DU BASSIN D'AGRIOUNE.....	64
FIGURE III.7. COURBE HYPOMETRIQUE DU BASSIN VERSANT D'AGRIOUNE.....	67
FIGURE III.8. COURBE DES FREQUENCES ALTIMETRIQUES DU BASSIN VERSANT D'AGRIOUNE.....	67
FIGURE III.9. PRINCIPAUX COURS D'EAU DU BASSIN AGRIOUNE.....	71
FIGURE III.10. HIERARCHISATION DU RESEAU HYDROGRAPHIQUE DU BASSIN D'AGRIOUNE.....	73
FIGURE III.11. SCHEMA STRUCTURAL DE LA MEDITERRANEE OCCIDENTALE.....	77
FIGURE III.12. RAPPORTS STRUCTURAUX ENTRE LES DIFFERENTES UNITES DE LA CHAINE DES MAGHREBIDES.....	79
FIGURE III.13. COUPE GENERALE SYNTHETIQUE DES MAGHREBIDES DE L'EST ALGERIEN (REGION DU CONSTANTINOIS).....	81
FIGURE III.14. LES UNITES STRUCTURALES DES BABORS ET DU TELL NORD-SETIFIEN.....	82
FIGURE III.15. REPRESENTATION SCHEMATIQUE D'UN AQUIFERE KARSTIQUE.....	87
FIGURE III.16. PHOTO D'UNE SOURCE A CHABET LAKHRA ET D'UNE DES SOURCES OUED EL BARED.....	87
FIGURE III.17. PHOTO DE L'EAU DE LA CASCADE DE KEFRIDA ET D'UN CANYON A CHABET LAKHRA.....	87
FIGURE III.18. TEMPERATURES MOYENNES MENSUELLES DE 03 STATIONS RETENUES.....	90
FIGURE III.19. VARIATION DES PRECIPITATIONS MOYENNES MENSUELLES.....	91
FIGURE III.20. DIAGRAMMES OMBROTHERMIQUES DE LA ZONE ETUDIEE.....	94
FIGURE III.21. CLIMAGRAMME D'EMBERGER.....	96
FIGURE IV.1. LOCALISATION DES STATIONS DE MESURE.....	101
FIGURE IV.2. LE MULTI PARAMETRES (INOLAB* PH/ION/COND 750).....	105
FIGURE IV.3. LE PHOTOMETRE A FLAMME SYSTRONICS 128.....	107
FIGURE IV.4. SPECTROSCOPIE A ABSORPTION ATOMIQUE ICE 3000 SERIES DE THERMO SCIENTIFIC.....	107

Liste des figures

FIGURE IV.5. SPECTROPHOTOMETRE OPTIZEN 3220 UV.....	108
FIGURE IV.6. APPAREIL DE MESURE DE DBO OXLTOP® IS 6.....	109
FIGURE IV.7. DIAGRAMME PIPER OUED AGRIOUNE DES 02 CAMPAGNES DE 2015.....	114
FIGURE IV.8. DIAGRAMME DE SCHÖELLER-BELKALOFF - CAMPAGNE DE MAI 2015.....	115
FIGURE IV.9. DIAGRAMME DE SCHÖELLER-BELKALOFF - CAMPAGNE DE JUIN 2015.....	116
FIGURE IV.10. DETERMINATION DE L'ORIGINE DU SODIUM – CAMPAGNES 2015.....	118
FIGURE IV.11. DIAGRAMMES DU CALCIUM.	119
FIGURE IV.12. DIAGRAMME DE L'INDICE DE SATURATION DE LA DOLOMITE EN FONCTION DE SO ₄	120
FIGURE IV.13. DIAGRAMME DE L'INDICE DE SATURATION DU GYPSE EN FONCTION DE SO ₄	121
FIGURE IV.14. DIAGRAMME DE L'INDICE DE SATURATION DE LA CALCITE EN FONCTION DE SO ₄	121
FIGURE IV.15. CLASSIFICATION DES EAUX DE L'OUED AGRIOUNE D'IRRIGATION.	122
FIGURE IV.16:PRINCIPE OPERATIONNEL DU MODELE PEGASE.....	124
FIGURE IV.17. SCHEMA DE LA RIVIERE AGRIOUNE AVEC SES AFFLUENTS ET STATIONS D'ECHANTILLONNAGE PRISE EN COMPTE DANS PEGASE.....	129
FIGURE IV.18. REPARTITION DE L'OCCUPATION DE SOL DU BASSIN AGRIOUNE.....	130
FIGURE IV.19. REPARTITION DES REJETS PONCTUELS DANS LE BASSIN D'AGRIOUNE.....	131
FIGURE IV.20. CAPTURE D'ECRAN DU LOGICIEL PEGOPERA DU RESEAU HYDROGRAPHIQUE ET LA LOCALISATION DES REJETS.....	133
FIGURE IV.21. CAPTURE D'ECRAN POUR L'EXECUTION D'UNE NOUVELLE SIMULATION (ANNEE 2014).....	134
FIGURE IV.22. EVOLUTION LONGITUDINALE DE L'OXYGENE DISSOUS LE LONG DE L'OUED AGRIOUNE POUR LE 28 AVRIL 2014.....	135
FIGURE IV.23. EVOLUTION LONGITUDINALE DE LA TEMPERATURE MOYENNE LE LONG DE L'OUED AGRIOUNE POUR LE 28 AVRIL 2014.....	135
FIGURE IV.24. EVOLUTION LONGITUDINALE DE LA DBO ₅ ET DCO LE LONG DE L'OUED AGRIOUNE POUR LE 11 MAI 2015.....	136
FIGURE IV.25. EVOLUTION LONGITUDINALE DES NITRITES LE LONG DE L'OUED AGRIOUNE POUR LE 28 AVRIL 2014.....	136
FIGURE IV.26. EVOLUTION LONGITUDINALE DES NITRATES LE LONG DE L'OUED AGRIOUNE POUR LE 28 AVRIL 2014.....	137
FIGURE IV.27. EVOLUTION LONGITUDINALE DES PHOSPHATES LE LONG DE L'OUED AGRIOUNE POUR LE 28 AVRIL 2014.....	137
FIGURE IV.28. DIAGRAMMES DE VALEURS MESUREES SIMULEES ET R ² , POUR DBO ₅ , DCO, T, OD,.....	139
FIGURE IV.29. DIAGRAMME DE VALEURS MESUREES-SIMULEES ET R ² DES PHOSPHATES (P ₀₄₃ –).....	140
FIGURE IV.30. INDICE D'ALTERATION DES MATIERES ORGANIQUES ET OXYDABLES.....	142
FIGURE IV.31. INDICE SEQ-EAU D'ALTERATION DES MATIERES AZOTEES SUR L'ENSEMBLE DU BASSIN VERSANT D'AGRIOUNE,.....	143
FIGURE IV.32. INDICE SEQEAU D'ALTERATION DES MATIERES PHOSPHOREES.....	143
FIGURE IV.33. INDICE GLOBAL DE SEQEAU SUR L'ENSEMBLE DU BASSIN D'AGRIOUNE.....	144
FIGURE IV.34. PARTIE INFERIEURE DU BASSIN AGRIOUNE -ETAT ACTUEL PAR BASSINS DE DECANTATION.....	146
FIGURE IV.35. PARTIE INFERIEURE DU BASSIN AGRIOUNE – REMPLACEMENT PAR DES NOUVELLES STEP.....	147
FIGURE IV.36. RESULTATS DE LA SIMULATION ET COMPARAISON DE L'OXYGENE DISSOUS LE LONG D'OUED AGRIOUNE.....	148
FIGURE IV.37. RESULTATS DE LA SIMULATION ET COMPARAISON DE LA DBO ₅ LE LONG D'OUED AGRIOUNE.....	148
FIGURE IV.38. RESULTATS DE LA SIMULATION ET COMPARAISON DES NITRITES LE LONG DE L'OUED AGRIOUNE.....	149
FIGURE IV.39. RESULTATS DE LA SIMULATION ET COMPARAISON DES PHOSPHATES LE LONG DE L'OUED AGRIOUNE.....	149

LISTE DES SIGLES ET NOTATIONS

ABH : Agence des Bassins Hydrographiques
AEP : Alimentation en eau potable
DBO5 : Demande Biologique en Oxygène sur 5 jours
DCE : Directive Cadre sur l'Eau
DCO : Demande chimique en Oxygène
EC : Conductivité électrique.
EH : Equivalent-Habitant
EP : Eaux Pluviales
FAU : Formazine attenuation Unit.
GIRE : Gestion intégrée des ressources en eau
MES : Matières en Suspension
NH₄⁺: Azote ammoniacal
NO₃⁻: Nitrate
NO₂⁻: Nitrite
NGL : Azote global
NPK : Sodium, phosphore et potassium
NT : Azote total
NTK: Azote Kjeldahl
OD : Oxygène dissous
OMS : Organisation mondiale de la santé
P : précipitation
PEGASE : Planification Et Gestion de l'Assainissement des Eaux
PegOpera : PEGASE Opérationnel
pH : Potentiel d'hydrogène
SAA : Spectrométrie d'absorption atomique.
SEQ-Eau : Système d'évaluation de la qualité des eaux
SIG : Système d'informations géographiques
STEP Station d'Epuración des Eaux Usées
SWAT : Soil and Water Assessment Tool
T : Température
TDS : Total des solides dissous
ULg : Université de Liège
WEAP : Water Evaluation And Planning system

Introduction générale

Introduction générale

L'eau est un élément indispensable à la vie de tout être vivant sur terre, elle représente un facteur limitatif clé du développement durable, de l'amélioration de la qualité de la vie et de la paix. La forte charge minérale de cette ressource ne cesse de s'accroître à cause de multiples actions anthropiques telles que : le prélèvement de débits abusifs mais aussi contamination par les rejets d'eaux usées à ciel ouvert.

La gestion durable de la ressource en eau sera influencée par les changements climatiques et entrainera des difficultés dans son exploitation. De plus, la croissance démographique, les pratiques agricoles et les activités industrielles ont amplifié la quantité totale d'eaux usées générées qui menacent la santé des écosystèmes des rivières. La qualité de l'eau de ces milieux récepteurs a été toujours un problème majeur dans de nombreux pays (Moe *et al.*, 2006). La qualité de l'eau de surface est principalement influencée par la nature et les processus anthropiques en particulier dans les zones urbaines et les activités agricoles autour des zones rurales (Ayeni *et al.*, 2011). La gestion raisonnable des ressources disponibles et la protection de leur qualité et de leur durabilité sont donc l'une des grandes priorités de tous les pays.

Les politiciens et les scientifiques ont fait de gros efforts dans le domaine de la qualité de l'eau. Plusieurs chercheurs ont identifié de nombreuses difficultés rencontrées et ont présenté certaines des solutions proposées (par exemple, Etchanchu et Probst 2006 ; Guillaud et Bouriel 2007, Boudoukha *et al.*, 2012 ; Boudoukha et Boulaarak 2013). Même s'ils sont conscients des problèmes environnementaux en général et de la qualité de l'eau en particulier, les solutions satisfaisantes sont loin d'être trouvées.

En Algérie, la demande en eau devient de plus en plus difficile à en satisfaire les besoins à cause de l'accroissement de la population, du développement industriel, agricole et de l'insuffisance de cette ressource. Pour remédier à ce problème, l'Etat algérien a tracé un ambitieux programme. Les nouvelles orientations en matière de l'eau et de la protection de l'environnement (JORADP, 2007-2008-2011) représentent un cadre national d'actions dans le domaine de l'eau. L'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (ANRH) est l'un des organismes chargés de mettre en œuvre ces récentes directives.

L'Agence a pour mission le contrôle et la surveillance de la qualité des eaux de surface du territoire. Elle a initié et mené plusieurs études sur les principaux Oueds et barrages du pays. L'efficacité de ses activités dépend des ressources matérielles mobilisées et des compétences humaines. Elle fait appel à tous les outils d'aide à la décision permettant de mieux comprendre les mécanismes de minéralisation de l'eau et de sa vulnérabilité à la pollution. Cette investigation nécessite tout d'abord la création d'un système d'information géographique (S.I.G) cohérent, actuel et actualisable intégrant des modèles d'évaluation de la qualité de l'eau qui contribuera fortement à cet effet.

Bien que les modèles de qualité de l'eau (MQE) soient consacrés à des applications générales, ils peuvent souvent être adaptés à des situations particulières. La sélection d'un modèle approprié nécessite une adaptation aux conditions physiques de la rivière à étudier, la compréhension des hypothèses et des limites, les exigences en matière de données d'entrée, la fiabilité des valeurs par défaut et une analyse de l'incertitude. Les MQE sont le plus souvent utilisés pour prédire comment les changements dans un processus spécifique ou dans certains processus peuvent modifier certains paramètres de qualité de l'eau ou l'un d'entre eux (Tsakiris et Alexakis, 2012 ; Qinggai *et al.*, 2013).

Au cours des 20 dernières années, des modèles mécanistiques dynamiques du transport des polluants et de l'évaluation de la qualité de l'eau dans un réseau de drainage, des réseaux hydrographiques ont été développés (Loucks *et al.*, 2005 ; Tsakiris et Alexakis, 2012 ; Qinggai *et al.*, 2013 ; Sharma et Kansal, 2013).

Certains modèles ont également été consacrés à des sujets de recherche tels que le développement phytoplanctonique (Billen *et al.*, 1994 ; Garnier *et al.*, 1995, Schöl *et al.*, 1999 ; Everbecq *et al.*, 2001) ou le transport de charges du bassin versant des rivières (Behrendt *et al.*, 2002).

Il n'existe pas encore de modèle mathématique pouvant simuler tous les aspects de la qualité de l'eau. Assumant qu'un tel modèle pourrait être créé, la quantité de données nécessaires à sa validation et son coût d'opération, fonction de sa grande complexité, rendraient son utilisation impraticable. Par contre, une grande variété de modèles spécialisés a été développé pour manipuler efficacement les aspects d'un problème particulier de qualité de l'eau. Ainsi, les problèmes associés aux rejets d'eaux usées provenant de municipalités, des industries et de l'agriculture ont entraîné la conception de nombreux modèles qui prédisent les effets sur l'oxygène dissous (OD) de l'introduction de charges organiques en différents points le long d'un cours d'eau (Novotny et Krenkel, 1975 ; Koivo et Phillips, 1976 ; Lahoni et Adulbhan, 1977 ; Boes, 1978 ; Kunkl et Wordelman, 1978 ; Knowles et Wakeford, 1978 ; Bathala *et al.*, 1979 ; Whitehead *et al.*, 1981). Ces développements de modèles représentent actuellement la meilleure approche pour évaluer les impacts des alternatives de gestion des bassins hydrographiques.

Les modèles de qualité de l'eau de surface ont subi une série de développements depuis que STREETER et PHELPS ont construit le premier modèle de qualité de l'eau afin d'évaluer la pollution de la rivière à l'état de l'Ohio des Etats-Unis. Ces modèles ont fait un grand progrès pour passer de la simulation d'un seul élément vers plusieurs éléments de qualité de l'eau, du modèle stationnaire au modèle dynamique, à partir du modèle de la source ponctuelle vers le modèle de couplage de sources ponctuelles et diffuses, et du modèle zéro dimensionnel à une, deux, et trois dimensions. Plus d'une centaine de

modèles de qualité de l'eau de surface ont été développés jusqu'à présent. En général, la plupart des pays développés (en particulier les états unis et les pays européens) ont produit les meilleures avancées dans le domaine des modèles de qualité de l'eau de surface (Mike 3, Basin4, Qual 2K, Seneque 3, Peg Opera...etc.).

Dans ce cadre, le modèle PEGASE (Planification et Gestion de l'assainissement des eaux) a été développé dans un premier temps sur la région wallonne belge (Smitz *et al.*, 1997), puis appliqué à des bassins de l'Europe occidentale : Meuse, Moselle, Loire, Adour, Garonne, Escaut, etc. (Deliège *et al.*, 2011 ; Grard *et al.*, 2014). Dans d'autres études, il a également été couplé à d'autres modèles (par exemple, le modèle hydrologique (Safiolea *et al.*, 2011)). La caractéristique la plus originale de PEGASE est sa capacité à représenter les relations entre les bassins versants et les rivières et à quantifier l'impact non linéaire des pressions sur l'écosystème fluvial. Le logiciel PegOpera est un nouvel outil résultant du couplage du modèle PEGASE avec une interface utilisateur graphique conviviale (Grard *et al.*, 2014).

Ce modèle peut répondre aux exigences de l'ANRH, à savoir :

- une discrétisation spatiale qui permet de simuler avec précision les grands bassins hydrographiques ainsi que les petits bassins versants ;
- une représentation complète et cohérente de toutes les charges rejetées (nécessaires pour établir les relations pression / impact) ;
- un modèle de qualité de l'eau basé sur des facteurs physiques (représentation détaillée des processus biogéochimiques pertinents pas seulement du modèle simple de Streeter-Phelps) ;
- Interface utilisateur conviviale pour que les autorités compétentes puissent utiliser le logiciel elles-mêmes.

Situé au Nord-est du pays entre les wilayas de Bejaia et de Sétif, le bassin versant d'Agrioune est une région stratégique, aux multiples vocations (agricole, touristique et industrielle). Il renferme une quantité importante d'eau de surface et souterraine ; le débit annuel moyen atteint 182 Mm³ (ABH-CSM, 2000). Ces ressources en eau sont fournies en grande partie par les eaux souterraines et de surface et constituent donc un facteur déterminant pour le développement économique et social de cette région. Toutes ces eaux alimentent des activités liées à l'alimentation en eau potable, à l'agriculture et à l'industrie dans les différentes municipalités de la région. Selon les directions des ressources en eau de Béjaia et de Sétif, l'Oued Agrioune représente plus de 80% de l'eau fournie pour l'Est de Béjaia et le Nord de Sétif. Il permet également l'irrigation de 1500 hectares de terres agricoles et la recharge naturelles des nappes phréatiques de la plaine d'Agrioune par infiltration le long de son écoulement.

Ces réserves sont très sensibles à la pollution. Cela est dû à la croissance démographique, l'expansion du secteur industriel et le développement agricole. Sans

aucune politique de protection de l'environnement, ces ressources en eau seront exposées à des risques potentiels de changements épisodiques ou chroniques (Remini, 2010 ; Boudoukha *et al.*, 2012). Cette pollution est notamment due à des rejets urbains déversés directement dans les cours d'eau contrairement aux eaux usées des deux villes côtières Melbou et Souk El-Tenine qui subissent une épuration à l'exutoire du bassin. Malheureusement, en plus des processus naturels d'érosion et de lessivage de divers éléments, ce qui peut entraîner une détérioration de la qualité de l'eau (Remini, 2010). L'Oued Agrioune connaît actuellement une dégradation accrue de la qualité de son eau en raison de différentes sources de pollution. Par conséquent, il est important d'examiner dans le cadre d'une étude approfondie l'évolution des changements de la qualité de l'eau pour une gestion durable de celle-ci.

Le présent travail vise non seulement à déterminer la qualité des eaux de surface de l'Oued Agrioune, probablement affectées par l'agriculture et les activités des municipalités en amont, mais aussi à élaborer des simulations prospectives afin d'estimer les améliorations de la qualité de l'eau résultant du remplacement des bassins de décantation par les stations d'épuration des eaux usées (STEP) situées dans la partie la plus basse d'Agrioune.

Les objectifs du présent travail sont :

- L'étude de la qualité des eaux de surface du cours d'eau Agrioune visant à déterminer la caractérisation, l'origine et l'évolution longitudinale du chimisme des eaux de l'Oued Agrioune ;
- La contribution au développement d'une modélisation de la qualité de l'eau de surface de l'oued par le modèle PEGASE, capable de simuler la relation pression–impact et le comportement de l'ensemble (bassin versant/Oued Agrioune) ;

Quatre chapitres ont été consacrés pour atteindre les objectifs de la présente thèse :

- Le premier chapitre représente le contexte, la problématique et les objectifs de la recherche ;
- Le deuxième chapitre est consacré à deux volets. Le premier portera sur une revue littéraire sur la caractérisation et la modélisation de la qualité de l'eau, et le second, une illustration détaillée du modèle PEGASE, utilisé pour notre modélisation ;
- Le troisième chapitre comporte la description et la présentation de la région d'étude dans un cadre général, géologique, hydroclimatique et hydrogéologique ;
- Le quatrième chapitre est consacré, d'une part, à l'application du modèle PEGASE pour la réalisation des simulations sur le bassin d'Agrioune afin d'évaluer la qualité de l'eau de surface ; et d'autre part à des simulations prédictives afin d'avoir une solution pour l'amélioration de la qualité de l'eau de l'Oued Agrioune. Les efforts sont concentrés sur la partie inférieure du bassin, qui se révèle être la plus polluée. Le scénario consiste en la substitution des bassins de décantation existants par des stations d'épuration (STEP) dans la partie inférieure du bassin de l'Agrioune.

Enfin, nous terminons par une conclusion générale pour une revue de l'ensemble des faits marquants du travail et une présentation des principaux résultats obtenus avec les recommandations et les perspectives envisagées.

CHAPITRE I : CONTEXTE, PROBLEMATIQUE ET OBJECTIFS

1 INTRODUCTION

2 CONTEXTE

3 PROBLEMATIQUE

4 OBJECTIFS

5 CONCLUSION

Chapitre I : Contexte, Problématique et Objectifs

1 INTRODUCTION

La détérioration de la qualité des eaux dans les écosystèmes aquatiques est un enjeu de plus en plus important en Algérie comme ailleurs dans le monde. Cette importance est plus particulièrement signalée dans la région méditerranéenne où les ressources en eau sont limitées, fragiles et menacées. En effet, ces ressources souffrent de la surexploitation (Margat et Vallée, 1999 ; Mutin, 2000 ; Khamar *et al.*, 2000 ; Azzaoui *et al.*, 2002) dans un contexte où les réserves s'amenuisent de façon inquiétante. Cette situation fait face à une consommation accrue résultat de l'augmentation des activités humaines, notamment dans les agglomérations à fortes densités de population. Par ailleurs, la consommation d'eau douce engendre inévitablement une pollution, véhiculée par les eaux usées rejetées, menaçant directement la qualité des ressources en eau et l'intégrité des écosystèmes aquatiques. De plus, les activités agricoles génèrent une autre forme de pollution dite « diffuse » à travers la contamination des eaux de surface et des eaux souterraines. Actuellement, la plupart de nos cours d'eau jouent un rôle de réceptacle et de transport des différents effluents urbains, industriels ou agricoles. Il devient donc de plus en plus difficile d'estimer le taux de contamination engendré par ces différentes formes de pollution et d'en faire un suivi quantitatif (Ghazal *et al.*, 2006).

Pour faire obstacle aux effets de la pollution des cours d'eau, il est recommandé de mettre en place des programmes de contrôle de la pollution avec un suivi rigoureux et pérenne. Aujourd'hui, les gestionnaires des ressources en eau font face à plusieurs défis : satisfaire des cadres réglementaires de plus en plus exigeants et élaborer un processus de monitoring soutenu des programmes. En effet, le programme de contrôle de la pollution exige des compétences dans des domaines diversifiés tels que les technologies de l'information, la métrologie et la recherche opérationnelle. C'est dans cette perspective que s'inscrit cette thèse. Notre objectif est de fournir une évaluation de la pollution du cours d'eau d'Agrioune situé dans le bassin hydrographique Côtiers Constantinois de l'ouest.

2 CONTEXTE

La qualité d'une eau est caractérisée par les diverses substances qu'elle contient, leur quantité et leur effet sur les écosystèmes aquatiques et la santé humaine. Elle peut donc se définir par sa composition en sels et gaz dissous, en micro-organismes et matières en suspension. Ces substances peuvent être, soit d'origine « naturelle » (bicarbonates,

sulfates, sodium, aluminium, fer, ...etc.), soit dérivées de la présence humaine (eaux usées) ou des activités industrielles et agricoles (substances toxiques, métaux, pesticides).

La qualité des eaux peut se définir par rapport à des situations de référence variées : pour les utilisateurs, la qualité de l'eau correspond aux exigences de certains usages. Dans ses usages (domestiques, agricoles, industriels ou autres) l'eau remplit de multiples fonctions. On peut distinguer, sans être exhaustif, l'eau pour la boisson, pour l'hygiène, pour l'irrigation, pour l'agro-alimentaire, pour l'énergie, pour le transport, pour les loisirs, pour les écosystèmes aquatiques, ...etc. En effet, c'est la concentration des différents éléments qui détermine la qualité d'une eau et permet de savoir si celle-ci convient à un usage particulier. Des critères de qualité de l'eau de surface adaptés aux principaux usages sont généralement définis. Ils sont souvent élaborés sous forme de « classes de qualité » par les administrations ayant la gestion des eaux de surface dans leurs compétences (Deliège, 2010).

Afin de garantir une eau distribuée de bonne qualité, il est nécessaire d'exploiter des ressources dont la qualité répond à certains critères. La connaissance exacte de la qualité des eaux de ce bassin s'avère indispensable pour :

- Apprécier les apports en milieu naturel et, corrélativement, établir une relation plus étroite entre les rejets et la qualité du milieu naturel ;
- Déterminer les caractéristiques de la pollution émise et vérifier si les valeurs limites de rejet, exprimées en flux ou en charges de pollution et concentration, sont en conformité avec les exigences imposées par la législation en vigueur ;
- Porter un jugement sur l'efficacité et la fiabilité d'une installation de traitement dans le cadre de la mise en œuvre des dispositions de surveillances prévues par la réglementation ;
- Optimiser et fiabiliser le fonctionnement des ouvrages d'épuration afin d'améliorer leur gestion et leur entretien.

La qualité des eaux de surface est affectée à la fois par les activités anthropiques et les processus naturels. Les processus naturels influant sur la qualité de l'eau renferment le taux de précipitation, les processus d'érosion et le transport des sédiments. Par contre, les activités anthropiques incluent le développement urbain, l'expansion industrielle et les pratiques agricoles. Par conséquent, une gestion efficace à long terme de l'eau de surface d'un Oued nécessite une compréhension fondamentale des caractéristiques chimiques et biologiques.

De nombreuses variables de la qualité de l'eau sont soumises à de grandes fluctuations spatio-temporelles. Comprendre ces fluctuations de l'environnement physique et

déterminer si de tels changements sont naturels ou résultent d'influences anthropiques peuvent être une tâche ardue (Zarei et Bilondi, 2013). Ces facteurs agissent ensemble pour créer divers types d'eau qui changent dans l'espace et dans le temps (Guler *et al.*, 2002). En outre, dans la surveillance des rivières, il est souvent nécessaire de déterminer si une variable doit être attribuée à des causes naturelles ou anthropiques.

Pour qu'une telle démarche soit un gage de succès, il faut maîtriser des processus qui ont cours en temps réel, et celle-ci exige aussi, une évolution des pratiques de gestion, de modélisation de l'amélioration de la qualité des eaux rejetées. Cette évolution doit se traduire par une mutation complète des approches de gestion traditionnelles en un nouveau paradigme de modélisation.

Cependant, la planification des mesures/actions visant à améliorer la qualité de l'eau et la gestion des ressources en eau nécessitent des outils prévisionnels tels que les modèles mathématiques. La modélisation permet aux gestionnaires de l'eau de :

- estimer la qualité spatio-temporelle de l'eau, là où aucune mesure n'est réalisée ;
- établir des niveaux de référence de qualité pour les masses d'eau de surface ;

Les modèles de qualité des eaux de surface sont des outils indispensables pour prévoir les concentrations des polluants chimiques dans les cours d'eau. Les résultats obtenus à partir de ces modèles pour différents scénarios prospectifs permettent l'évaluation des impacts environnementaux et fournissent une base technique d'aide à la décision pour une meilleure gestion environnementale.

La taille des bassins hydrographiques algériens ne permet pas à l'ANRH de couvrir l'entièreté du réseau de rivières du territoire avec des appareils de mesures et de surveillance.

L'ANRH cherche des outils de simulation permettant l'évaluation efficace de la qualité de l'eau (représentation détaillée des processus biogéochimiques), afin de pouvoir simuler toutes les masses d'eau d'un bassin versant (pas seulement les principales rivières) avec un outil convivial (pour être utilisable directement par les intervenants).

L'oued Agrioune est considéré comme le deuxième oued le plus important dans la Wilaya de Béjaïa après celui de la Soummam. Il prend sa source dans les montagnes de la Petite Kabylie sur le flanc ouest du massif des Babor. Il naît de la confluence de trois oueds à savoir Oued El Bared, Oued Atteba et Oued Embarek en amont de Kherrata, zone aujourd'hui noyée par la retenue du barrage d'Ighil Emda. En aval de Kherrata, l'oued Agrioune emprunte le défilé du Chabet el Akra puis débouche en mer au niveau de la commune de Souk el Ténine.

Le Bassin versant d'Agrioune renferme d'importantes ressources en eaux souterraines et de surface. La sollicitation de ces réserves d'alimentation en eau potable, d'utilisations industrielle et agricole, s'ajoute à sa vocation touristique. Récemment, le grand transfert des eaux du barrage vers celui de Mahouane (Sétif), fait que ces ressources sont très vulnérables à la pollution. Cette situation résulte de l'accroissement démographique, de l'extension du tissu industriel et du développement agricole. En dehors de toute politique de protection de l'environnement, la ressource en eau de surface se trouve exposée à des risques potentiels d'altérations chroniques ou épisodiques (Boudoukha *et al.*, 2012). Cette situation est en partie due aux rejets urbains et industriels qui sont souvent déversés dans les cours d'eau, sans aucun traitement préalable excepté l'épuration des eaux des deux communes littorales Melbou et Souk El-Tenine par la station sise à 1 km avant l'embouchure.

C'est dans ce contexte que s'inscrit cette étude. En effet, notre but est de caractériser les paramètres physico-chimiques des eaux de surface de l'oued Agrioune pour en déduire l'état de qualité et étudier l'impact des différents rejets et les apports diffus de l'occupation du sol afin de protéger cette ressource de toute pollution qui peut altérer la qualité de l'eau de l'oued.

Cette étude est menée en collaboration avec un Laboratoire Européen Belge expert dans la recherche et développement dans le domaine de l'eau en l'occurrence Aquapôle. Ce centre a développé un outil de modélisation de la qualité d'eau de surface appelé PEGASE (Planification Et Gestion d'ASSainissement des Eaux) (Deliège *et al.*, 2009). Ce modèle est un outil de simulation qui reproduit par calcul déterministe le fonctionnement de l'écosystème aquatique ce qui implique le calcul des principales variables de la qualité de l'eau d'un réseau hydrographique. Il constitue un important outil opérationnel d'aide à la décision pour l'assainissement et à la dépollution, mais également pour la gestion de la qualité du milieu aquatique (Deliège, 2011).

PEGASE est déjà largement utilisé, en Région wallonne et flamande (Belgique) ainsi que dans plusieurs pays européens (la France, Grand-duché de Luxembourg). D'autres applications tests sur des bassins (Bulgarie, Pologne, Brésil, Canada) et en Tunisie qui sont également en cours.

Cette partie de la thèse vise à orienter les choix en matière de gestion des eaux de surface du bassin versant d'Agrioune. Cette approche passe par le calcul prévisionnel de la qualité des eaux en fonction des apports et rejets polluants, et des conditions hydrologiques en place.

3 PROBLEMATIQUE

L'eau est une denrée alimentaire importante pour la vie des êtres humains. Cependant, sa consommation peut être un véhicule de maladies dites maladies d'origine hydrique si

elle ne répond pas, le mieux possible, aux qualités physico-chimiques tout comme aux qualités bactériologiques.

La population représente le noyau principal du développement de l'agglomération. Toute insuffisance en eau potable en quantité et/ou en qualité induit directement des risques sur la santé publique et sur la croissance économique.

L'alimentation en eau potable (AEP) et la connaissance de sa qualité représentent des enjeux majeurs du schéma de gestion du bassin d'Agrioune. Cette problématique touche particulièrement 264158 habitants locaux ainsi que les usagers de l'eau concernés par le transfert. En effet, ce bassin fournit de l'eau de consommation pour les wilayas de Bejaia et Sétif (plus de 80% de la population de l'est de Bejaia et la partie nord de Setif) (ABH-CSM,2000). De plus, la ressource en eau est exploitée pour des usages multiples sous différentes formes, nous avons :

- Le grand transfert de l'eau de l'ouest vers Sétif. Ce projet est inscrit dans le cadre d'une opération de réalisation des grands transferts d'eau vers les Hauts-plateaux. Il a un double objectif : l'eau transférée servira, d'une part, au renforcement de l'alimentation en eau potable au profit d'une population de 12 communes, soit un peu plus d'un million habitants à l'horizon 2040. D'autre part, elle soulagera l'irrigation des terres agricoles s'étendant sur une superficie de plus de 35.000 hectares.
- Une cinquantaine de forages ou de captages de sources (comme celui de la source bleue vers la ville de Bejaia) implantés sur l'ensemble du territoire du bassin d'Agrioune.
- L'irrigation de 1500 hectares de terres agricoles de la plaine d'Agrioune en plus de l'alimentation de quelques usines et unités industrielles situées dans le Bassin.

L'eau de surface du bassin connaît actuellement une dégradation accrue de la qualité de son eau en raison de différentes sources de pollution. Par conséquent, il est important de revoir la politique de gestion "au cas par cas" et de changer la vision vers une gestion plus globale et durable de l'évolution des changements de la qualité de l'eau.

Le présent travail vise notamment à déterminer la qualité des eaux de surface de l'Oued Agrioune. Ce dernier est probablement affecté par l'agriculture et les activités des municipalités en amont. Par ailleurs, nous nous intéressons aussi à élaborer des simulations prospectives. En effet, elles permettent d'estimer les améliorations de la qualité de l'eau résultant du remplacement des bassins de décantation, par les stations d'épuration des eaux usées (STEP) situées dans la partie la plus basse de l'Agrioune.

Aujourd'hui, il existe de nouvelles extensions des méthodes d'analyses intégrées telles que les systèmes d'informations géographiques (SIG). De plus, les avantages de la télédétection aérospatiale nous permettent d'approfondir les études en accédant à une information multi-scalaire et multi-temporelle. Cet outil permet de fournir une cartographie numérique détaillée facilement gérable et mise à jour.

Cette étude devrait tenter de montrer l'état actuel des connaissances sur la qualité des eaux de surface de l'Oued Agrioune et de dresser une cartographie bien détaillée sur les endroits les plus atteints par cette pollution.

Dans cette recherche, il s'agit aussi d'estimer l'apport de la modélisation informatique du bassin d'Agrioune. Cette tâche nous offre la possibilité de réaliser des simulations de priorisation des interventions ainsi que des opérations d'amélioration de l'état des eaux de surface s'écoulant dans cet oued.

4 OBJECTIFS

La situation actuelle en Algérie se caractérise par un déséquilibre entre les besoins et les ressources disponibles. La croissance démographique et le développement économique et social du pays ont induit durant les deux dernières décennies écoulées, un accroissement considérable des besoins en eau potable, industrielle et agricole.

La préservation et la bonne gestion des ressources en eau, pour les différents usages, constituent une priorité nationale pour l'Algérie. Une stratégie globale du développement et de la préservation de l'eau en Algérie a donc été élaborée et mise en œuvre depuis 2002. Ainsi plusieurs programmes y ont été réalisés dans le secteur de l'eau.

Les objectifs du présent travail « Etude et modélisation informatique de la qualité des eaux de surface de l'oued Agrioune » sont, entre autres :

- ✓ Etude de la qualité des eaux de surface du cours d'eau Agrioune visant à déterminer l'origine et l'évolution longitudinale du chimisme des eaux de l'Oued Agrioune.
- ✓ Contribution au développement d'une modélisation de la qualité d'eau de surface de l'oued, en utilisant le modèle PEGASE, capable de simuler la relation pression - impact et le comportement de l'ensemble (bassin versant/oued Agrioune)
 - Les profils en long de la qualité de l'eau le long du cours d'eau ;
 - L'influence des affluents sur la qualité d'eau de surface d'Agrioune ;
 - La répartition spatiale (carte) de vulnérabilité à la pollution ;
 - La construction des scénarios prédictifs pour l'amélioration de la qualité de l'eau de surface de l'oued Agrioune.

5 CONCLUSION

Dans le cadre de cette étude, nous avons jugé bon d'orienter nos investigations sur la caractérisation physico-chimique des eaux de surface du bassin versant d'Agrioune. Ce dernier recèle d'importantes ressources en eaux souterraines et de surface. Elles constituent la principale source d'approvisionnement en eau pour les divers besoins de la population du bassin et celle concernée par le transfert.

L'étude de la caractérisation des eaux superficielles du bassin versant et l'ensemble des résultats obtenus servent dans ce travail à mettre en évidence leurs qualités physico-chimiques. Ces différents paramètres permettent de proposer des formes de prévention en vue de lutter contre le phénomène de la pollution. En effet, les résultats de l'étude orientent les interventions à la source sur ses causes et ses origines. De plus, ils mettent en évidence certaines pistes de solution à l'occurrence les procédés de traitement visant à corriger certains paramètres.

Les valeurs des paramètres physico-chimiques obtenus seront confrontées aux valeurs issues de la modélisation de la qualité d'eau de surface de l'oued Agrioune en utilisant le modèle PEGASE afin de valider l'application de ce dernier sur le bassin d'Agrioune.

CHAPITRE II : REVUE LITTERATURE SUR L'EAU, LA POLLUTION ET LA MODELISATION

1 INTRODUCTION

2 CONTEXTES DE BASE DE L'EAU

3 ORIGINE DE LA POLLUTION

4 REPRESENTATION GRAPHIQUE DES FACIES

HYDROCHIMIQUES

5 MODELISATION DES EAUX DE SURFACE

6 PEGASE

7 CONCLUSION

Chapitre II : Revue littéraire sur l'eau, pollution et modélisation.

1 INTRODUCTION

L'eau est le seul composé présent, à l'état naturel, sous ces trois phases : liquide, solide et gazeuse. L'eau est partout et constitue la base de la vie. En effet, les premières formes de vie se sont développées dans les océans et, encore aujourd'hui, plus de la moitié des espèces animales et végétales vivent dans l'eau. Par ailleurs, comme toutes les autres composantes de l'environnement, l'eau ne peut pas être considérée isolément. Dans le cas d'une rivière ou d'un oued, son état de santé dépend en grande partie de la qualité des bandes riveraines et de la plaine inondable, de même que des activités humaines ayant lieu sur le territoire environnant.

Au cours de deux dernières décennies, la pollution des eaux, tant continentales qu'océaniques, a continué à croître dans la plupart des pays développés, malgré les diverses mesures de prévention et de traitement prises pour la contrôler. Elle atteint des niveaux désastreux dans les nouveaux pays industrialisés, tels, par exemple, la Chine et pis encore les Indes où une ville comme Delhi rejette encore ses effluents urbains sans traitement dans la rivière Jamina qui la traverse. La progression de cette pollution reflète ceux de la croissance industrielle, transformant les cours d'eau en un cloaque à ciel ouvert. L'histoire de la Grande-Bretagne est riche d'exemples à cet égard. Au tout début du 19^{ème} siècle, la Tamise était encore un fleuve propre et certains écrits précisent que l'on pouvait y capturer sans peine des saumons. Elle était déjà devenue un égout à ciel ouvert moins d'un siècle plus tard (Ramade, 2005).

2 CONTEXTES DE BASE DE L'EAU

2.1 Le cycle de l'eau

La circulation continue de l'eau entre l'atmosphère et la terre constitue le cycle de l'eau ou le cycle hydrologique (Figure II.1). Grâce aux rayons de soleil, l'eau peut passer à l'état gazeux et s'évaporer dans l'atmosphère. Ensuite, avec l'abaissement de la température, cette vapeur d'eau se transforme en fines gouttelettes (condensation), qui se maintiennent en suspension dans l'atmosphère pour former les différents types de nuages. Les gouttelettes d'eau s'agglutineront et grossiront jusqu'à ce qu'elles atteignent le poids critique qui causera leur chute. Selon les vents et le climat, l'eau retombera sous forme de pluie, de grêle ou de neige.

En tombant au sol, une partie de l'eau s'écoule à la surface des terres jusqu'aux ruisseaux, aux rivières et aux fleuves pour finalement rejoindre la mer ; c'est le ruissellement. Plus la pente du terrain est prononcée et moins le sol est poreux, plus le volume du ruissellement sera important. Le bassin hydrographique ou bassin versant d'un cours d'eau correspond en fait à l'ensemble du territoire drainé par ce dernier.

Une autre partie de l'eau tombée pénètre le sol par percolation et atteint les nappes d'eau souterraines ; cette eau peut se déplacer verticalement ou horizontalement sous la surface de la terre jusqu'à ce qu'elle rejoigne des eaux de surface. L'eau qui a pénétré dans le sol peut aussi être captée par les racines des végétaux. Une partie de celle-ci est ensuite rejetée dans l'atmosphère par l'évapotranspiration qui se réalise au niveau des feuilles. Tout au long de son parcours en surface, l'eau peut également se transformer en vapeur sous l'action du soleil et entreprendre un nouveau cycle.

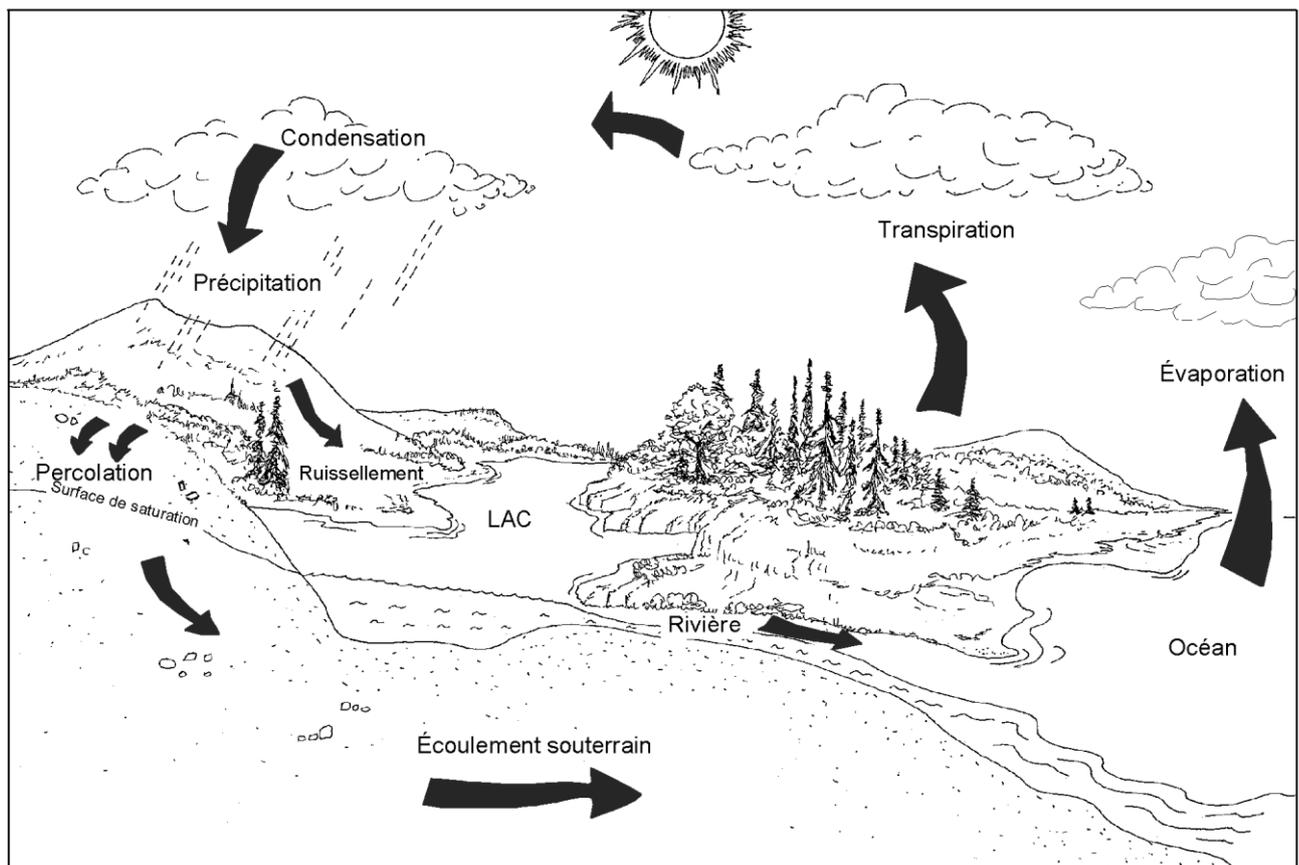


Figure II.1. Le cycle de l'eau (Hébert et Légaré, 2000)

2.2 La qualité de l'eau

Nous avons tendance à juger la qualité de l'eau en fonction d'une utilisation particulière de celle-ci. Une eau qui est bonne pour une chose ne l'est pas nécessairement pour une

autre. Ainsi, on pourrait considérer l'eau d'une rivière comme suffisamment propre pour la baignade mais impropre à la consommation. C'est pourquoi les autorités concernées en Algérie (CNES, 2000) ont défini des critères de qualité de l'eau de surface adaptés aux principaux usages de l'eau. Ces critères visent la protection de la santé humaine (que ce soit au niveau de la consommation d'eau ou d'organismes aquatiques ou encore des activités récréatives impliquant un contact avec l'eau), la protection du plan d'eau contre l'eutrophisation et la protection de la vie aquatique.

La qualité d'une eau est caractérisée par les diverses substances qu'elle contient, leur quantité et l'effet qu'elles ont sur l'écosystème et sur l'être humain. C'est la concentration de ces différents éléments qui détermine la qualité d'une eau et permet de savoir si celle-ci convient à un usage particulier. Même l'eau des rivières et des lacs les moins influencés par les activités humaines n'est pas pure. Elle contient de nombreuses substances, dissoutes ou en suspension, que l'on retrouve partout dans la nature (bicarbonates, sulfates, sodium, calcium, magnésium, potassium, azote, phosphore, aluminium, fer, ...etc.). Ces éléments proviennent du sol et du sous-sol, de la végétation et de la faune, des précipitations et des eaux de ruissellement drainant le bassin versant, ainsi que des processus biologiques, physiques et chimiques ayant lieu dans le cours d'eau lui-même. À ces substances d'origine naturelle peuvent s'ajouter des produits découlant de la simple présence humaine (phosphore, azote et micro-organismes contenus dans les eaux usées domestiques) ou des activités industrielles et agricoles (substances toxiques, métaux, pesticides).

Au cours d'une année, d'une saison et même d'une journée, la qualité de l'eau peut être très variable. Les phénomènes de ruissellement et d'érosion, de même que les précipitations et les variations du débit d'un cours d'eau influencent énormément la qualité de l'eau. En période d'étiage, les concentrations de certaines substances présentes dans l'eau peuvent être beaucoup plus élevées que pendant le reste de l'année. À l'inverse, en période de crue, certaines substances se trouvent diluées dans un plus grand volume d'eau alors que d'autres, qui atteignent le cours d'eau par ruissellement, se retrouvent en concentration plus importante. Ainsi, les concentrations des substances naturelles non dissoutes provenant d'un processus d'érosion augmentent avec le débit : c'est le cas notamment des éléments d'origine géologique (fer, aluminium, etc.) et des différentes substances (telles que les phosphates) qui y sont liées. Par ailleurs, les concentrations des divers polluants rejetés artificiellement et régulièrement dans un cours d'eau (on ne parle pas ici d'engrais ou de pesticides étendus sur les terres) diminuent lorsque le débit augmente. Une très bonne connaissance du régime hydrologique d'un cours d'eau est donc nécessaire pour interpréter correctement les données de qualité de l'eau (Hébert et Légaré, 2000).

2.3 Définition de la pollution des eaux

Les déversements polluants peuvent modifier profondément les composantes physico-chimiques des milieux aquatiques récepteurs ainsi que la biocénose peuplant ces milieux.

La définition de la pollution soulève cependant quelques difficultés et désaccords. Les eaux naturelles ont en effet un degré de pureté très variable, depuis les eaux de fonte de neige ou de glace jusqu'aux eaux issues des marécages très chargées en matières organiques. D'autre part, une eau chimiquement pure n'est pas favorable au développement de la vie.

La notion de la pollution ne se réfère donc pas à la " pureté " des eaux ni même à leurs aptitudes, mais aux modifications de leurs caractéristiques dues aux actions humaines. Un séminaire d'experts européens réuni à Genève en mars 1961 a ainsi explicité cette notion « un cours d'eau est considéré comme étant pollué lorsque la composition ou l'état de ses eaux sont, directement ou indirectement, modifiés du fait de l'action de l'homme dans une mesure telle que celle-ci se prêtent moins facilement à toutes les utilisations auxquelles elles pourraient servir à leur état ou à certaines d'entre elles » (Pesson, 1980).

3 ORIGINE DE LA POLLUTION

Suivant l'origine des substances polluantes, nous allons distinguer la pollution domestique (origine urbaine), industrielle, agricole et les phénomènes naturels :

3.1 Pollution d'origine urbaine

En milieu urbain, les sources de pollution sont facilement identifiables : ce sont essentiellement les effluents des stations d'épuration, les émissaires pluviaux ou encore les émissaires de débordement des réseaux d'égouts. La pollution diffuse urbaine, qui provient du ruissellement de surface, se trouve en très grande partie canalisée et rejetée au cours d'eau de façon ponctuelle.

Quatre types de réseau de collecte des eaux peuvent exister dans le sous-sol de nos communes : le réseau pluvial, qui ne transporte que les eaux de ruissellement de surface vers le cours d'eau, le réseau d'égouts unitaire qui transporte un mélange des eaux usées domestiques et des eaux pluviales, le réseau pseudo-séparatif, dans lequel les eaux usées domestiques se mélangent aux eaux pluviales en provenance des toitures, et le réseau d'égouts sanitaire, qui ne transporte que des eaux usées domestiques. Dans les zones urbaines, l'imperméabilisation de grandes surfaces (rues, parkings, toitures) a augmenté considérablement le volume des eaux de ruissellement qui doit être évacué par les réseaux de collecte. Malheureusement, lors d'événements pluviaux, les réseaux de type unitaire ou pseudo-séparatif ne peuvent acheminer à la station d'épuration toutes les

eaux de ruissellement et les eaux usées domestiques. C'est pourquoi des déversoirs d'orages et des réseaux de débordement sont nécessaires pour évacuer les surplus d'eau afin d'éviter tout refoulement vers les habitations et garantir un fonctionnement adéquat de la station d'épuration.

Les eaux de débordement des réseaux d'égouts unitaires et pseudo-séparatifs, quoiqu'elles puissent être de qualité très variable, sont généralement fortement contaminées. Elles le sont d'abord par les eaux usées domestiques mais aussi par les matières solides et dissoutes apportées par le ruissellement sur les surfaces urbaines. Pour certains paramètres (tels que les matières en suspension et certains métaux), elles peuvent même présenter des concentrations jusqu'à dix fois supérieures à celles rencontrées dans les eaux usées domestiques en temps sec (Tableau II.1). Étant donné que le volume de ces eaux est généralement considérable, les quantités de polluants rejetées au cours d'eau peuvent être importantes. Les débordements s'effectuent souvent sur de courtes périodes mais peuvent contaminer les eaux réceptrices pour plusieurs jours. Les eaux de débordement sont habituellement perceptibles visuellement lorsqu'elles sont rejetées au cours d'eau, en raison de leur turbidité et de la présence de débris sanitaires. Les eaux de débordement provenant des réseaux d'égouts contiennent aussi une flore microbienne importante et diversifiée.

Cette contamination bactérienne est très variable mais, dans les cas extrêmes, elle peut atteindre plusieurs millions de coliformes fécaux par 100 ml. Les eaux pluviales peuvent également présenter une contamination bactérienne importante (Tableau II.1) provenant de déjections animales (qui atteignent les émissaires pluviaux par ruissellement) ou de raccordements illicites d'égouts domestiques.

Bien que la pollution d'origine agricole soit une source importante des substances nutritives (azote et phosphore) retrouvées dans les cours d'eau, la pollution d'origine urbaine est également responsable de l'enrichissement des eaux par ces substances. En effet, en plus de se retrouver dans les déjections humaines et animales, l'azote et le phosphore sont utilisés dans les fertilisants épandus sur les gazons et dans les jardins, de même que dans de nombreux produits de nettoyage.

Même si les eaux usées sont traitées avant leur rejet au cours d'eau, le processus de traitement n'élimine pas complètement le phosphore. Lors des débordements survenant par temps de pluie, les eaux de surverse peuvent être une source majeure de substances nutritives (Tableau II.1). Les émissaires des stations d'épuration de même que les émissaires de débordement rejettent également des quantités appréciables de matière organique et d'azote ammoniacal. La décomposition de la matière organique par les bactéries consomme de l'oxygène et peut engendrer des conditions potentiellement dommageables pour la faune aquatique. L'existence et la sévérité de tels épisodes dépendent de l'abondance de la matière organique à décomposer et du débit de l'effluent

par rapport au débit du cours d'eau. En milieu affecté par des rejets urbains, la matière organique est, règle générale, plutôt abondante mais, étant donné qu'elle se décompose sous l'action bactérienne, son impact sur le cours d'eau diminue assez rapidement à mesure que l'on s'éloigne du point de rejet. Les effets seront donc essentiellement perceptibles dans le panache des effluents urbains, c'est-à-dire dans la zone directement affectée par le rejet. Le même phénomène se produit pour l'azote ammoniacal : l'impact de son rejet dans un cours d'eau diminue assez rapidement à mesure que l'on s'éloigne du point de rejet. Sous l'action bactérienne, ce composé, qui est toxique pour la faune aquatique à partir d'une certaine concentration, est en effet converti en nitrites et en nitrates, qui sont des composés beaucoup moins toxiques.

Tableau II.1. Qualité des eaux d'origine urbaine (Hébert et Légaré, 2000).

Paramètre	Unité	Surverse d'eau unitaire	Eaux pluviales	Eaux des stations d'épurations
Coliformes fécaux	(UFC/100 ml)	200 000 - 1 000 000	1 000 - 21 000	≥ 500
Matières en suspension	(mg/L)	270 - 550	67 - 101	15 - 30
DBO ₅	(mg/L O ₂)	60 - 220	8 - 10	15 - 30
Phosphore total	(mg/L P)	1,20 - 2,80	0,67 - 1,66	0,40 - 1,00
Cuivre	(mg/L)	0,102	0,027 - 0,033	0,032
Plomb	(mg/L)	0,140 - 0,600	0,030 - 0,144	0,046
Zinc	(mg/L)	0,348	0,135 - 0,226	0,410

3.2 La pollution industrielle

Les établissements industriels ont des productions très diverses (aliments, vêtements, pâte à papier, produits chimiques, etc.) et rejettent plusieurs types d'eaux usées, dont le volume et le degré de contamination sont très variables. Règle générale, on distingue les eaux de procédé, qui sont le plus souvent contaminées puisqu'elles entrent dans le processus de fabrication même, les eaux de refroidissement, plus ou moins contaminées, les eaux sanitaires et, dans certains cas, les eaux pluviales.

Les caractéristiques des eaux de procédé sont directement fonction du type d'industrie : certaines industries n'en génèrent carrément pas ou très peu, comme les industries de confection de vêtements, alors que d'autres en produisent des volumes considérables, comme les fabriques de pâtes et papiers. La contamination des eaux de procédé varie aussi avec le type d'industrie : la fabrication d'aliments engendre des contaminants organiques, alors que la confection d'une multitude de produits de consommation génère surtout des contaminants inorganiques, tels que les métaux. Pour un même contaminant, le taux d'émission est variable selon la production industrielle : la fabrication d'une tonne de pâte à papier produit environ 50 kilogrammes de DBO₅ (effluent brut), tandis

que la transformation d'une tonne de pommes de terre en génère de 10 à 20 kilogrammes. L'existence d'eaux de procédé et leur degré de contamination sont donc reliés au type de production industrielle.

La taille des entreprises est également un critère à considérer. Pour un même type d'industrie, il existe des relations entre l'importance de l'entreprise, qui peut être exprimée en termes de volume de production, de nombre d'employés, de chiffre d'affaires, etc., et la quantité de ses rejets. Même si on ne peut pas toujours établir de proportionnalité directe, cet indicateur est intéressant. Il est également utile de tenir compte du lieu de rejet des eaux usées : dans un réseau d'égouts qui aboutit à une station d'épuration (rejet « en réseau ») ou encore dans l'environnement (rejet « hors réseau »).

3.3 Pollution agricole

Bien qu'il existe des sources ponctuelles de pollution, telles que les bâtiments et les structures d'entreposage des fumiers, la forme prépondérante de pollution en milieu agricole est diffuse. Ce type de pollution provient de l'ensemble du territoire et non d'un point unique identifiable. Les différents polluants d'origine agricole ne peuvent donc pas être recueillis et traités ultérieurement dans une station d'épuration. Ils atteignent les cours d'eau par le ruissellement de surface ou par l'écoulement souterrain. L'intensification des cultures et le recours à certaines pratiques culturales, combinés à une utilisation excessive d'engrais et de pesticides, ont engendré une dégradation des sols et augmenté les phénomènes d'érosion et de transport vers les cours d'eau de divers contaminants.

Ce type de pollution comporte une composante domestique, issue des sièges d'exploitation souvent non raccordés à un réseau (habitat rural dispersé), et une composante plus spécifique mais complexe, qui se caractérise principalement par :

Fortes teneurs en sels minéraux (azote, phosphore, potassium), provenant des engrais et des effluents d'élevage (fumiers, lisiers) ;

Substances oxydables issues de sous-produits d'élevage et du lavage d'aires (matières organiques, ammoniacales) ;

Présence de produits chimiques de traitement des cultures (produits phytosanitaires) ;

Présence épisodique dans les effluents d'élevage de produits sanitaires (bactéricides, antibiotiques) ;

La dynamique saisonnière est très marquée, en relation avec les cycles annuels d'activité et les phénomènes de lessivage des sols.

Certaines de ces pollutions sont à effet cumulatif et retardé (cas des nitrates dans les nappes phréatiques). Ce qui ne facilite pas l'étude de ces phénomènes et la lutte contre leurs effets. D'autres pollutions s'ajoutent à celles définies ci-dessus comme les eaux

issues des huileries et des abattoirs. Le nombre d'huileries installées le long des rivières concourent à la dégradation de l'environnement en polluant le réseau hydrographique du bassin. Les eaux résiduaires d'abattoirs sont constituées par les effluents des endroits d'abattage, de la triperie, des salles de nettoyage et des écuries. Elles sont produites lors de la saignée et du dépeçage des animaux abattus, du nettoyage des corps ou partie du corps des animaux. La charge polluante des effluents d'abattoirs dépend principalement du taux de récupération du sang, ainsi que de l'importance de la triperie.

Le sang est une matière organique putrescible et à ce titre il est très polluant car il absorbe lors de sa décomposition une forte quantité d'oxygène de l'eau, oxygène indispensable à la faune et la flore de nos cours d'eau (Meinck *et al.*, 1977).

3.4 Pollution liée aux phénomènes naturels

Divers phénomènes naturels sont à l'origine de pollution telle que la décomposition des végétaux ou des cadavres d'animaux ; cette pollution est limitée par le processus d'autoépuration, les irrptions volcaniques, un épanchement sous-marin d'hydrocarbures, le contact avec les filons géologiques (métaux, arsenic) ou encore par une source thermo-minérale (Gaujous, 1995).

3.5 Conséquences de la pollution

Les conséquences de la pollution des eaux de surface peuvent être classées en cinq principaux groupes, à savoir :

3.5.1 Conséquences sanitaires

Les conséquences sanitaires sont donc celles à prendre en compte en priorité. Elles peuvent être liées à l'ingestion d'eau, de poissons, mais aussi au simple contact avec le milieu aquatique (cas de nombreux parasites). La conséquence sanitaire d'une pollution est variable dans le temps en fonction de l'usage, elle est immédiate si on utilise cette eau pour l'alimentation en eau potable (A.E.P) (Gaujous, 1995).

3.5.2 Conséquences écologiques

Les conséquences écologiques se mesurent en comparant l'état du milieu pollué par rapport à ce qu'il aurait été sans pollution. Elles sont à considérer au travers l'affectation de la biodiversité et la productivité d'un milieu aquatique :

Réduction des potentialités d'exploitation du milieu (pêche, aquaculture, tourisme, promenade...), à court et long terme ;
Perturbations du fonctionnement trophique ;

Risque accru d'eutrophisation conduisant à un déséquilibre écologique qui affecte la diversité taxonomique (dégradation du milieu biologique) (Wasson, 2000).

3.5.3 Conséquences agricoles

L'eau est, dans certaines régions, largement utilisée pour l'arrosage ou l'irrigation, souvent sous forme brute (non traitée).

La texture du sol (complexe argilo humique), sa flore bactérienne, les cultures et le bétail, sont sensibles à la qualité de l'eau.

De même, les boues issues du traitement des eaux usées pourront, si elles contiennent des toxiques (métaux lourds) être à l'origine de la pollution des sols (Gaujous, 1995).

3.5.4 Conséquences industrielles

L'industrie est un grand consommateur d'eau : il faut par exemple **1m³** d'eau pour produire **1Kg** d'aluminium.

La qualité requise pour les utilisations industrielles est souvent élevée, tant sur le plan chimique (minéralisation, corrosion, entartrage), que biologique (problème de biofouling, c'est-à-dire d'encrassement des canalisations par des organismes).

Le développement industriel peut donc être stoppé par la pollution (c'est une des raisons pour laquelle la préoccupation pollution est apparue d'abord dans les pays industrialisés) (Gaujous, 1995).

3.5.5 Conséquences esthétiques

Cette catégorie de conséquence, pour être la plus subjective, n'en est pas moins importante. Il s'agit de pollution n'ayant pas de conséquences sanitaires ou écologiques importantes, mais perturbant l'image d'un milieu (par exemple : des bouteilles plastiques ou du goudron rejeté sur une plage). Nous pouvons inclure dans cette catégorie, les problèmes de goût de l'eau (le chlore en AEP). Les flottants et débris solides divers, qui occasionnent des nuisances esthétiques. Dans la plupart des cas réels danger pour le milieu (carcasses de véhicules abritant des populations animales qui sont beaucoup plus riches que le milieu environnant).

Les conséquences esthétiques sont, par définition, les plus perceptibles, et c'est donc celles dont les riverains et le grand public auront, en premier, conscience (Gaujous, 1995).

3.6 Paramètres d'évaluation de la pollution

Les déversements polluants modifient profondément les composantes physico-chimiques, organoleptiques et biologiques des milieux aquatiques récepteurs ainsi que

la biocénose aquatique. Le problème se posera dès qu'un rejet aura un effet sur la qualité de l'eau et le milieu récepteur ; si cet effet a des conséquences négatives, il s'agira d'une pollution.

3.6.1 Paramètres organoleptiques

La couleur

La coloration d'une eau peut être soit d'origine naturelle ; éléments métalliques, matières humiques, micro-organismes liés à un épisode d'eutrophisation...etc., soit associée à la pollution (composés organiques colorés). Elle est donc très souvent synonyme de la présence des composés dissous (Thomas, 1995).

L'Odeur et la saveur

L'odeur est une sensation perçue par l'organe olfactif, l'odeur est un signe de pollution ou de présence de matières organiques en décomposition.

Le goût peut être défini comme des sensations gustatives, olfactives et de sensibilité chimique communes perçues lorsque l'aliment ou la boisson est dans la bouche. Selon les physiologistes, il n'existe que quatre saveurs fondamentales : salée, sucrée, aigre et amère. Il est lié à la minéralité de l'eau.

Ces deux paramètres sont regroupés et font appel au même type de traitement. L'odeur et la saveur sont dues à des molécules organiques contenues en très faible quantité dans les eaux. Ces molécules peuvent être, soit des molécules d'origine naturelle (métabolites d'algues ...etc.) soit d'origine de pollutions domestiques ou industrielles.

La turbidité

La turbidité est le caractère trouble de l'eau, elle est causée par les matières en suspension, telles que l'argile, le limon, les particules organiques, le plancton et les autres organismes microscopiques, également à la présence des matières colloïdales d'origine organique ou minérale. Une turbidité (trop élevée empêche la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau, et peut ainsi diminuer la croissance des algues et plantes aquatiques. (Vilaginees, 2003).

La variabilité de la turbidité dépend des facteurs locaux et des conditions spécifiques :
L'état des sols avant les chutes de pluies et le degré de cohésion des particules ;

La fréquence et l'intensité des pluies ;

L'arrivée d'une grande quantité de boue liée au rôle du ruissellement de surface et celle ramenée par les oueds affluents ;

Les effondrements locaux des berges en périodes de hautes-eaux ce qui augmente la turbidité des eaux.

Tableau II.2. Classes de turbidité usuelles (NTU, néphélobimétrie turbidité unit)

Turbidité	Type eau
NTU < 5	Eau claire
5 < NTU < 30	Eau légèrement trouble
NTU > 50	Eau trouble

3.6.2 Paramètres physico-chimiques

La température

Il est important de connaître la température de l'eau avec une bonne précision. En effet, celle-ci joue un rôle dans la solubilité des sels et surtout des gaz, la dissociation des sels dissous donc sur la conductivité électrique et la détermination du pH, pour la connaissance de l'origine de l'eau et des mélanges éventuels, ...etc. (Rodier, 1984).

Une élévation de la température peut perturber fortement le milieu (pollution thermique) mais peut aussi être un facteur d'accroissement de la productivité biologique, qui peut être mis en valeur par l'aquaculture (Gaujous, 1995).

Tableau II.3. Variation de la température en fonction de saturation de l'eau en oxygène dissous

T(°C)	0	5	10	15	20	25	30
Oxygène dissous (mg/L)	14.26	12.37	10.92	9.76	8.84	8.11	7.53

La température influe sur l'activité des microorganismes qui interviennent lors des processus de biodégradation de la matière organique pour cela elle doit être contrôlée quotidiennement. Dans les eaux de surface, sa variation dépend essentiellement des phénomènes climatiques. La mesure de la température est indispensable pour le traitement ou l'interprétation d'autres paramètres tel que : la saturation des gaz dissous et la mesure du pH.

Le potentiel d'hydrogène (pH)

C'est un paramètre chimique caractérisant l'acidité ou la basicité d'un milieu, Il résulte de la composition ionique de l'eau. En théorie, le pH est défini comme le cologarithme décimal de l'activité de l'ion H⁺. Il dépend de la teneur en dioxyde de carbone ; c'est à dire une modification de CO₂, (Respiration, photosynthèse, échange air- océan), entraînera donc une modification du pH.

La valeur du pH qui conditionne un grand nombre d'équilibres physico-chimiques, dépend de l'origine des eaux, de la nature géologique du lit et du bassin versant.

En plus des processus physiques, chimiques, biologiques, l'accumulation de matières organiques d'origine continentale et la contamination par des rejets urbains ou industriels contribuent à la modification du pH naturel. En l'absence d'influences externes, le pH est le reflet des équilibres entre les espèces chimiques majeures du milieu.

Tableau II.4. Classification des eaux d'après leur pH

pH<5	Acidité forte => présence d'acides minéraux ou organiques dans les eaux naturelles
pH=7	pH neutre
7 < pH < 8	Neutralité approchée => majorité des eaux de surface
5,5 < pH < 8	Majorité des eaux souterraines
pH = 8	Alcalinité forte, évaporation intense

La salinité

Elle désigne la quantité des sels dissouts dans un liquide, notamment l'eau qui est un puissant solvant pour de nombreux minéraux. Comme conséquence, les sels dissouts modifient les propriétés chimiques de l'eau, en premier lieu sa capacité de dissolution, sa densité, sa compressibilité, sa conductivité électrique, son point de congélation et d'ébullition, sa dureté, sa viscosité ou sa corrosivité et très légèrement sa capacité à transporter les sons et la lumière. La quantité des sels dissouts dans un liquide modifie la pression osmotique de celui-ci.

La conductivité

La conductivité mesure la capacité de l'eau à conduire le courant entre deux électrodes. La plupart des matières dissoutes dans l'eau se trouvent sous forme d'ion chargés électriquement et sa mesure permet donc d'apprécier la quantité de sels dissous dans l'eau. La conductivité, qui varie en fonction de la température, est plus importante lorsque la température augmente et elle est étroitement liée aux substances dissoutes et à leur nature. Les sels minéraux sont de bons conducteurs, les matières organiques et colloïdes n'ont que peu de conductivité.

Sa détermination est importante car elle permet de faire des déductions quant aux teneurs (concentrations) en substances dissociées dissoutes. La mesure de la conductibilité permet d'évaluer rapidement la minéralisation globale de l'eau.

D'après Rodier (2009), il existe une relation entre la minéralisation et la conductivité :

- Conductivité <100 $\mu\text{s/cm}$: minéralisation très faible ;
- 100 < Conductivité <200 $\mu\text{s/cm}$: minéralisation faible ;
- 200 < Conductivité <333 $\mu\text{s/cm}$: minéralisation moyenne ;
- 333 < Conductivité <666 $\mu\text{s/cm}$: minéralisation moyenne accentuée ;
- 666 < Conductivité <1000 $\mu\text{s/cm}$: minéralisation importante ;
- Conductivité >1000 $\mu\text{s/cm}$: minéralisation excessive.

Total des solides dissous (TDS)

Le TDS signifie total des solides dissous et représente la concentration totale des substances dissoutes dans l'eau. Il est composé de sels inorganiques et de quelques matières organiques. Les sels inorganiques communs trouvés dans l'eau (calcium, magnésium, potassium et sodium) et des carbonates (nitrates, bicarbonates, chlorures et sulfates). Des sources d'eau minérales contiennent de l'eau avec un taux élevé de solides dissous parce qu'elles ont coulé à travers des régions où les roches contiennent beaucoup de sel. L'eau dans les prairies contient beaucoup de solides dissouts dus aux fortes quantités de calcium et magnésium dans le sol. Ces minéraux peuvent aussi provenir d'activités humaines. Les eaux de ruissellement agricoles et urbaines peuvent provoquer un surplus de minéraux dans les sources d'eaux comme les bassins d'eaux usées, eaux usées industrielles et le sel qui est utilisé pour dégivrer les routes.

L'oxygène dissous

La concentration en oxygène dissous dans les eaux de surface est un paramètre essentiel dans les phénomènes de dégradation de la matière organique et de la photosynthèse. L'oxygène est présent dans l'eau sous forme de molécules gazeuses, au sein de minuscules bulles d'air. Il se dissout dans l'eau par diffusion, jusqu'à un équilibre appelé "saturation".

Cette saturation ou solubilité maximale de l'oxygène dans l'eau est, pour l'essentiel, fonction de la température, de la minéralisation de l'eau et de la pression atmosphérique, en général la saturation en O_2 diminue lorsque la température et l'altitude augmentent. La teneur en oxygène dissous est exprimée en mg/L d'oxygène ou en %.

Le déficit en oxygène existe, lorsque la consommation est supérieure à la production, ce qui est essentiellement provoqué par :

L'eutrophisation : Quand les conditions sont favorables à la photosynthèse, la masse végétale produite prolifère, ce qui induit une demande accrue en oxygène lors de sa dégradation. Ce phénomène est devenu plus fréquent avec l'enrichissement des eaux en produits azotés et phosphorés ;

L'oxydation de la matière organique : La présence de matière organique réduit la teneur en oxygène dissous dans l'eau par oxydation à travers un procédé microbiologique.

Les matières en suspension

En plus des substances dissoutes, l'eau contient des matières en suspension d'origine minérale ou organique, de nature biogénique, terrigène, éolienne ou météoriques. Elles sont de dimensions très variables et comportent tous les composés ayant un diamètre supérieur à 0.45 μm , elles peuvent être un indice de pollution.

Des teneurs élevées en matières en suspension réduisent la transparence de l'eau, la pénétration de la lumière de ce fait la production primaire photosynthétique, ce qui va diminuer l'oxygène dissous et limiter alors le développement de la vie aquatique en créant des déséquilibres entre diverses espèces. Elles peuvent être aussi responsables de l'asphyxie des poissons par colmatage des branchies.

Aussi, elles sont considérées comme des transporteurs importants des polluants, fertilisants, toxiques et biologiques.

Les matières organiques ou oxydables

Ces matières représentent l'ensemble des substances susceptibles de consommer l'oxygène de l'eau. La plupart des matières organiques ne deviennent polluantes que lorsqu'elles se retrouvent en excès dans le milieu. On distingue :

Les matières organiques biodégradables qui se décomposent dans le milieu naturel.

Les matières organiques non biodégradables (hydrocarbures).

Ces matières organiques d'origine industrielle ou urbaine affectent la qualité des cours d'eau, elles traversent les stations d'épuration sans être altérés, résistent à l'autoépuration et se retrouvent à l'état de traces dans les rivières. Outre la réduction d'oxygène dissous qu'ils entraînent, certains confèrent aux eaux de consommation des propriétés irritantes parfois toxiques ainsi qu'une odeur et un goût désagréables, et peuvent avoir une action nuisible sur la flore bactérienne.

Demande biochimique en oxygène (DBO)

Elle correspond à la quantité de dioxygène nécessaire aux micro-organismes aérobies de l'eau pour oxyder et dégrader par voie biochimique les matières organiques biodégradables, dissoutes ou en suspension dans l'eau. Cette mesure traduit donc indirectement la fraction biodégradable dans l'eau et représente assez fidèlement le processus de dégradation naturel.

La dégradation de ces matières organiques biodégradables entraîne un développement de micro-organismes aérobies, cette prolifération provoquera une chute de l'oxygène dissous dans le milieu récepteur et conduira à l'asphyxie des espèces présentes.

La mesure la plus couramment réalisée est celle de la DBO₅, qui correspond à la demande biochimique en oxygène après 5 jours d'incubation de l'échantillon à une température de 20°C (température favorable à l'activité des micro-organismes consommateurs d'oxygène) et à l'obscurité (afin d'éviter toute photosynthèse parasite) (Rodier *et al.*, 2009).

La Demande Chimique en Oxygène (DCO)

Elle exprime la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder ou dégrader la matière organique (biodégradable ou non) d'une eau, elle permet donc d'évaluer la quantité totale de pollution organique. L'oxydation est réalisée par un oxydant chimique énergique ayant un pouvoir puissant : le bichromate de potassium.

La relation empirique suivante lie la DBO₅, la DCO et la matière organique de l'échantillon :

$$MO = (2 DBO_5 + DCO) / 3 \text{ (mg/L)}$$

Le ratio DCO / DBO₅ indique le taux de décomposition des matières organiques qui permet d'apprécier l'importance des polluants peu ou non biodégradables. Si le rapport DCO / DBO₅ est inférieur à 2 on peut dire que l'effluent est facilement biodégradable, entre 2 et 3 il est biodégradable, et si le rapport est supérieur à 3, l'effluent est déclaré non biodégradable.

3.6.3 Paramètres concernant les substances toxiques et indésirables

La pollution minérale des eaux résulte de la libération dans ces dernières de divers métaux toxiques et de substances inorganiques telles les nitrates, les phosphates et autres sels minéraux nutritifs utilisés en agriculture comme fertilisants, et de divers résidus rejetés par la métallurgie et d'autres activités (Ramade, 2005).

Les substances azotées

L'Azote moléculaire prélevé de l'atmosphère constitue un élément essentiel des structures vivantes. Selon son degré d'oxydation, il existe sous plusieurs formes : nitrates (NO_3^-), nitrites (NO_2^-), ammonium (NH_4^+), azote Kjeldahl (N Kjeldahl).

Ces composés azotés sont les plus fréquents dans l'eau de surface (et même souterraine, migration par infiltration). Leur origine est essentiellement dû à l'épandage des engrais, d'effluents d'élevages, des rejets des eaux usées domestiques et industrielles.

Ils constituent l'un des éléments nutritifs majeurs des végétaux, et participent à leur croissance dans l'eau, étouffant les autres organismes vivants et provoquant ce que l'on

appelle un phénomène d'eutrophisation. Ils présentent donc un danger pour la faune et la flore lorsqu'ils sont présents en quantité trop importante.

Nitrates (NO_3^-)

Les nitrates représentent la forme azotée la plus présente dans les eaux naturelles. Les nitrates constituent la composante principale de l'azote inorganique (N inorganique) ou minéral, lui-même inclus majoritairement dans l'azote global (NGL) ou azote total (NT) avec une autre composante, l'azote organique (N organique). L'ion nitrate est un composé important entrant dans le cycle de l'azote comme un support principal de la croissance du phytoplancton (Rodier, 2009).

Nitrites (NO_2^-)

La présence de nitrites d'origine naturelle est très rare. Ils sont présents dans le sol, les eaux et les plantes mais en quantité faible. Leur présence est souvent liée à une détérioration de la qualité microbiologique, elles possèdent un pouvoir mutagène chez les mammifères. Le nitrite est un des produits de base de la décomposition des matières organiques, il agit comme une étape intermédiaire dans la conversion de l'ammoniac en nitrate, cette réaction se produit dans les sols, boue et l'eau. Le nitrite évolue rapidement au nitrate si l'oxygène est présent (Rejsek, 2002)

L'ammonium (NH_4^+)

L'azote ammoniacal provient des excréctions animales et de la décomposition bactérienne des composés organiques azotés. En effet, il est présent sous deux formes en solution, l'ammoniaque (NH_3) et l'ammonium (NH_4^+) dont des proportions relatives dépendant du pH, de la température et de la salinité du milieu.

Azotes Kjeldahl (N Kjeld)

Comporte l'azote présent sous les formes organiques et ammoniacales à l'exclusion des nitrates et nitrites.

Les phosphates

Dans l'eau de surface, le phosphore existe sous forme organique et inorganique, dissous et particulaire. Les Ortho phosphates présentent la forme la plus abondante PO_4^{3-} (10 %) et HPO_4^- (90%) et (1%) de H_2PO_4 .

Issus de quelques produits chimiques, exemple : (engrais, détergents, lessives, etc.) les ortho phosphates sont un nutriment majeur des végétaux et peuvent entraîner leur croissance et la prolifération des algues, étouffant les autres organismes vivant dans l'eau, générant des odeurs et contribuant au phénomène d'eutrophisation, aussi, Il s'agit d'un bon indicateur pour détecter les pollutions phosphorées à l'origine de la croissance anarchique de la flore aquatique. (Vilaginès, 2003).

Métaux lourds

Nous appelons métaux lourds les éléments métalliques naturels dont la masse volumique dépasse 5 g/cm^3 et qui possèdent un numéro atomique élevé (mercure (Hg), plomb (Pb), cadmium (Cd), cuivre (Cu), arsenic (As), nickel (Ni), zinc (Zn), cobalt (Co), manganèse (Mn)). Ceux-ci sont présents le plus souvent dans l'environnement sous forme de traces. Les métaux lourds ont la particularité de s'accumuler dans les organismes vivants ainsi que dans la chaîne trophique. Leurs effets toxiques concernent le système nerveux, le sang ou la moelle osseuse. Ils sont généralement cancérigènes.

Les métaux lourds se dissolvent très bien dans une eau acide (pH faible). Dans des eaux neutres ou basiques, ils précipitent et s'accumulent principalement dans la phase solide (boues).

Les éléments majeurs

Le calcium (Ca^{2+})

Minéral blanc très présent dans la nature nécessaire à l'organisme humain, c'est un minéral contenu principalement dans les produits laitiers et certains légumes, et qui possède plusieurs rôles au sein de l'organisme, il permet le bon fonctionnement de : la croissance, système nerveux, système cardiaque, muscles et poids. Il existe plusieurs calciums, qui possèdent des rôles différents : le carbonate de calcium, le bromure de calcium, le chlorure de calcium, le chlorure de chaux.

Le magnésium (Mg^{2+})

Les ions (Mg^{2+}) proviennent de la dissolution des formations carbonatées riches en magnésium (dolomite). Ces principaux sels présents dans les compléments alimentaires sont : chlorure de magnésium, oxyde de magnésium, carbonate de magnésium.

Ce minéral possède de nombreux rôles au niveau de l'organisme. Sa principale propriété étant liée à son action sur le système nerveux, il possède également différentes actions notamment au niveau des muscles et du système immunitaire.

Le sodium (Na^+)

Le sodium est un métal mou et argenté, qui appartient aux métaux alcalins. On ne le trouve pas à l'état de corps pur dans la nature, mais il est très abondant sous forme de composés. Il représente un principal cation dans le milieu extracellulaire, important pour le maintien de la pression osmotique et de l'équilibre hydrique.

Le potassium (K^+)

Le potassium résulte de l'altération des argiles potassiques et de la dissolution des engrais chimiques (NPK) qui sont utilisés massivement par les agriculteurs. La présence

de cet élément peut être également liée au déversement des eaux usées domestiques dans le milieu aquatique. C'est un élément extrêmement abondant dans la nature qui participe à de nombreuses réactions chimiques.

Les chlorures (Cl⁻)

Le chlore sous forme de Cl₂ est hautement toxique, il est utilisé dans les désinfectants, la production de papier (eau de javel), les antiseptiques, les colorants, les insecticides, les peintures, les produits pétroliers, les plastiques et les solvants. Les Chlorures (Cl⁻) est un sel résultant de la combinaison de chlore gazeux et d'un métal (NaCl, MgCl₂) la plupart sont très solubles dans l'eau, les principales sources sont : les roches contenant des chlorures, rejets agricoles, eaux usées industrielles, déchets de puits de pétrole, effluents des usines de traitement des eaux usées, dégivrage des routes... etc (Zareg, 2019).

Les sulfates (SO₄²⁻)

La présence des sulfates dans l'eau est liée à la dissolution du gypse contenu dans les marnes selon la relation :



Cet élément peut avoir des origines anthropiques à partir de l'usage des engrais et l'épandage des déchets animaux, le drainage minier acide sous l'exposition de la pyrite à l'oxygène et à l'eau produit de l'acide sulfurique, les sulfates peuvent aussi avoir une origine atmosphérique dus à la combustion de combustibles fossiles.

Les bicarbonates (HCO₃⁻)

La présence des bicarbonates dans l'eau est due à la dissolution des formations carbonatées. Une concentration trop élevée de cet élément dans l'eau est susceptible d'avoir une incidence négative mais réversible sur la potabilité de l'eau. Ces ions hydrogénocarbonates sont dosés pour connaître leur effet dans la canalisation et les risques de corrosion du réseau de distribution qu'ils peuvent provoquer. Les ions bicarbonates HCO₃⁻ constituent le tampon principal des systèmes d'eaux douces . Ils permettent le rétablissement des conditions initiales en cas de pollution par des déversements acides (Pesson, 1976).

3.6.4 Paramètres bactériologiques et biologiques

Les analyses bactériologiques recherchent à déterminer la présence et la quantité de bactéries pathogènes (germes indicateurs) comme Escherichia coli, les salmonelles et les streptocoques fécaux. Ces bactéries sont des risques potentiels pour la santé des utilisateurs. L'utilisation de variables biologiques s'est imposée comme moyen d'apprécier la qualité des eaux et des systèmes aquatiques, car elles présentent un certain

nombre d'avantages et de complémentarités par rapport aux variables physicochimiques. La qualité biologique est appréciée par plusieurs indicateurs :

- L'indice biologique global normalisé (IBGN) ;
- L'indice biologique diatomées (IBD) ;
- Le GFI (Groupe Faunistique Indicateur).

3.7 Caractérisation de la pollution

Plusieurs indices de la qualité physicochimique et microbiologique des eaux ont été développés et utilisés dans différents pays dans le monde tels que la France, (MEDD & agences de l'eau, 2003), l'Espagne (Queralt, 1982 ; Fernandez-Alaez *et al.*, 1992) le Canada, (Provencher et Lamontagne, 1977 ; Hebert, 2005), les États-Unis (Otto, 1978), le Mexique (Alvarez *et al.*, 2006) etc. Tous ces indices fonctionnent de la même façon et requièrent la mesure d'un certain nombre de descripteurs physicochimiques ou bactériologiques. Pour chacun des descripteurs utilisés, les concentrations mesurées sont converties en sous indices à l'aide de formule mathématique pour produire l'indice final (Hebert, 1997).

3.7.1 Normes de qualité

Les qualités requises pour une eau sont fonction de son utilisation. Ainsi, les objectifs de qualité sont différents suivant que l'eau est utilisée pour la pisciculture, la baignade, la production de vapeur implique des exigences en ce qui concerne la salinité, l'eau destinée à l'alimentation humaine doit répondre à un ensemble de critères en ce qui concerne les paramètres microbiologiques et physico-chimiques.

En fait, l'objectif d'une analyse est d'établir d'une façon plus ou moins exhaustive les propriétés organoleptiques, physiques et chimiques d'une eau. La complexité des eaux naturelles, en particulier à cause de la pollution, nous incite à utiliser des méthodes sensibles telles que la spectrophotométrie et la spectroscopie d'absorption atomique (Tardat-Henry et Beaudry, 1994).

3.7.2 Grille de qualité

La notion de qualité de l'eau varie en fonction de l'usage que l'on veut faire : eau de consommation, irrigation...etc. La qualité des eaux de l'oued Agrioune sera évaluée en se basant sur le système d'évaluation de la qualité des eaux (Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau ; Grilles d'évaluation SEQ-EAU (MEDD, 2003).

Le SEQ-Eau permet une évaluation objective et comparable de la qualité de l'eau des rivières. Ce système permet d'évaluer la qualité de l'eau et son aptitude à assurer certaines fonctionnalités : maintien des équilibres biologiques, production d'eau

potable, loisirs et sports aquatiques, aquaculture, abreuvement des animaux et irrigation (des développements futurs permettront d'intégrer d'autres usages) (Figure II.2).

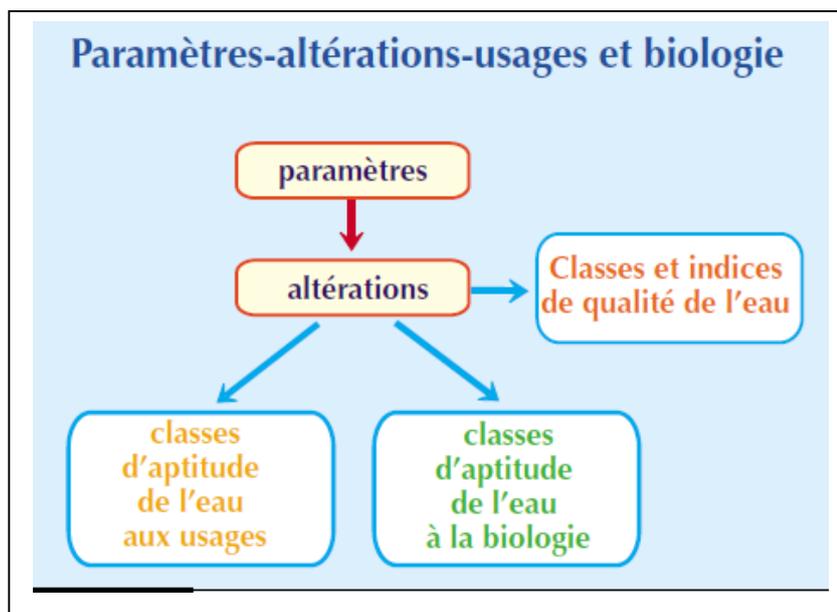


Figure II.2. Paramètres -altérations-usages et biologie du SEQ Eau

Les évaluations, qui peuvent être conduites sur un prélèvement, plusieurs prélèvements ou plusieurs années, sont réalisées, à ce jour, au moyen de 156 paramètres de qualité de l'eau regroupés en 15 indicateurs appelés altérations (couleur, température, nitrates, micro-organismes, pesticides, etc. voir Tableau II.5).

Tableau II.5. Les paramètres et leurs altérations et effets

Paramètres	Altérations	Effets
O ₂ -satO ₂ -DCO-DBO ₅ -COD-NKJ-NH ₄	1. Matières organiques et oxydables	Consomment l'oxygène de l'eau
N _{KJ} - NH ₄ ⁺ - NO ₂ ⁻	2. Matières azotées hors nitrates	Contribuent à la prolifération d'algues et peuvent être toxiques (NO ₂ ⁻)
NO ₃ ⁻	3. Nitrates	Gênent la production d'eau potable
Ptotal- PO ₄ ³⁻	4. Matières phosphorées	Provoquent les proliférations d'algues
MES-Turbidité-Transparence SECCHI	5. Particules en suspension	Troublent l'eau et gênent la pénétration de la lumière
Couleur	6. Couleur	Trop élevée, elle perturbe la vie des poissons
Température	7. Température	
Conductivité-Ca ²⁺ -Na ⁺ -Mg ²⁺ -K ⁺ - SO ₄ ²⁻ --Cl-TAC-TH	8. Minéralisation	Modifie la salinité de l'eau
pH-AL dissous	9. Acidification	Perturbe la vie aquatique
Cha+phéopigments-Algues-pH-%satO ₂ -ΔO ₂	10. Phytoplancton	Trouble l'eau et fait varier l'oxygène et l'acidité Gêne la production d'eau potable
Coliformes fécaux, coliformes thermotolérants (E. Coli), Streptocoques fécaux (ou entérocoques)	11. Micro-organismes	Gênent la production d'eau potable et la baignade
Hg-Cd-Cr-Pb-Ni-Zn-Cu-As	12. Métaux (sur bryophytes)	Indicateurs d'une pollution de l'eau par les métaux
Hg-Cd-Cr-Pb-Ni-Zn-Cu-As-Se-Cn	13. Micropolluants minéraux	Sont toxiques pour les êtres vivants et les poissons en particulier. Gênent la production d'eau potable
Atrazine-Simazine-Lindane-Diuron(36 substances)	14. Pesticides	
HAP-PCB-Tétrachloroéthylène... (63 substances)	15. Micropolluants organiques	

En identifiant les altérations qui compromettent les équilibres biologiques ou les usages, le SEQ-Eau autorise un diagnostic précis de la qualité de l'eau et contribue à définir les actions de corrections nécessaires pour son amélioration en fonction de ses utilisations souhaitées.

La qualité de l'eau est décrite, pour chacune des altérations, à l'aide :

- de 5 classes de qualité allant du bleu pour la meilleure, au rouge pour la pire ;
- d'un indice variant en continu de 0 (le pire) à 100 (le meilleur) (Tableau II.6).

L'indice de qualité permet de juger de l'évolution de la qualité de l'eau à l'intérieur d'une même classe, sans même qu'il y ait changement de classe. C'est donc une évaluation précise.

Tableau II.6. Classes de qualité et index de 3 altérations

Classe de qualité	bleu	vert	jaune	orange	rouge
Indice de qualité	80	60	40	20	
Matières organiques et oxydables					
Oxygène dissout (mg.l ⁻¹)	8	6	4	3	< 3
Taux sat.O ₂ (%)	90	70	50	30	< 30
DBO ₅	3	6	10	25	> 25
DCO	20	30	40	80	> 80
KMnO ₄ (mg.l ⁻¹ O ₂)	3	5	8	10	> 10
Carbone organique dissout (mg.l ⁻¹ C)	5	7	10	12	> 12
NH ₄ (mg.l ⁻¹ -NH ₄)	0.5	1.5	2.8	4	> 4
NKJ(mg.l ⁻¹ -N)	1	2	4	6	> 6
Nitrates					
NO ₃ ⁻ (mg.l ⁻¹ NO ₃)	2	10	25	50	> 50
Matières phosphorées					
Phosphore total (mg.l ⁻¹)	0.05	0.2	0.5	1	> 1
PO ₄ ³⁻ (mg.l ⁻¹ PO ₄)	0.1	0.5	1	2	> 2

La grille de qualité de l'eau résulte, pour chaque paramètre d'une altération, de la combinaison, pour cette altération, des trois grilles d'aptitude à la biologie, à la production d'eau potable et aux loisirs et sports nautiques. Elle en constitue donc une sorte de synthèse. Cette grille de qualité conduit à retenir les principes suivants :

- lorsque la qualité est très bonne, les aptitudes à la biologie, à la production d'eau potable et aux loisirs et sports aquatiques sont très bonnes ;
- lorsque la qualité est très mauvaise un de ces 3 aptitudes au moins est très mauvaise ;
- lorsque la qualité est bonne, moyenne ou mauvaise, une ou plusieurs de ces 3 aptitudes sont bonnes, moyennes ou mauvaises.

4 REPRESENTATION GRAPHIQUE DES FACIES HYDROCHIMIQUES

Plusieurs méthodes ont été définies par divers auteurs pour classer et connaître les différents faciès hydrochimiques des eaux naturelles. La caractérisation hydrochimique des eaux, nécessite l'utilisation de différents outils hydrochimiques susceptibles d'expliquer les différents mécanismes associés à la minéralisation des eaux. Les diagrammes de Piper et de Schoeller –Berkaloff restent de très bons outils pour déterminer les différents faciès hydrochimiques. Le suivi de l'évolution des éléments

majeurs et traces, l'utilisation des rapports ioniques caractéristiques comme traceurs hydrochimiques ainsi que la comparaison des teneurs en éléments conservatifs avec le reste des éléments peuvent donner des réponses à la forte charge minérale des eaux de surface de l'oued Agrioune.

4.1 Diagramme de PIPER

Le logiciel Diagrammes, version 5.5, de mai 2011 (Simler, 2011) du laboratoire d'hydrogéologie d'Avignon a été utilisé pour déterminer les différents faciès hydrochimiques à travers les diagrammes de piper.

Ce type de diagramme permet de représenter simultanément plusieurs échantillons de différentes eaux (surface et souterraine). Il est particulièrement adapté à l'étude de l'évolution des faciès des eaux lorsque la minéralisation augmente, ou bien pour comparer des groupes d'échantillons entre eux et indiquer les types de cations et anions dominants.

Le faciès global est obtenu à partir des deux triangles représentant les faciès cationiques et anioniques. L'interprétation des résultats d'analyses hydrochimiques pour toutes les périodes d'observation va permettre d'avoir une idée sur les faciès chimiques des eaux de surface de l'oued Agrioune, leur évolution dans le temps, ainsi que sur les conditions naturelles à l'origine de ces faciès.

4.2 Diagramme de SCHOELLER-BERKALOFF

Ce diagramme a pour but de déterminer la parenté chimique des échantillons d'eau, il est composé de 7 échelles logarithmiques verticales équidistantes.

En plus de l'utilisation du diagramme de Piper, le diagramme de Schoëller- Berkaloff a donc été utilisé pour déterminer le faciès chimique des eaux de surface de la partie aval d'Agrioune. Chaque échantillon est représenté par une ligne brisée. La concentration de chaque élément chimique est figurée par une ligne verticale en échelle logarithmique. La ligne brisée est formée en reliant tous les points qui représentent les différentes concentrations des éléments chimiques.

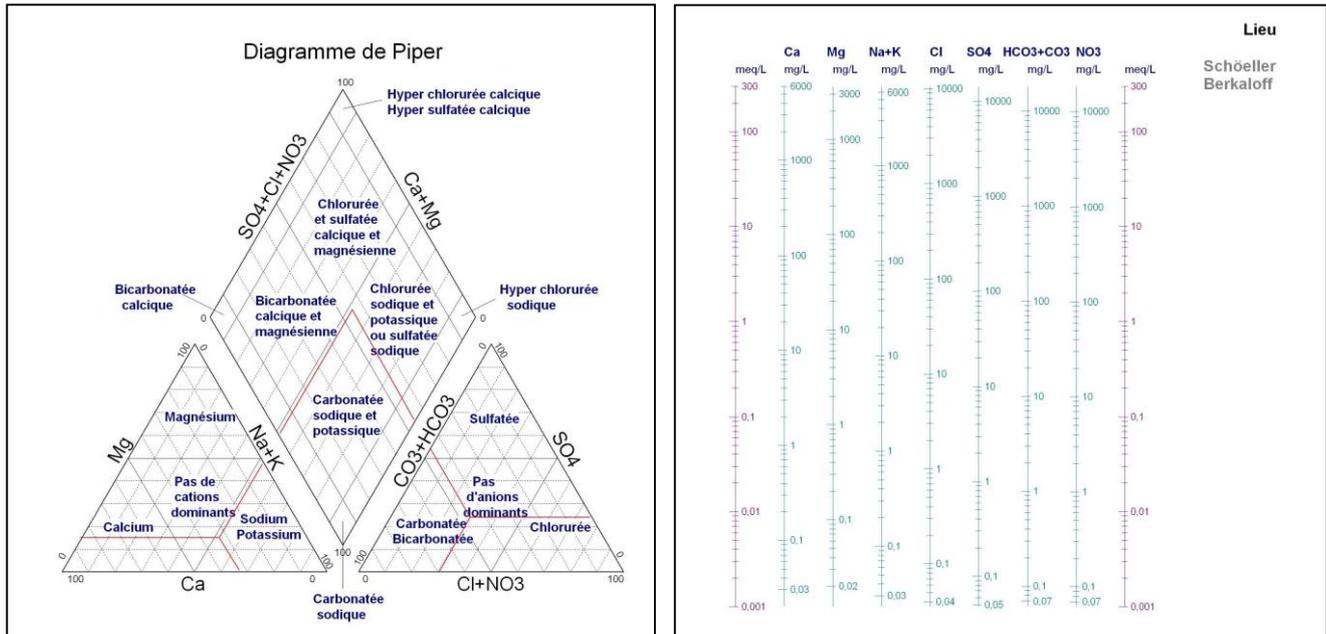


Figure II.3. Diagrammes de Piper et de Schoeller Berkaloff vierges

5 MODELISATION DES EAUX DE SURFACE

Le premier pas de toute démarche scientifique consiste à observer et à identifier un ensemble de variables susceptibles de décrire le phénomène ou le processus étudié. Cette connaissance demeure encyclopédique et de peu d'intérêt tant qu'un lien ou une relation n'est pas établi entre un premier ensemble de variables (les variables d'entrées) et un autre ensemble de variables assujetties (les variables de sortie). Le langage mathématique permet de formaliser cette relation et d'intégrer et de synthétiser les informations. Le modèle mathématique, en tant que représentation du phénomène étudié, peut alors fournir un ensemble de réponses qu'il est ensuite possible de soumettre à l'observation. Le modèle est donc un outil de première importance dans un contexte de développement scientifique ; il est à la fois un outil inductif et déductif. D'abord en tant qu'outil inductif, le modèle mathématique permet la représentation et la description de phénomènes sur la base d'un ensemble de mesures. En tant qu'outil déductif, puisqu'il identifie au phénomène étudié, le modèle permet aussi l'expérimentation théorique du système dans diverses situations (Villeneuve *et al.*, 1998).

Les champs d'application de la modélisation sont aussi divers que les champs de la connaissance. Parmi les facteurs caractéristiques de la modélisation de la qualité des eaux de surface, mentionnons :

- La diversité des processus mis en jeu (les processus physiques, chimiques et biologiques) ;
- La complexité des systèmes étudiés (multiples conditions aux limites et difficulté de considérer un système « comme fermé ») ;

- La présence de multiples échelles tant spatiales que temporelles ;
- La difficulté de procéder à des mesures extensives et dans des conditions variées.

Cette complexité inhérente à ce type de modélisation implique qu'il n'existe pas une mais de multiples modélisations possibles et le lien entre le modèle et l'objectif de son application est particulièrement important. (Villeneuve *et al.*, 1998)

Les modèles constituent également des outils d'évaluation utilisés pour la compréhension des phénomènes de transfert des eaux, de migration de substances et de transformation de celle-ci dans l'environnement. Ils sont à ce titre d'excellents outils de diagnostic et d'analyse et sont notamment intéressants pour la recherche. La capacité prédictive peut apparaître comme la plus recherchée, mais elle n'est pas forcément la plus disponible notamment en raison de quantité de données d'entrée que cela impose et elle est souvent impossible à vérifier (Seytre *et al.*, 2010).

La modélisation des eaux de surface a connu une impressionnante prolifération de modèles qui permettent de simuler la qualité de l'eau d'un ensemble de cours d'eau constituant un réseau hydrographique.

De manière générale cette modélisation passe par une succession de processus représentés eux-mêmes par des modèles ou sous-modèles bien spécifiques. On citera les modélisations :

- Hydrologique pure (cycle de l'eau) ;
- De l'érosion hydrique des sols ;
- Du transport et des transformations des polluants ;
- De la qualité d'eau des rivières.

5.1 Modélisation du cycle de l'eau

La modélisation du cycle de l'eau s'intéresse à la représentation des variations spatiales et temporelles des flux d'eau à l'échelle du bassin versant à l'aide de bilans de masse, de quantité de mouvements et d'énergie thermique. Tel qu'illustré à la figure II.4, les principaux processus physiques caractérisant ces bilans sont : la précipitation, l'évapotranspiration, la condensation, la fonte de neige, l'infiltration, l'écoulement en milieux poreux (non-saturé et saturé), la recharge des nappes en eau, l'écoulement des eaux de surface (incluant le ruissellement de surface et l'écoulement en canal)

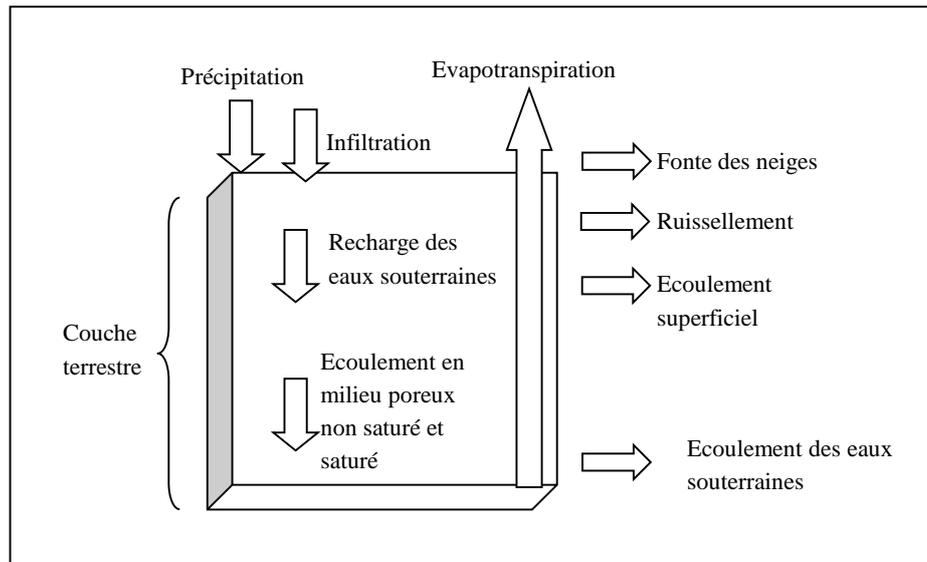


Figure II.4. Processus physique du cycle de l'eau.

Lors des premières modélisations de bassin versant, les hydrologues s'intéressent à l'évaluation du flux d'eau liquide en un certain nombre d'emplacements stratégiques d'un cours d'eau. Le bilan de masses était simplifié, la variation des réserves en eau (ΔS) est prise par hypothèse comme négligeable sur des périodes de temps (Δt) suffisamment long.

$$\frac{\Delta S}{\Delta t} = (P + G_i) - (G_o + Q + ET) \approx 0 \quad (\text{II.1})$$

Avec :

P : les précipitations ; G_i : les apports en eaux souterraines

G_o : les infiltrations et les recharges des nappes ; Q : le débit à l'exutoire ; ET : Evapotranspiration

L'application de ce bilan simplifié à l'échelle d'un bassin versant ne permettait cependant pas aux hydrologues de déterminer l'influence des diverses occupations du territoire sur le ruissellement produit. Avec le développement de l'utilisation des ordinateurs, cette recherche de meilleures représentations spatiales et temporelles du ruissellement s'est effectuée par le développement de modèles à paramètres physiques distribué combinant les bilans de masse, quantité de mouvement et d'énergie avec quelques relations phénoménologiques (exemple relation de Darcy, 1856).

Plusieurs classifications, des modèles hydrologiques, sont apparues. Nous distinguons deux grandes approches de la représentation des processus hydrologiques. La première approche est plutôt empirique et tente par exemple de reproduire le comportement d'un bassin versant par un ensemble de réservoirs interconnectés. Ces réservoirs peuvent être les différents compartiments comme le sol, nappe phréatique, cours d'eau, bassin de rétention, ...etc. On considère, à juste titre, le Stanford Watershed Model de CRAWFORD et LINSEY (1966) comme le précurseur des modèles HBV de

BERGSTROM et FORSMAN (1973), TOPMODEL de BEVEN et KIRBY (1979) et CEQUEAU de MORIN *et al.* (1981). De tous ces modèles, TOPMODEL représente sans aucun doute le modèle actuellement le plus utilisé à travers le monde.

La seconde approche est plus mécaniste et s'appuie fondamentalement sur les équations traduisant des lois physiques qui seront résolues numériquement dans le cadre d'une discrétisation spatiale et/ou temporelle appropriée. Cette approche a trait à une modélisation identifiée, plusieurs types de découpage spatial (exemple sous bassin versants, plans d'écoulements, maillages carrés, triangulaires, etc.) sont utilisés pour résoudre les bilans de masse et de quantités de mouvement. A cet effet, il est important de noter que ce schéma de modélisation a bénéficié de travaux réalisés par des chercheurs évoluant dans diverses sciences appliquées comme la physique des sols, l'hydraulique, etc. par exemple, les équations aux dérivées partielles des écoulements en milieux poreux (saturés ou non) et en canal proviennent respectivement des travaux de DARCY (1856), DUPUIT (1863), BOUSSINESQ (1904) et RICHARDS (1931) et des travaux de SAINT VENANT (1871) et MANNING (1891).

A titre d'exemples de modèles à milieu physique différentiel, on retrouve les modèles SHE (ABBOTT *et al.*, 1986), IHDM (CALVER, 1988), THALES (GRAYSON *et al.*, 1992) et HYDROTEL (FORTIN *et al.*, 1995).

5.2 Modélisation de l'érosion hydrique des sols

Cette modélisation s'intéresse à la prédiction et à la gestion des pertes de productivité et d'usage des eaux de surface engendrées par la dégradation de la couche terrestre. Les processus de l'érosion des sols, représenté dans la figure II.5, sont :

Le détachement des particules de sol (causé par l'impact de la pluie et les ruissellements en nappe et concentré dans des rigoles) ;

La sédimentation lors du transport par ruissellement (intimement liée au concept de la capacité de transport).

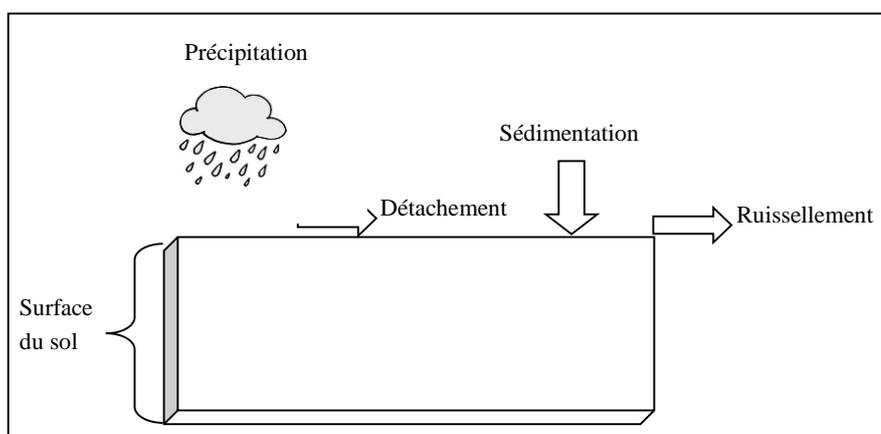


Figure II.5. Processus d'érosion du sol

5.3 Modélisation du transport et des transformations de polluants

Lors d'un événement pluvieux produisant une lame de ruissellement et de l'érosion (voir figure II.6), l'eau de pluie déloge des polluants dissous des pores du sol, solubilise les composés solubles et désorbe une fraction des polluants adsorbés. Les concentrations finales en polluants dissous des eaux de ruissellement, de percolation, des écoulements hypodermiques dépendent de l'équilibre chimique entre formes dissoutes et adsorbées aux particules du sol ou aux sédiments selon le cas.

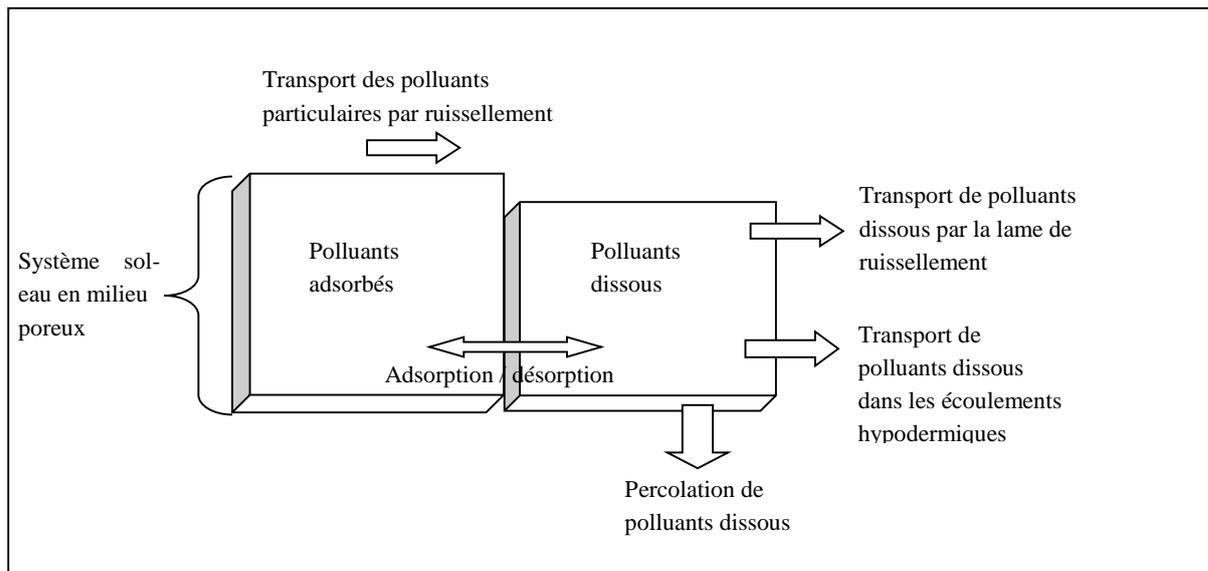


Figure II.6. Processus physiques de transport de polluants

Il est à noter que la distribution des particules érodées est caractérisée par des fractions de particules d'argile et de matières organiques plus importantes que celle des particules de la surface du sol. Etant donné que certaines formes de polluant ont une grande affinité pour les particules d'argile et la matière organique, le contenu particulaire en polluants de la masse du sol érodé est plus élevé que celui de la surface du sol. Ainsi, l'érosion permet la sélection des particules fines du sol et en conséquence l'enrichissement des eaux de ruissellement en polluant.

Outre les processus physico-chimiques de transport, les polluants subissent eux-mêmes des transformations biochimiques, prenons exemple le cas de l'azote. En premier lieu, la minéralisation transforme l'azote organique en azote nitrique (sous forme de nitrates NO_3^-) en trois étapes. L'azote organique (végétaux et organismes vivants), par l'intermédiaire de nombreux micro-organismes, est transformé en azote ammoniacal (NH_4^+). Ensuite, l'azote ammoniacal s'oxyde en azote nitreux (sous forme d'ions nitrites NO_2^-) par l'intermédiaire des bactéries nitreuses. La transformation d'azote nitreux en azote nitrique se fait à partir de bactéries nitriques. L'opération inverse, l'immobilisation (passage de l'azote minéral à l'azote organique), est régie par le rapport carbone azote.

Il existe plusieurs processus physico-chimiques dont il faut tenir compte lors de la modélisation.

5.4 Modélisation de la qualité de l'eau des rivières

Dans un contexte de simulation intégrée des processus impliqués dans l'évolution de la qualité de l'eau à l'échelle du bassin versant, la modélisation de la qualité des eaux de rivières se situe en aval des autres modèles. En effet, une fois estimées les charges des différentes composantes associées à la qualité de l'eau, il s'agit de voir comment celle-ci évolue en fonction des conditions physiques d'écoulement et des différents processus biochimiques en jeu dans le cours d'eau. L'approche la plus utilisée consiste à identifier les processus de variables prépondérants à l'échelle spatiale et temporelle considérée et de les décrire sous forme d'équations différentielles (Villeneuve *et al.*, 1998).

Le précurseur des modèles de qualité des eaux des rivières est sans conteste le modèle de Streeter-Phelps (1925). La modélisation de la qualité reprend le même schéma de base de ce modèle, à savoir :

- L'identification d'un certain nombre de constituants (variables de qualité) ;
- L'identification et la description d'un certain nombre de processus responsable des modifications et transformations de ces constituants.

Un bilan est effectué pour chacun de ces constituants. Le nombre de constituants et de processus simulés déterminent le degré de précision de la modélisation.

5.4.1 Le besoin des modèles de qualité de l'eau

Les modèles de qualité de l'eau sont des outils efficaces pour simuler et prévoir le transport des polluants dans l'environnement et particulièrement dans les cours d'eau, ce qui peut contribuer à réduire le coût de travaux et de matériaux pour un grand nombre d'expériences chimiques dans une certaine mesure. En outre, il est inaccessible pour des expériences sur le terrain dans certains cas, en raison de problèmes particuliers de pollution de l'environnement. Par conséquent, les modèles de qualité de l'eau deviennent un outil important pour identifier la pollution de l'eau et le sort final et les comportements des polluants dans les rivières. Ces projets de construction tels que la pétrochimie, d'hydraulique et des projets de fabrication de papier peuvent entraîner des effets graves sur l'environnement aquatique après application. Par conséquent, ces effets environnementaux doivent être simulés, prédits, et évalués à l'aide de modèles numériques avant que ces projets de construction soient mis en œuvre. Ces résultats de la modélisation de différents scénarios de pollution en utilisant des modèles de qualité de l'eau sont des éléments très importants de l'évaluation de l'impact environnemental. En outre, ils sont aussi la base importante pour les décisions de gestion de l'environnement car ils fournissent non seulement une aide de données aux organismes

de gestion de l'environnement pour autoriser les projets de construction, mais aussi ils fournissent des appuis techniques pour l'eau des organismes de protection de l'environnement.

Avec l'évolution du nombre de constituants et des processus à simuler du modèle et le développement de la technique informatique, de plus en plus de modèles de qualité de l'eau ont été développés avec différents algorithmes de modèle. Jusqu'à ce jour, des dizaines de types de modèles de qualité de l'eau, y compris des centaines de logiciels de modèles ont été développés pour les topographies différentes, plans d'eau et les polluants à l'échelle de temps et d'espace différentes. Cependant, il y a souvent de grandes différences entre les résultats de la modélisation en raison des différentes théories et algorithmes de ces modèles (Qinggai *et al.*, 2013).

5.4.2 Développement de modèles de qualité de l'eau de surface

Les modèles de qualité de l'eau de surface ont subi une série de développement depuis que Streeter et Phelps ont construit le premier modèle de qualité de l'eau afin d'évaluer la pollution de la rivière à l'état de l'Ohio des Etats-Unis. Ces modèles ont fait un grand progrès pour passer de la simulation d'un seul élément vers plusieurs éléments de qualité de l'eau, du modèle stationnaire à de modèle dynamique, à partir du modèle de source ponctuelle pour le modèle de couplage de sources ponctuelles et diffuses, et du mode zéro-dimensionnel à une dimension, deux dimensions, et les modèles tridimensionnels. Plus d'une centaine de modèles de qualité de l'eau de surface ont été développés jusqu'à présent. Plusieurs classifications ont été avancées à savoir :

- les types de masses d'eau ;
- les méthodes de modèle;
- les composants de qualité de l'eau ;
- la propriété de modèle ;
- la dimension spatiale.

Cependant, chaque modèle de la qualité de l'eau de surface a ses propres conditions de contrainte. Par conséquent, les modèles de qualité de l'eau doivent encore être étudiés à combler les lacunes de ces modèles actuels. En général, les modèles de qualité de l'eau de surface ont subi des évolutions regroupées en trois étapes importantes depuis 1925.

La première étape (1925-1965)

Comme mentionné précédemment, Streeter et Phelps ont développé le premier modèle dans le but d'estimer l'impact sur les concentrations d'oxygène dissous d'un rejet municipal en fonction des caractéristiques de ce dernier. De manière simple, il s'agissait de déterminer les temps et longueurs caractéristiques nécessaires pour que le pouvoir auto-épurateur du cours d'eau permette une réoxygénation des eaux. Dans ce contexte, les deux constituants modélisés étaient le déficit en oxygène dissous (D) et la demande

en oxygène dissous pour l'oxydation des matières biodégradables (L). Deux processus étaient pris en compte : (i) la réaération atmosphérique et (ii) l'oxydation des matières biodégradables. Les équations du modèle sont les suivantes :

$$\frac{dD}{dt} = K_d L - K_a D \quad (\text{II.2})$$

$$\frac{dL}{dt} = -K_d L \quad (\text{II.3})$$

Les paramètres K_d et K_a représentent respectivement le taux de désoxygénation et le taux de réaération.

Ce modèle unidimensionnel a été appliqué pour résoudre les problèmes de pollution dans les rivières et les estuaires. Après cela, la plupart des chercheurs ont modifié et développé les modèles de Streeter et Phelps. On peut citer les travaux de Thomas Jr (1948) qui a émis que la DBO peut être réduite sans consommation d'oxygène due à la sédimentation et à la floculation, donc le taux de floculation a été introduit dans le régime permanent du modèle de SP pour distinguer les deux manières d'élimination de la DBO. Ensuite vient le tour d'O'CONNOR (1962), qui a divisé le paramètre de la DBO en la DBO carbonisée et la DBO nitrifiée et a ajouté les effets de dispersion à l'équation de base. DOBBINS (1964) et CAMP (1963) ont proposé des formulations qui permettent de s'affranchir de l'une ou l'autre des hypothèses de base du modèle originel en prenant en compte d'autre phénomène comme la dispersion longitudinale ou les apports benthiques.

La deuxième étape (1965-1995)

L'avènement des ordinateurs a permis d'envisager des situations plus complexes pour lesquelles les processus sont décrits de manière plus fine et où les variabilités spatiale et temporelle peuvent être prises en compte. Ainsi, il a été possible de :

- tenir compte des phénomènes physiques de dispersion et de diffusion des polluants ;
- simuler des écoulements dynamiques en deux et trois dimensions ;
- considérer un ensemble de variables et de cinétiques plus complexes.

Des modèles non linéaires ont été développés au cours de la période de 1970 à 1975. Ces modèles incluent le cycle de N et P, le phytoplancton et de zooplancton. Ils ont porté sur les relations entre les taux de croissance biologique et de nutriments, l'insolation et de la température de l'eau, et le phytoplancton et le taux croissant de zooplancton. Les méthodes de différences finies et des éléments finis ont été appliquées à ces modèles de qualité de l'eau en raison des relations non linéaires précédentes.

Après 1975, le nombre de variables d'état dans les modèles a fortement augmenté, et les modèles tridimensionnels ont été développés à ce stade, et le mode hydrodynamique et les influences des sédiments ont été introduites dans les modèles de qualité de l'eau.

Pendant ce temps, les modèles de qualité de l'eau ont été combinés avec des modèles de bassins versants de considérer diffuse entrée des sources de pollution comme une variable. Par conséquent, les politiques de gestion de la qualité de l'eau ont été grandement améliorées grâce à des conditions de contraintes et la simulation de la pollution diffuse à l'échelle des bassins versants. La construction de système de modélisation hydrologique intégrée représente une étape importante vers la mise en place d'outils de modélisation en contexte opérationnel. Il permettra de gérer l'interdépendance des multiples usages de l'eau et de faciliter, autour d'un outil de travail objectif, la concertation entre les différents usagers, élus locaux, gestionnaires et pôles économiques. De tels modèles, on mentionnera les modèles de QUAL, modèle MIKE11, le modèle PEGASE (1988), WEAP (1988), Swat (1993), GIPSI (1996), SENEQUE (1995) WASP ont été développés et utilisés à ce stade.

La troisième étape (1995 à ce jour)

La pollution diffuse a été réduite en raison de fort contrôle dans les pays développés. Cependant, les dépôts atmosphériques secs et humides tels que les composés organiques, les métaux lourds et les composés azotés ont montré de plus en plus des effets sur la qualité de l'eau des rivières. Bien que les nutriments et de matières chimiques toxiques déposés à la surface de l'eau aient été inclus dans le cadre du modèle, ces matériaux non seulement, ils se déposent directement sur la surface de l'eau, mais ils peuvent aussi être déposés sur la surface de la terre d'un bassin versant et séquentiellement transférés aux cours d'eau, ce qui est engendre une source de pollution importante. Du point de vue des exigences de gestion, un modèle de la pollution de l'air doit être développé pour présenter ce procédé dans le modèle de qualité de l'eau. Par conséquent, certains modèles de pollution de l'air ont été intégrés à des modèles de qualité de l'eau pour évaluer directement la contribution des dépôts de polluants atmosphériques (Esterby, 1996).

En général, la plupart des pays développés (en particulier les états unis et les pays européens) ont produit les meilleures avancées dans le domaine des modèles de qualité de l'eau de surface (Mike 3, Basin4, Qual 2K, Seneque 3, Peg Opera,...etc.).

6 PEGASE

La gestion des ressources en eau est un problème particulièrement complexe, présentant des aspects multiples et interdépendants. Une des difficultés majeures est évidemment le fait que les objectifs visés sont le plus souvent contradictoires ou compétitifs.

Dans ce domaine, l'approche par modèle mathématique, basée sur les techniques de l'analyse des systèmes, se révèle particulièrement intéressante, sinon indispensable : ces modèles permettent d'estimer les conséquences des projets d'aménagement, et offrent l'avantage de permettre au décideur ou au gestionnaire d'analyser la situation en termes de solutions alternatives.

Le modèle PEGASE (**Planification Et Gestion de l'ASSainissement des Eaux**) est un modèle intégré bassin hydrographique/rivières qui permet de calculer de façon déterministe la qualité des eaux des rivières en fonction des rejets et apports de pollution, pour différentes situations hydrologiques. Il est utilisé aussi pour calculer de façon prévisionnelle les améliorations de la qualité de l'eau qui résultent d'actions d'épuration ou réduction et limitation des rejets.

De très nombreuses applications du modèle PEGASE ont été réalisées à l'échelle des bassins versants nationaux et transnationaux dans des applications relativement variées :

- Evaluation de l'impact des mesures visant à augmenter la qualité des masses d'eau ;
- Evaluation de l'impact des changements du milieu (changements climatiques, ...etc.) ;
- Evaluation du rapport « coût/efficacité » (priorisation d'intervention) ;
- Etude du positionnement des stations d'épuration d'eaux usées ;
- Etude des impacts des rejets thermiques (centrales, industries) ;
- Evolutivité, modularité des programmes et prise en compte des besoins et des retours d'expériences des utilisateurs.

Dès son développement depuis la fin des années 80 par le Laboratoire Recherche et Développement d'Aquapôle¹ de l'université de Liège (ULg), le modèle PEGASE est utilisé par plusieurs administrations publiques européennes, à savoir :

- Le ministère de l'environnement, Région Wallonne Belgique ;
- L'agence de l'eau Rhin – Meuse, France ;
- Vlaams Milieu Maatschappij, Région Flamande de Belgique ;
- Grand-duché de Luxembourg, Luxembourg ;
- Agence de l'eau Loire-Bretagne, France ;
- Application Transfrontalière (Escaut, Meuse, Moselle) ;

¹ Aquapôle : centre interfacultaire de recherche et développement de l'université de Liège dans le domaine de l'eau.

- Haute Vistule Pologne (Upper Vistula Basin).

Ces utilisations ont été faites pour les assister à appliquer les orientations de la Directive Cadre Européenne (DCE) sur l'eau 2000/60/CE (European Parliament, 2000). Et d'autres applications sur les bassins suivants :

- Bassin Itajai (Brésil) ;
- Bassin Nicolet (Canada) ;
- Bassin versant de la Medjerda de Tunisie.

PEGASE a été construit sur base des motivations suivantes :

- Volonté de mieux comprendre le fonctionnement de l'hydrosystème (d'où la construction d'un modèle déterministe et physiquement basé. Il ne nécessite quasi pas de calibration pour être appliqué sur un nouveau domaine);
- Souhait de structurer les connaissances (y compris les "données d'entrée") ;
- Nécessité de quantifier les relations pressions–impacts et d'aider les administrations ayant la gestion de l'eau dans leurs attributions dans leur processus de prise de décision ;
- Amélioration de la connaissance des masses d'eau de surface en se dotant d'un outil complémentaire aux réseaux de mesure (monitoring) de la qualité physico-chimique des eaux de rivières ;
- Obligation d'étendre les modèles "rivières" en modèle intégré bassins versants/rivières pour prendre explicitement en compte l'influence de leur bassin versant.

Il constitue donc un important outil opérationnel d'aide à la décision pour l'assainissement et la dépollution mais également pour la gestion de la qualité du milieu aquatique, ce qui permet des interactions permanentes avec les utilisateurs.

6.1 Principes de fonctionnement du modèle PEGASE

Afin d'atteindre une bonne représentation du fonctionnement de l'évolution de la qualité de l'eau et de l'écosystème aquatique, il est nécessaire d'inclure les processus suivants (figure II.7):

- Processus hydrologiques et hydrodynamiques (débits, vitesses, hauteurs d'eau) ;
- Processus thermiques (température de l'eau, échauffement) ;
- Processus biologiques (production primaire, consommation, dégradation de la matière organique, production/consommation d'oxygène).

Une partie importante des modèles de qualité de l'eau des rivières encore utilisés actuellement dérivent directement du modèle de Streeter & Phelps. Ces modèles utilisent généralement une représentation simple de la dynamique du système, n'incluant qu'un petit nombre de variables et de processus, processus pour lesquels on postule une

cinétique relativement simple. La calibration de ces modèles se fait alors de manière globale par ajustement des différents paramètres.

PEGASE fait partie d'une nouvelle génération de modèles, s'appuyant sur une représentation beaucoup plus détaillée de la dynamique du système, notamment le calcul explicite de l'évolution des différentes biomasses. En outre, la structure du modèle PEGASE est telle que la plupart des paramètres ont une signification physique ou biologique et peuvent donc être calibrés séparément par des mesures expérimentales bien ciblées. Un des avantages est que PEGASE peut donc être employé avec peu de modifications et de calibrations pour différentes situations et différents réseaux hydrographiques.

La représentation mathématique du système est suffisamment robuste pour être valable sur l'ensemble des cours d'eau et des bassins (des petits ruisseaux aux grandes rivières), et pour des conditions hydrométéorologiques très différentes.

PEGASE est structuré par une suite de quatre sous-modèles, dont les fonctions sont les suivantes :

- **Le sous-modèle hydrologique et hydrodynamique** : calcule le débit et les autres paramètres hydrodynamiques (vitesse, hauteurs d'eau, ...etc.) en tout point du réseau des rivières, à partir des caractéristiques morphométriques des rivières et des débits mesurés par les stations de mesure ;
- **Le sous-modèle thermique** : calcule la température de l'eau dans les tronçons ; il utilise comme donnée d'entrée la température naturelle et les valeurs des différents rejets thermiques ;
- **Le sous-modèle « rejet »** : calcule les apports des rejets dans les eaux de surface ;
- **Le sous-modèle « qualité des eaux »** : calcule le bilan de la matière organique, des nutriments et des micropolluants, ainsi que le développement des principales biomasses de l'écosystème.

De plus, il calcule explicitement les mécanismes d'autoépuration dans les cours d'eau et calcule l'évolution de l'eutrophisation. D'une manière générale, le modèle PEGASE permet de comparer des scénarios afin de dégager des politiques optimales.

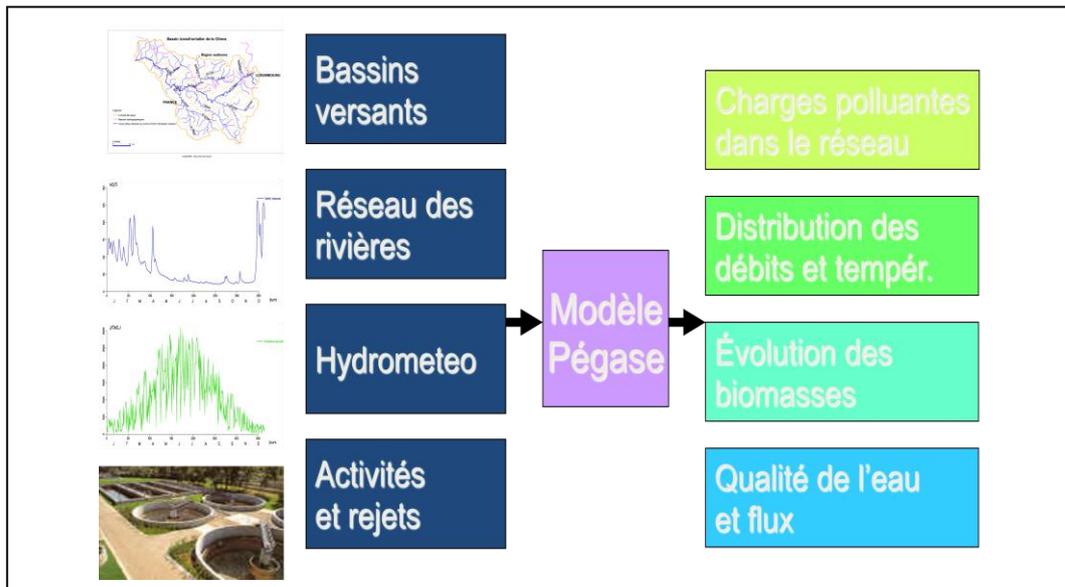


Figure II.7. Principe de fonctionnement général de Pégase (Aquapôle, ULg)

6.2 Données d'entrée nécessaires

L'utilisation du modèle PEGASE, dans le cadre d'une étude de la qualité de surface d'un réseau hydrographique donné, nécessite la disponibilité d'un certain nombre de données utiles d'entrée pour son fonctionnement. Dans cette partie, nous ferons le point sur les données nécessaires à récolter pour une application avec le modèle PEGASE.

De manière générale, le nombre de données à obtenir peut sembler extrêmement important. Il faut cependant tenir compte :

- que ces données sont collectées par les administrations gérant les eaux de surface (normalement, pas de nécessité de réaliser des campagnes de mesure ou de collecte spécifiques) ;
- que l'absence d'un certain nombre de données, tout en étant utile, n'empêchent pas de faire des simulations tests de PEGASE (en utilisant des valeurs « par défaut ») ;
- que si certains processus sont de peu d'importance sur le bassin, il n'est pas nécessaire de vouloir à tout prix rechercher les « meilleures » données les concernant (par exemple : pas nécessaire de rechercher les insulations solaires (demi-horaires) partout s'il n'y a pas de phytoplancton sur le bassin) (Deliège, 2013).

Cependant, il est certain que meilleures seront les données d'entrée, meilleures seront les résultats des simulations.

L'ensemble des besoins en données sont regroupés en trois familles qui caractérisent :

- la topographie (données oro-hydrographiques, fonds de cartes) :

- les rejets ;
- les données diverses (données hydrométéorologiques, mesures, ...etc.).

6.2.1 Les données topographiques

Les données « topographiques » nécessaires ou utiles pour une application PEGASE sont les suivantes :

➤ **Les données oro-hydrographiques**

- la digitalisation des rivières ;
- les zones hydrographiques ;
- la caractérisation du réseau hydrologique (topologie, ..) ;
- l'altitude des rivières ;
- les singularités du réseau hydrologique : canaux artificiels, ...etc. ;
- la position et les caractéristiques des barrages ;
- les largeurs et profondeurs en des points de référence (barrages, déversoirs, ...etc.).

➤ **Les fonds de cartes**

- le Modèle Numérique de Terrain (MNT) ;
- la digitalisation des contours de zones hydrographiques ;
- la digitalisation des contours des communes ;
- l'occupation du sol et divers.

6.2.2 Les données de rejets

Les données « rejets » nécessaires ou utiles pour une application PEGASE sont les suivantes :

- les rejets urbains ;
- les rejets industriels ;
- les stations d'épuration ;
- les rejets thermiques ;
- le cheptel (bovins, porcins, caprins, volaille, ...etc.).

6.2.3 Les données diverses

Elles concernent principalement les données hydrométéorologiques (débits, températures, insolation) nécessaires à l'exécution de PEGASE ainsi que les mesures de qualité (non nécessaire à l'exécution de PEGASE proprement dit, mais utiles pour la validation).

Ces données concernent également l'ensemble des informations nécessaires à la caractérisation de la simulation réalisée. On y inclut également les paramètres propres au modèle mathématique ou à l'un des sous-modèles écologique, hydrologique ou autre.

6.3 Prétraitement des données géographiques

Avant une exécution de PEGASE, quatre prétraitements des données géographiques sont nécessaires. Ces prétraitements sont : (i) ARBRES ; (ii) ALTRIV ; (iii) BASSIN ; (iv) LISTBV ;

6.3.1 ARBRES

La modélisation du bassin versant et du réseau hydrographique nécessite comme première étape la sélection des rivières qui seront explicitement calculées et la construction d'un réseau hydrographique topologiquement correct. Le but du prétraitement ARBRES est de générer ce réseau comme le montre la figure II.8.

Exemple : Bassin Bretagne (LOIRE-BRETAGNE) 30078 km², sélection des rivières : 542 rivières, Longueur : 8291 km.

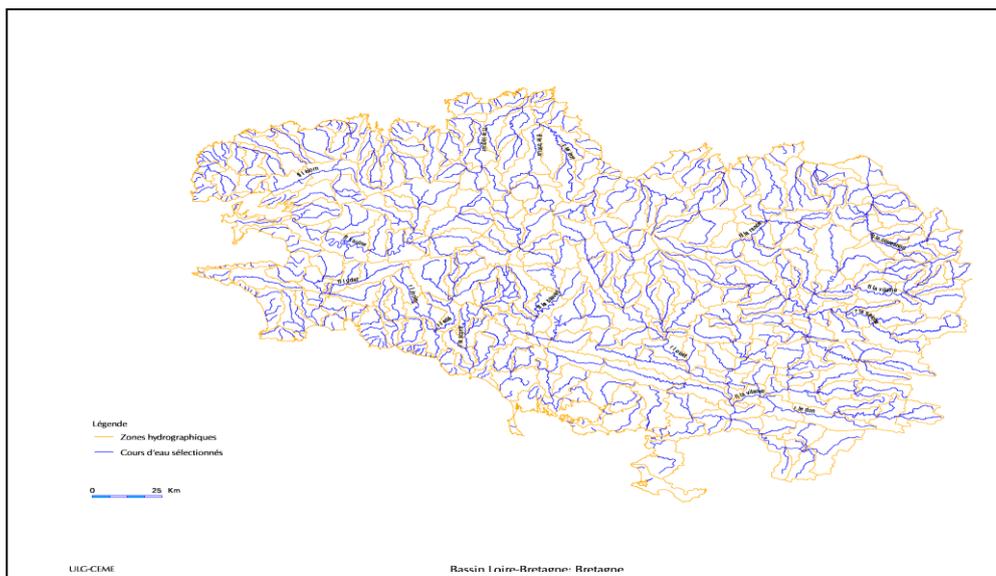


Figure II.8. Prétraitement ARBRES sur la partie Wallonne de la Belgique.

6.3.2 ALTRIV

Le rôle de ce prétraitement (figure II.9) est d'extraction de l'altimétrie du fond des rivières ; la sélection des nœuds de la digitalisation ; la superposition de la sélection des rivières avec le modèle numérique de terrain et génération des profils altimétriques des rivières. ;

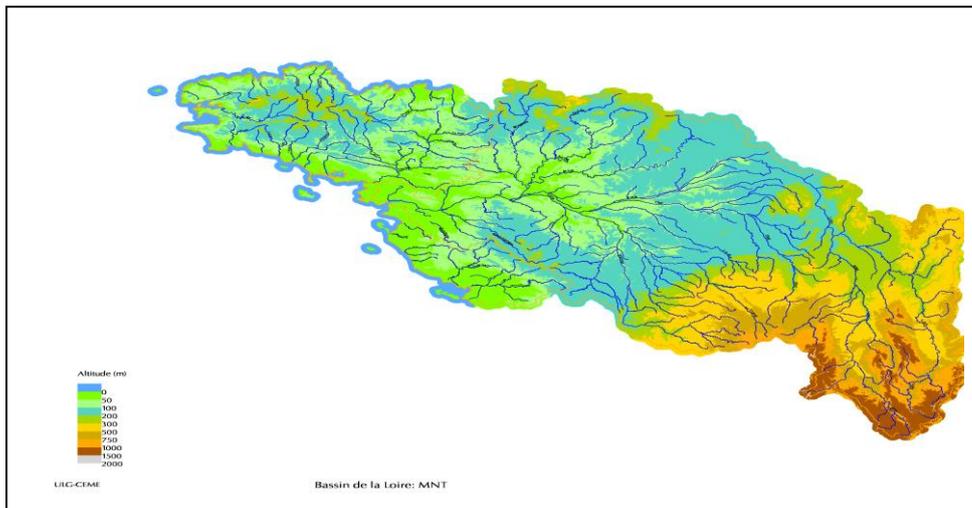


Figure II.9. Prétraitement ALTRIV sur le bassin la Loire (Loire-Bretagne, France)

6.3.3 BASSIN

Ce prétraitement a pour but la création des bassins hydrographiques. Il effectue aussi la génération de la connectivité par calcul de chemin de plus grande pente entre les mailles "sols" et le réseau des rivières et le calcul des paramètres d'écoulement sur le bassin versant (distances aux rivières, différences d'altitude, ...etc.) (figure II.10).

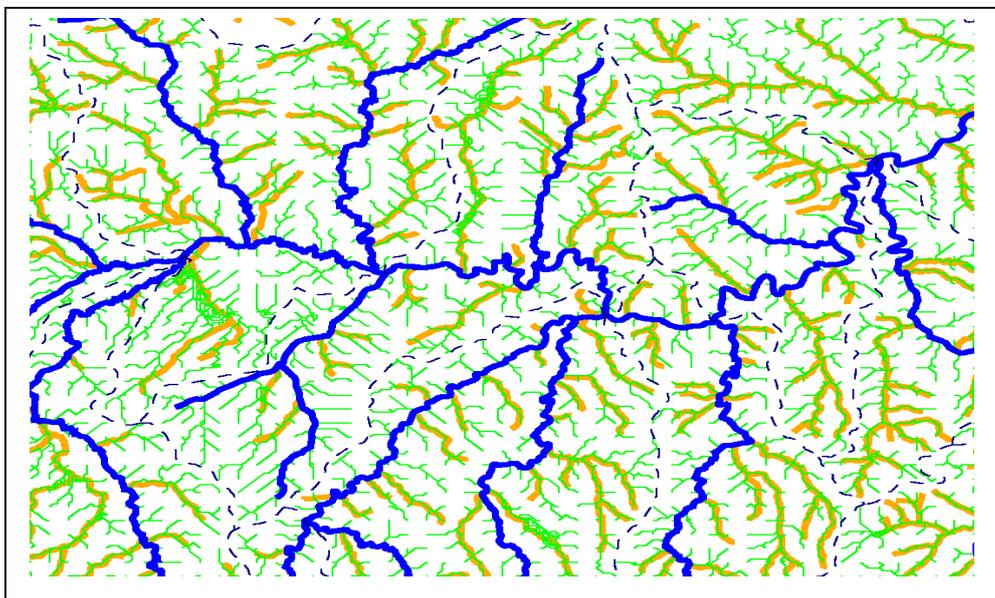


Figure II.10. Exemple de calcul de la relation "point d'émission/point d'immission" pour une partie du bassin du Haut Cher (France)

6.3.4 LISTBV

Le but de cette procédure est la génération du fichier d'entrée principal de PEGASE (codes rivières, altitudes, distances à la source, bassins versants, occupation des sols) (figure II.11).

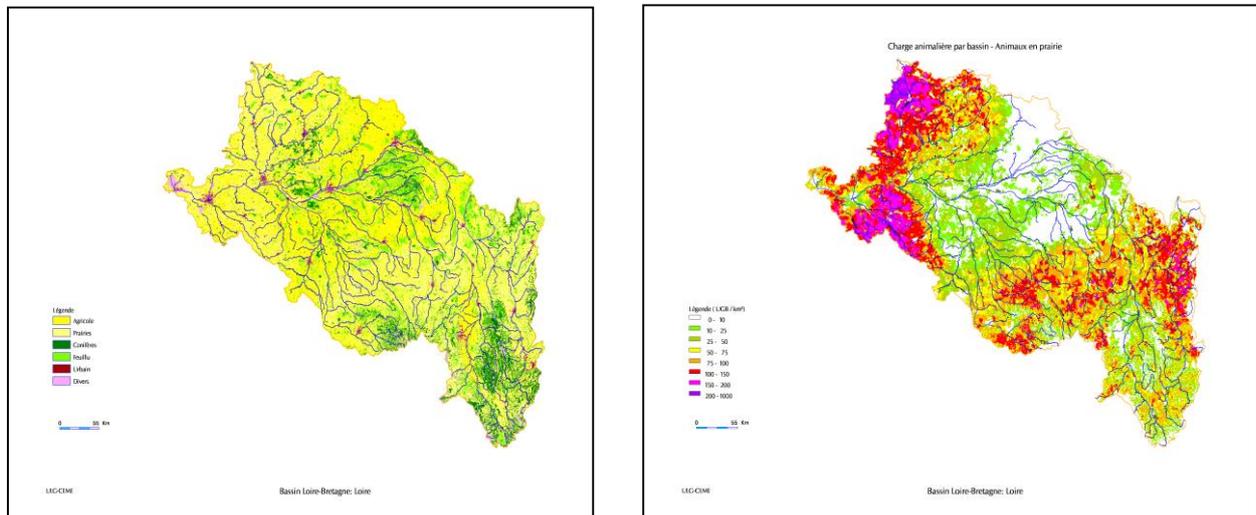


Figure II.11. Occupation du sol et la densité du cheptel (en UGB²) de la Loire (France)

6.4 Les données rejets

Pour permettre la simulation de la qualité de l'eau, un inventaire et une évaluation des apports et des rejets de toute nature (naturelle et anthropique), ainsi que l'effet des actions d'épuration, doivent être réalisés. Les variables intervenant de manière prioritaire dans l'élaboration d'une stratégie de prévention et d'épuration à l'échelle de la région sont également prises en considération : matières carbonées, azotées et phosphorées. Les rejets et apports peuvent être caractérisés en fonction de la manière dont on peut les représenter géographiquement. On distingue ainsi les apports et rejets **ponctuels** et les apports et rejets **diffus**.

6.4.1 Les apports ponctuels

Ils comprennent tous les apports et rejets domestiques et industriels (soumis à l'autorisation). La figure II.12 ci-après nous montre la représentation des rejets ponctuels.

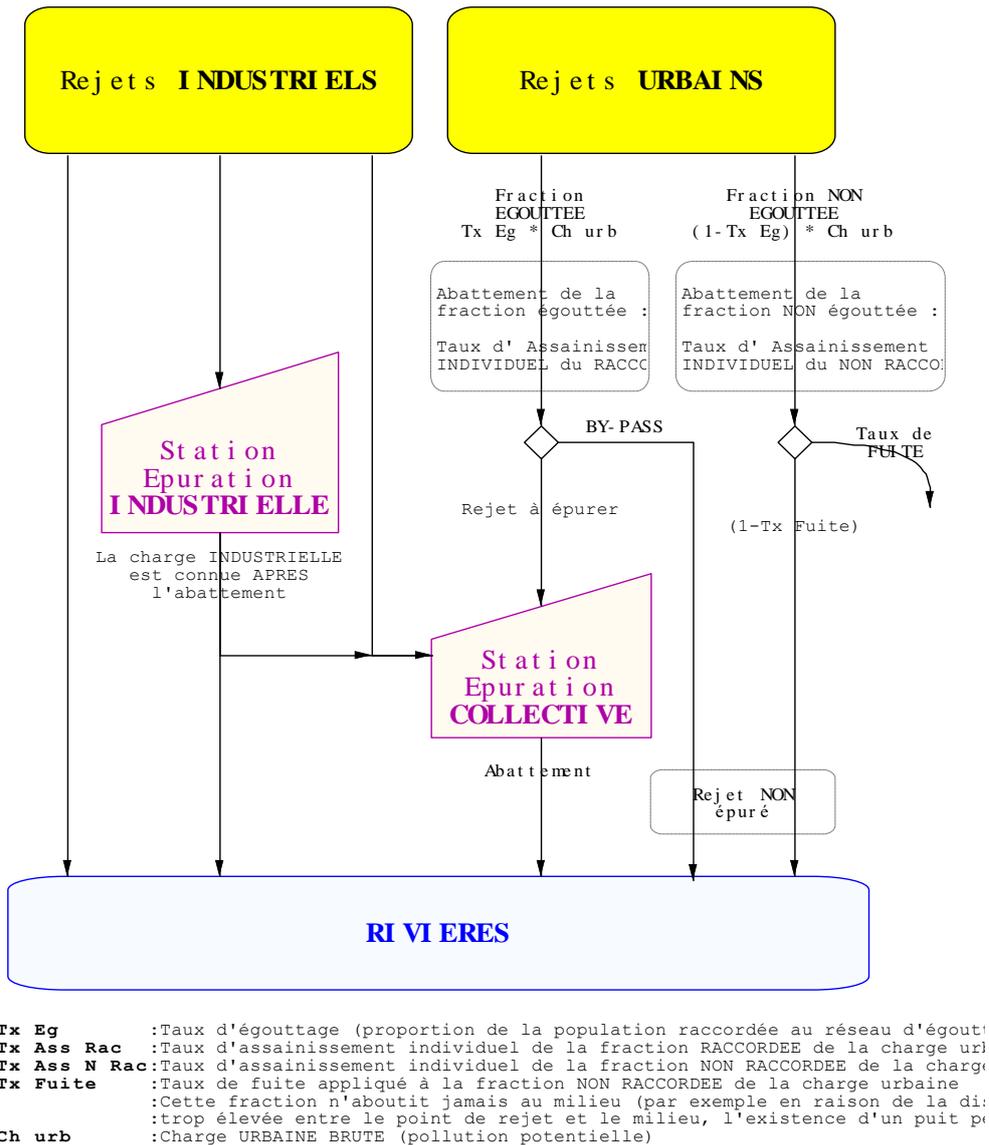


Figure II.12. Représentation des rejets sous PEGASE (Aquapôle ULg)

6.4.2 Apports et rejets d'élevage, de type dispersé

La charge polluante émise par les animaux d'élevage, principalement les bovins, est pour la majeure partie déversée sur des sols agricoles. Une partie de ces déjections animales est cependant rejetée directement en rivière ou en égout.

6.4.3 Apports provenant du lessivage des sols, de type diffus

Les apports des sols proviennent du lessivage des sols, c'est-à-dire du transport des éléments du sol (sédiments, engrais, pesticides, ...etc.) par les eaux de surface (pluies).

Les fonctions d'apport peuvent être différentes d'un endroit à l'autre, en fonction notamment du type de sol et des pratiques agricoles (figure II.13), ce qui fait que les fonctions d'apport ont été régionalisées.

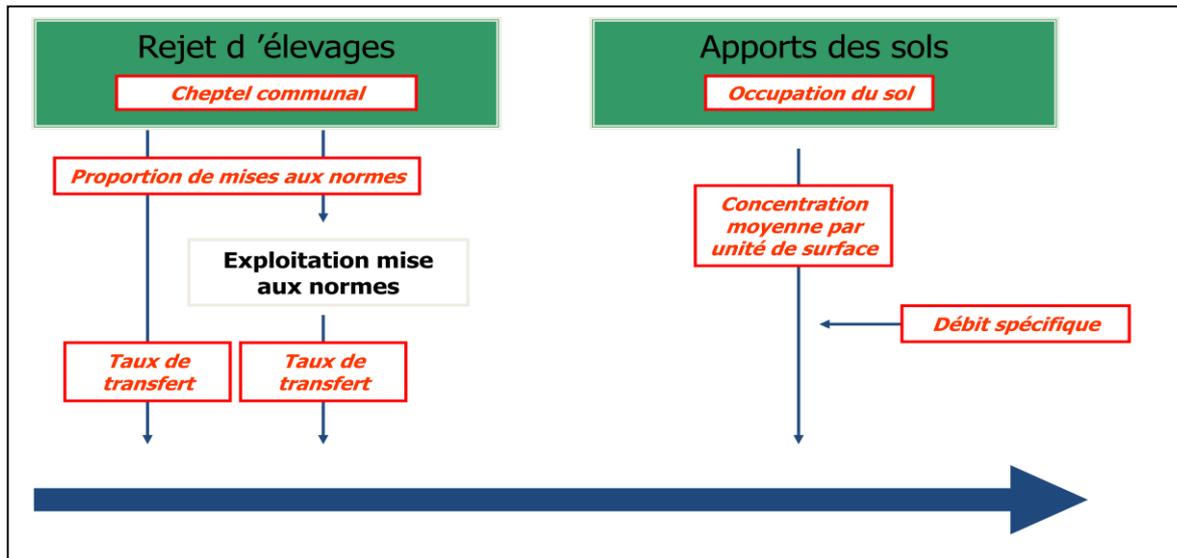


Figure II.13. Représentation des apports diffus et dispersé sous PEGASE (Aquatôle ULg)

6.5 Les résultats obtenus

Les résultats obtenus sont résumés dans les points suivants :

- Débits, vitesses, temps de transferts ;
- Températures de l'eau ;
- Concentrations :
 - MO, DCO, DBO, NH₄, NO₂, NO₃, NKj, P_{tot}, PO₄, O₂ dissous, Biomasses;
- Indices de qualité SEQ Eau ;
- Altérations Matière organiques oxydables, Azote, Nitrates, Phosphates ;
- Flux ;
- Bilans par sous-bassins, par tronçons de rivières, par zones.

Ces différents résultats peuvent être présentés et exploités grâce aux outils de visualisation de PEGASE. Les résultats peuvent prendre les formes et les allures suivantes :

6.5.1 Evolution temporelle

Elle consiste à se fixer sur un point donné du réseau hydrographique et de dessiner l'allure de l'évolution d'un paramètre en fonction du temps (exemple figure II.14).

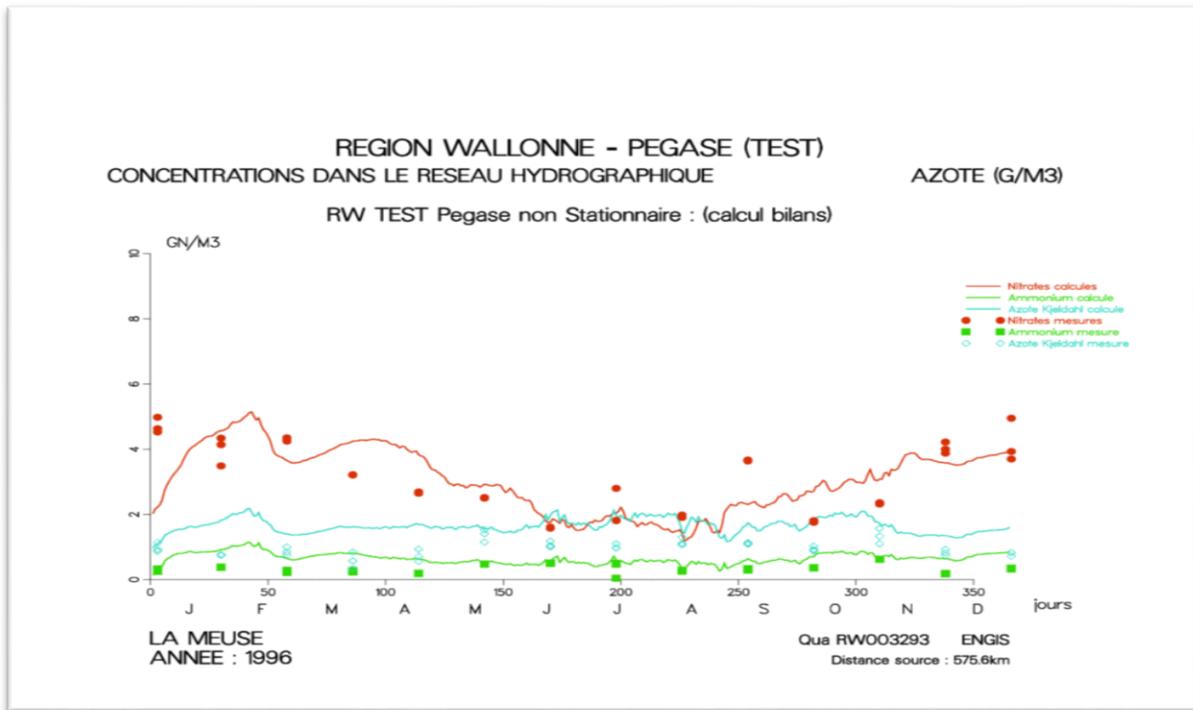


Figure II.14. Evolution temporelle de l'azote à l'endroit Engis à 575.6 km de la source de la Meuse

6.5.2 Profils longitudinaux

Cette représentation consiste à se placer à une date donnée et tracer le profil longitudinal des concentrations moyennes calculées ce même jour (exemple figure II.15).

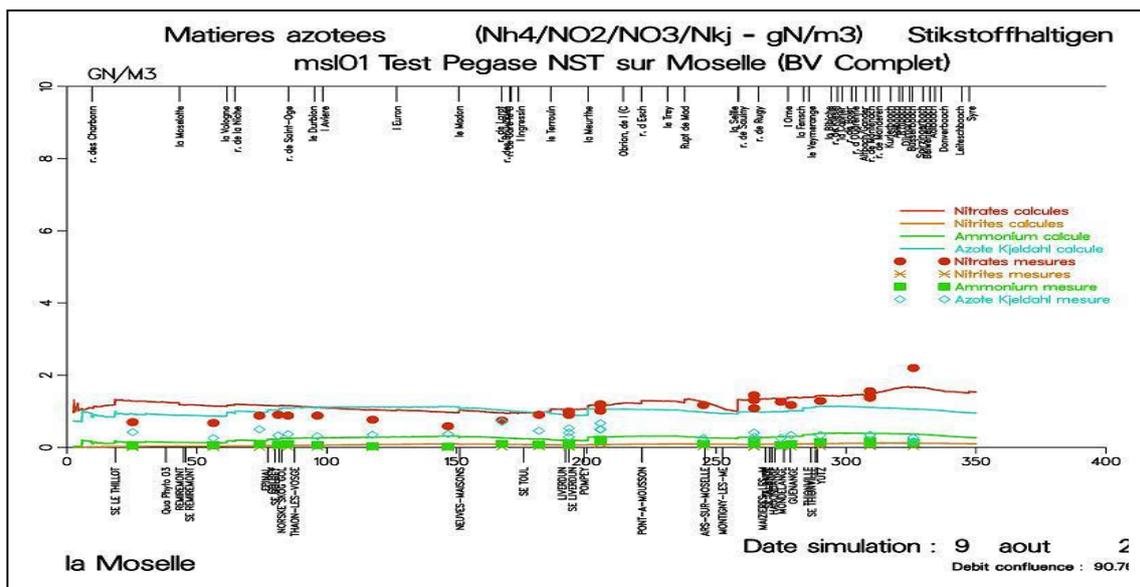


Figure II.15. Profil longitudinal des matières azotées sur la Moselle, 2001

6.5.3 Cartes de qualité (Indices SEQ-Eau)

Pour avoir une vue d'ensemble et générale de la qualité de l'eau du réseau hydrographique étudié en utilisant l'indice de qualité SEQ-Eau, on utilise cette représentation de type carte (exemple figure II.16).

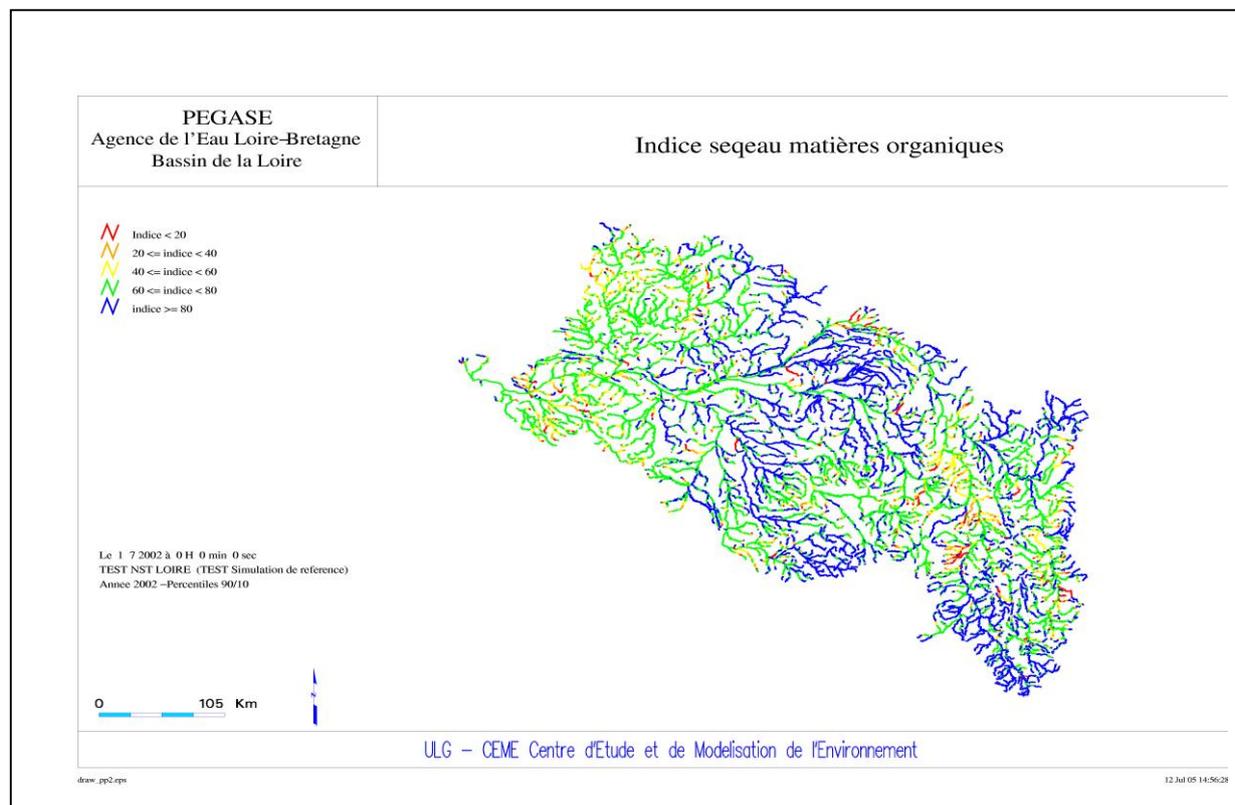


Figure II.16. Carte de l'indice SEQ-Eau Matière Organiques du bassin de la Loire (France)

7 CONCLUSION

Ce présent chapitre renferme des détails sur les propriétés de l'eau et les moyens d'une étude hydrochimique pour mieux comprendre et évaluer les mécanismes d'acquisition de la minéralisation et les processus associés à la géochimie des eaux de surface d'un cours d'eau (utilisés éventuellement sur l'Oued Agrioune).

L'autre partie décrit la modélisation de la qualité de l'eau de surface. Les modèles de qualité de l'eau sont très importants pour prévoir les changements dans la qualité des eaux de surface pour la gestion de l'environnement.

Dans le monde, des centaines de modèles de qualité des eaux de surface ont été développés. En outre, certains pays développés ont demandé des conseils sur l'évaluation de la qualité de l'environnement de l'eau et fourni des modèles réglementés pour la simulation de la qualité des eaux de surface. Par conséquent, il est très nécessaire

pour la plupart des pays en développement de normaliser certains modèles de qualité de l'eau largement utilisés pour une évaluation efficace de l'impact sur l'environnement. A la fin de ce chapitre, une présentation du modèle PEGASE a été illustrée, c'est l'outil qui sera utilisé dans la modélisation de la qualité des eaux de surface de l'Oued Agrioune.

CHAPITRE III : LE SITE DE L'ÉTUDE

1 INTRODUCTION

2 DESCRIPTION DE LA REGION D'ETUDE

3 CARACTERISTIQUES DU BASSIN VERSANT D'AGRIOUNE

4 CADRE GEOLOGIQUE

5 HYDROGEOLOGIE

6 CADRE CLIMATIQUE

***7 OCCUPATION DU SOL ET APERÇU DE LA GÉOGRAPHIE
HUMAINE ET ÉCONOMIQUE***

8 CONCLUSION

Chapitre III : Le site de l'étude

1 INTRODUCTION

La pollution d'un cours d'eau ne peut être évaluée sans une étude préalable des caractéristiques du site. C'est pourquoi une description générale du bassin versant d'Agrioune sera élaborée au premier lieu, où nous ferons ressortir ses caractéristiques physico-géographiques et climatiques ainsi que les différentes sources potentielles de pollution. Par la suite un intérêt particulier sera porté sur le cours d'eau principal du bassin versant en exposant ses caractéristiques physiques et ses régimes d'écoulements.

2 DESCRIPTION DE LA REGION D'ETUDE

2.1 Situation

Le bassin versant d'Agrioune appartient aux bassins côtiers constantinois de l'Ouest de l'agence hydrographique Constantinois – Seybouse – Mellegue (figure III.1). Le bassin de l'étude s'étend sur une surface de 960 km² et se situe entre les parallèles 5° 31' et 5° 6' Est et 36° 19' et 36° 39' Nord. Et selon les coordonnées Lambert 1960 pour l'Algérie, le bassin Agrioune est limité entre 713.8 et 752.6 km longitudinalement au niveau des latitudes entre 338 et 374.9km. De l'Est à l'Ouest, il a une longueur de 38.8 km et de 36.9 km du Nord au Sud.

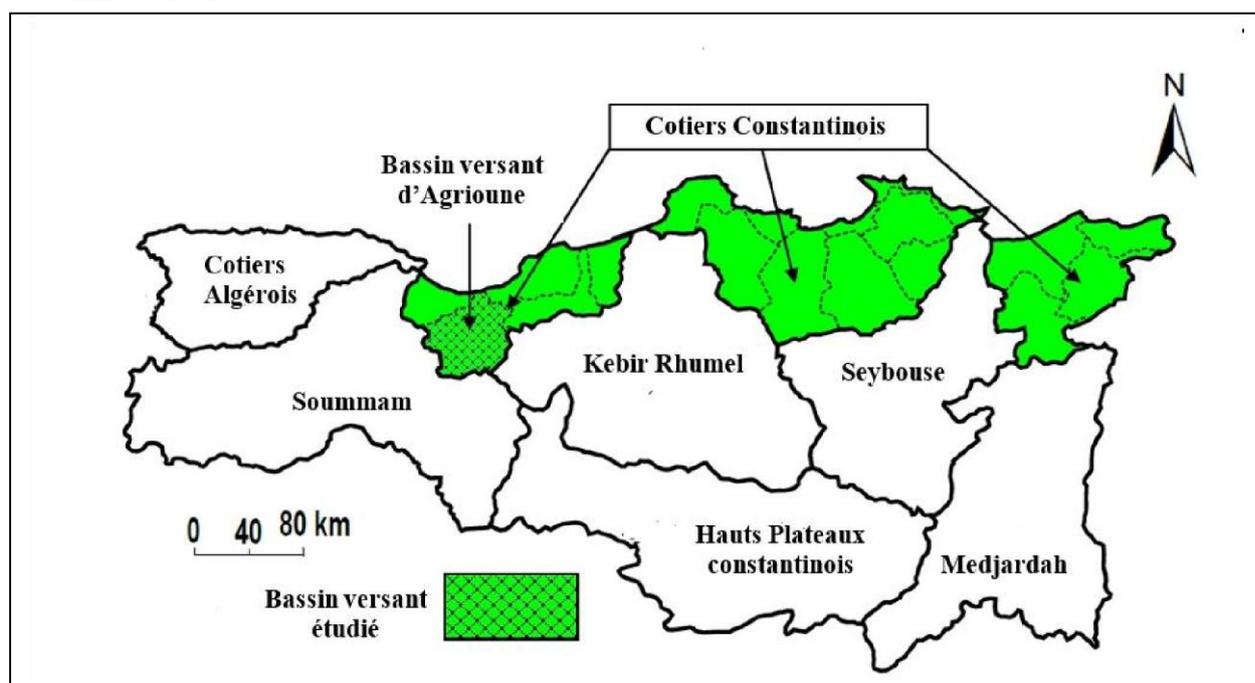


Figure III.1. Localisation du bassin versant Agrioune (ABH-CSM, 2000)

Chapitre III : Le site de l'étude

La région de l'étude est délimitée administrativement comme suit (figure– III.2)

:

- Au Nord : les communes d'Aokas et Ziama Mansouria et la Mer Méditerranée ;
- Au Sud : les communes de Bougâa, El Ouricia, Ouled Adouane et des parties des communes d'Ain Roua, et d'Ain Abassa ;
- A l'Est : Erraguene, Serdj El Ghoul et une partie d'Ain Kebira ;
- A l'Ouest : les communes de Tizi N'Berber, Ait Nawal Mezada et une partie de Maoklane.

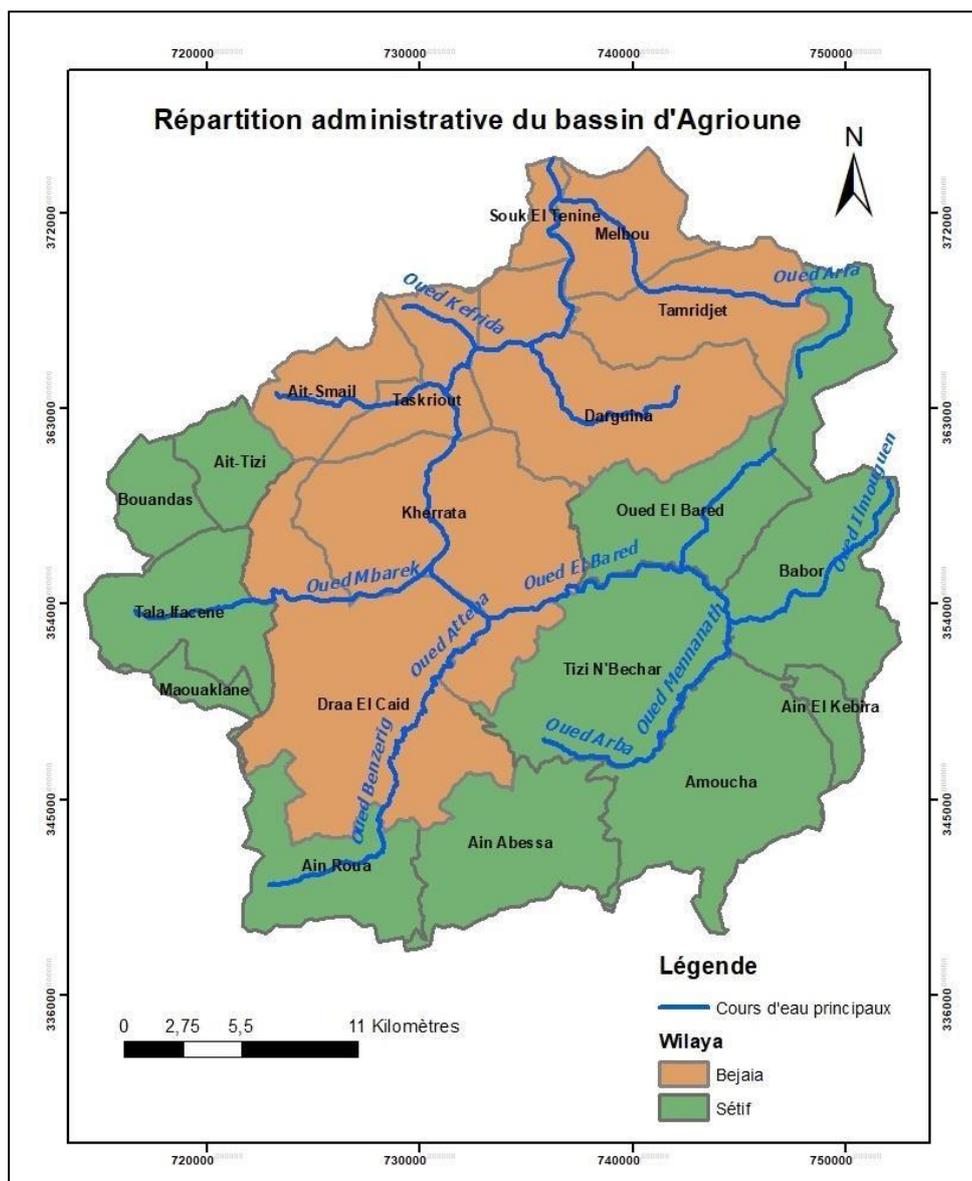


Figure III.2 . Limites administratives du bassin d'Agrioune

2.2 Topographie et relief du bassin versant

Le relief est un facteur essentiel, il détermine en grande partie l'aptitude au ruissellement des terrains et l'infiltration. En ce sens c'est l'un des principaux éléments dans l'explication du comportement hydrologique du bassin (Figures III.3 III.4).

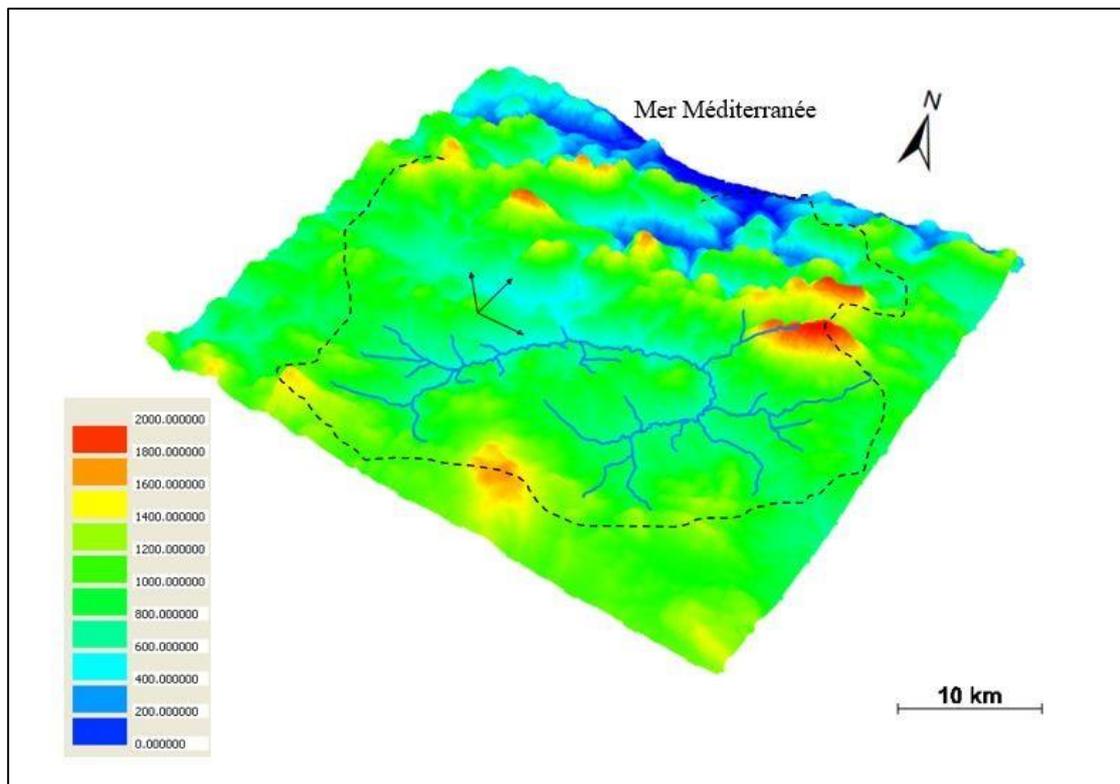


Figure III.3. Représentation 3D du bassin d'Agrioune

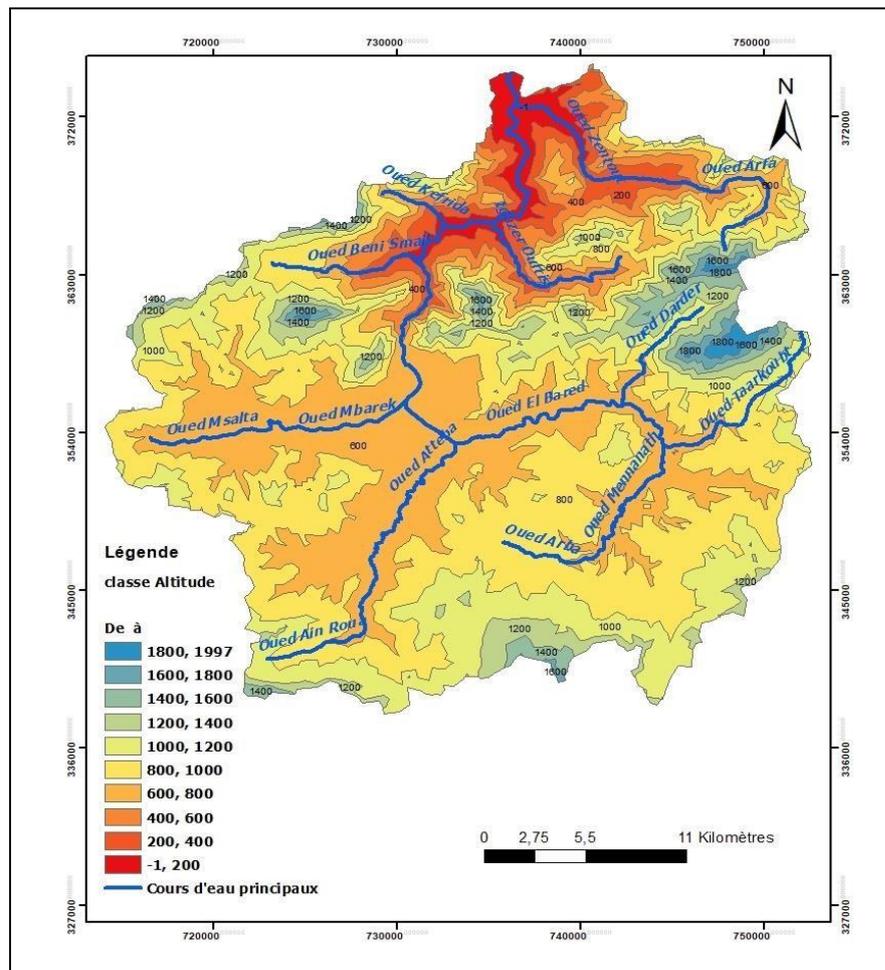


Figure III.4. Répartition des altitudes sur le bassin versant d'Agrioune

A la lumière des cartes représentées ci-dessus, le bassin versant d'Agrioune se caractérise par trois parties bien distinctes (figure III.5) :

- **Zone à basse altitude :** Cette zone est représentée par des plaines. Au Nord du bassin, on trouve les plaines d'Agrioune (Melbou et Souk El-Tenine) enserrées au sud par les monts de Sidi Djaber (1269 m), M'sbah (1364 m), Adrar Lâalam (1167 m) et du mont de Tachachit (1277 m) de la chaîne des Babor. Elle possède une surface environ 30 km² et d'une altitude inférieure à 200 m.
- **Zone des moyens reliefs :** représentée par les plateaux Sétifiens. C'est la partie sud du bassin versant d'Agrioune. Elle s'étend sur une surface d'environ 450 km², entre 400 et 1000 m d'altitude.
- **Zone des hauts reliefs :** Juste après la bande littorale (plaines), on accède à un relief très accidenté dominé par une série de djebels élevés connus sous le nom de la chaîne montagneuse des Babor. Le point le plus culminant du bassin se situe à 2004 m (djebel tababort). Les altitudes maximales de cette zone montagneuse dépassent les 1200 m : Djebel Megriss (1686 m), Adrar N'fad (1703 m), Adrar

Oumellal (1773 m), Djebel Babor (1833) et Djebel Takoucht (1896 m). La carte suivante représente la localisation de cette zone à fort relief.

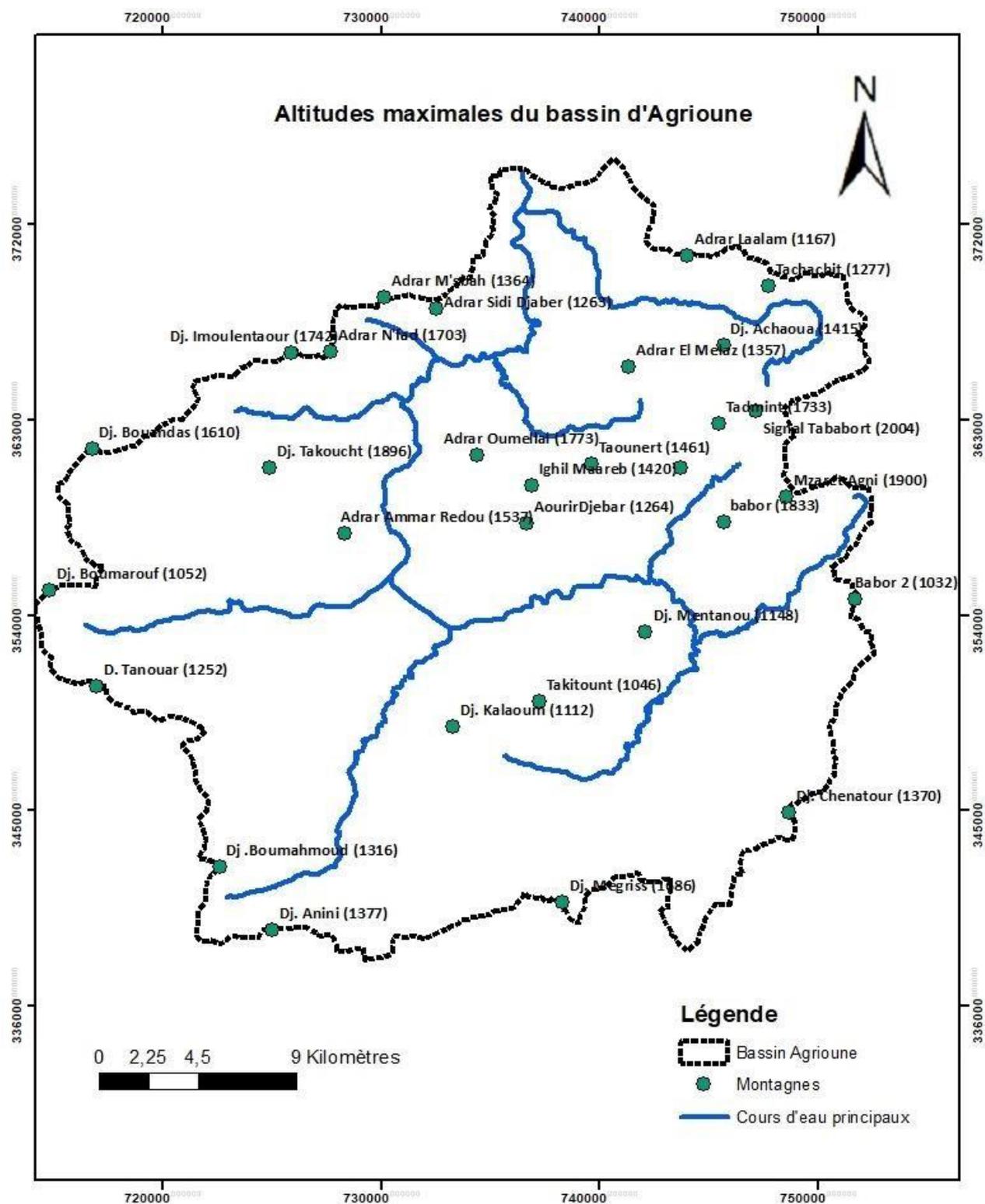


Figure III.5. Localisation des altitudes maximales sur les bassin Agrioune

La superficie du bassin versant d'Agrioune peut être décomposée en cinq entités principales (figure III.6):

- le bassin versant d'Agrioune supérieur (Surface drainée vers le barrage d'Ighil Emda) : 650 km² englobant lui-même les sous bassins suivants :
 - ○ Le sous bassin de l'Oued El Bared d'une superficie de 345 km²,
 - ○ Le sous bassin de l'Oued Atteba d'une superficie de 150 km² ;
 - ○ Le sous bassin de l'Oued Mbarek de 155 km² de surface
- le bassin versant de l'Oued Beni Smaïl à la confluence avec l'oued Agrioune : 45 km² ;
- le bassin versant d'Ighzer Oufis à la confluence avec l'oued Agrioune : 63km² ;
- le bassin versant de l'Oued Boulezazene à la confluence avec l'oued Agrioune : 97 km² ;
- des bassins versants intermédiaires d'apports diffus totalisant 105 km².

Il ressort de cette décomposition que le barrage d'Ighil Emda contrôle les 2/3 amont de l'ensemble du bassin versant de l'Oued Agrioune à Souk el Tenine.

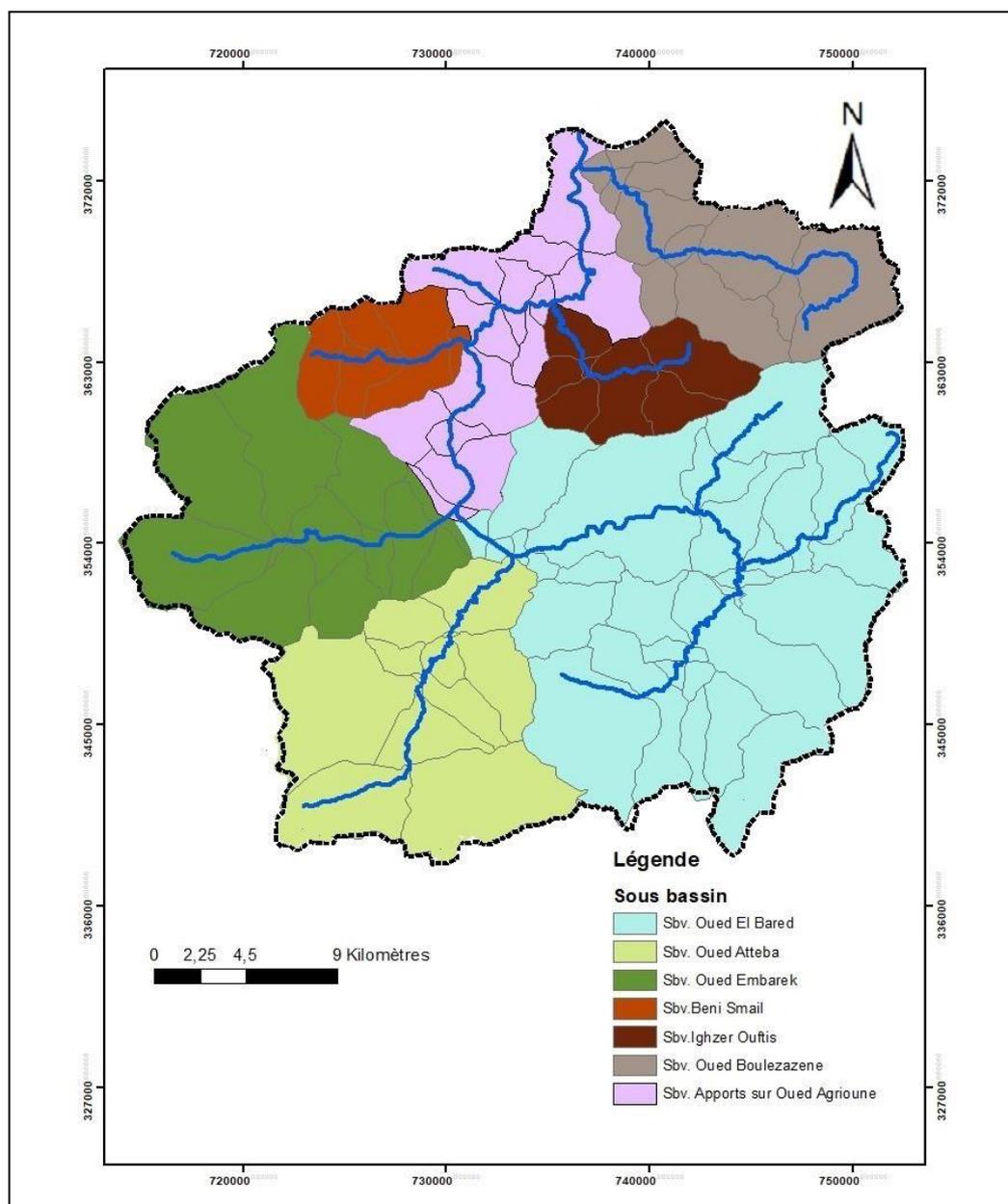


Figure III.6. Répartition des sous bassins versants du bassin d'Agrioune

3 CARACTERISTIQUES DU BASSIN VERSANT D'AGRIOUNE

Le bassin versant étant l'aire de réception des précipitations et d'alimentation des cours d'eau. Les principales caractéristiques physiographiques et géomorphologiques d'un bassin versant ont une importance majeure car elles interviennent, et souvent d'une façon combinée, dans les modalités de l'écoulement superficiel. Les caractéristiques physiques d'un bassin versant influencent fortement sa réponse hydrologique et notamment le régime des écoulements en période de crue ou d'étiage.

Le bassin versant étudié dans le présent travail est caractérisé par un contour quelconque, il est déterminé à partir des cartes topographiques à l'échelle 1/50 000^{ème}

géoréférencées sous un SIG, en suivant la ligne conventionnelle de partage des eaux. La figure III.2 présente la délimitation du bassin versant en question. Le comportement hydrologique d'un bassin versant est influencé par les facteurs physiographiques suivants :

3.1 Caractéristiques physiques

3.1.1 Surface et périmètre

La surface du bassin d'un cours d'eau donné en un point de celui-ci est l'aire limitée par le contour, à l'intérieur duquel l'eau précipitée se dirige vers ce point. La superficie d'un bassin versant est une dimension importante à connaître, car elle est la base de tous les calculs hydrologiques (Bilan, module, débit spécifique, ... etc). La mesure de cette surface suppose d'abord la délimitation du bassin par la ligne de partage des eaux qui est matérialisée par les lignes de crêtes.

Les limites du bassin versant Agrioune sont très nettes en zones montagneuses où les reliefs sont très apparents, ils ne sont pas de même pour les plaines à topographie plane et aux formations superficielles perméables.

La surface du bassin versant peut-être mesurée par superposition d'une grille dessinée sur papier transparent, par l'utilisation d'un planimètre ou, mieux, par des techniques de digitalisation.

Dans notre cas, on a utilisé le logiciel Arc Map de la suite Arc-Gis pour l'évaluation de la superficie ainsi que le périmètre du bassin versant. Surface = 960 Km² , Périmètre = 163 Km

3.1.2 Indice de compacité de GRAVELIUS

L'indice de compacité de GRAVELIUS est défini comme le rapport du périmètre du bassin à celui d'un cercle de même surface. Il s'exprime par :

$$K_c = 0,28 \times \frac{P_b}{\sqrt{S_b}} \quad (\text{III.1})$$

Où : P_b : Périmètre du bassin versant (Km).

S_b : Surface de l'aire du bassin (Km²)

$$K_c = 1.47$$

Une telle valeur ($K_c=1,47$) correspond à un bassin versant de forme peu allongée $1 < K_c < 1,5$ ce que montre bien le schéma du bassin versant (Figure (III.2)).

Une autre façon de caractériser l'allongement est de calculer le rectangle équivalent selon ROCHE (bassin versant de forme rectangulaire de même superficie et ayant le même indice de compacité).

3.1.3 Rectangle équivalent

Le rectangle équivalent ou rectangle de GRAVELIUS correspond à une transformation purement géométrique du bassin versant. Il prend alors une forme rectangulaire tout en gardant la même superficie, le même périmètre, le même indice de compacité et par conséquent la même répartition hypsométrique. Dans ce cas, les courbes de niveau deviennent parallèles aux côtés du rectangle équivalent. La climatologie, la répartition des sols, la couverture végétale et la densité de drainage restent inchangées entre les courbes de niveau.

Plus un rectangle équivalent est allongé moins il sera drainé. Les dimensions du rectangle équivalent sont déterminées par les formules suivantes :

$$\text{Longueur : } L_r = \frac{K_c \sqrt{S_b}}{1.12} \left(1 + \sqrt{1 - \left(\frac{1.12}{K_c} \right)^2} \right) \quad (\text{III.2})$$

$$\text{Largeur : } l_r = \frac{K_c \sqrt{S_b}}{1.12} \left(1 - \sqrt{1 - \left(\frac{1.12}{K_c} \right)^2} \right) \quad (\text{III.3})$$

Avec,

K_c : Indice de compacité de GRAVELIUS.

S_b : Superficie du bassin versant en (Km²).

L_r : Longueur du rectangle équivalent en (Km).

l_r : Largeur du rectangle équivalent en (Km).

$L_r = 65.19 \text{ Km}$, $l_r = 14.30 \text{ Km}$.

3.1.4 Paramètres de relief

La plupart des facteurs météorologiques et hydrologiques sont en fonction de l'altitude car c'est de la pente du relief dont dépend le gradient pluviométrique et thermique, ainsi que la vitesse d'écoulement qui sera en principe plus importante en montagne qu'en plaine.

Courbe hypsométrique

Le relief est également caractérisé par la courbe hypsométrique du bassin versant. Cette dernière qui fournit une vue synthétique de la pente du bassin, représente la répartition de la surface du bassin versant en fonction de son altitude. Elle porte en abscisse la surface (Ou le pourcentage de surface) du bassin qui se trouve au-dessus (Ou en dessous) de l'altitude représentée en ordonnée. La courbe hypsométrique du bassin

donne ainsi le pourcentage de la superficie du bassin versant situé au-dessus d'une altitude donnée.

Les surfaces partielles, comprises entre les courbes de niveau sont calculées sur la base d'informations topographiques des cartes au 1/50 000^{ème}. Le calcul s'est fait sur Arc Map.

Les figures (III.7 et III.8) ci-dessous présentent la courbe hypsométrique et la courbe des fréquences altimétriques. Ces représentations montrent l'importance et la distribution de chaque tranche d'altitude dans le bassin étudié.

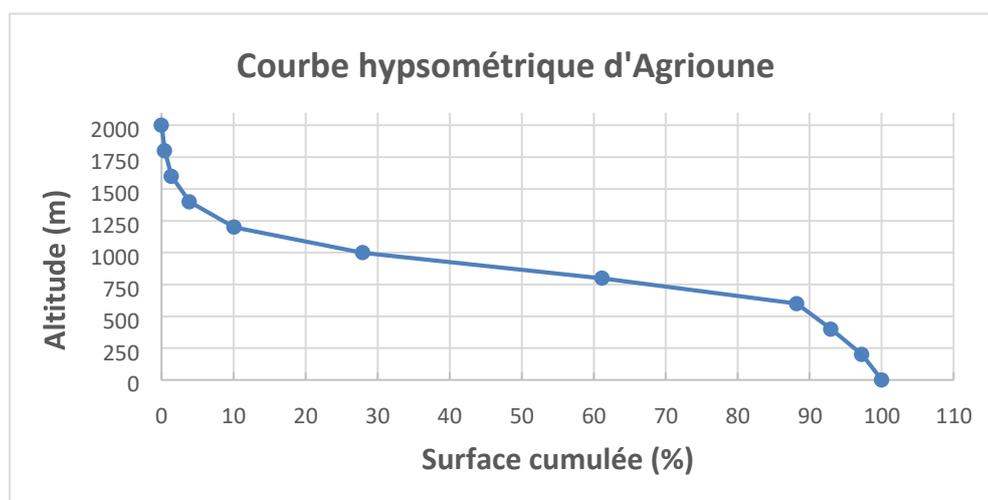


Figure III.7. Courbe hypsométrique du bassin versant d'Agrioune

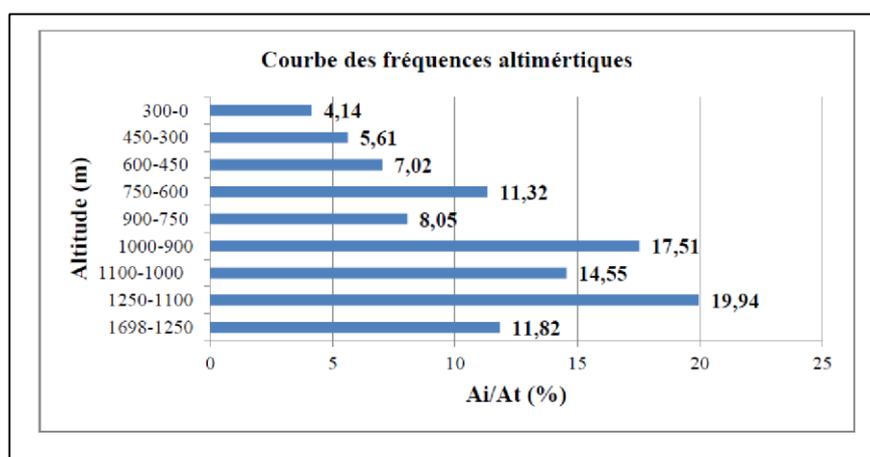


Figure III.8. Courbe des fréquences altimétriques du bassin versant d'Agrioune

Les altitudes caractéristiques

Les altitudes minimale et maximale

Elles sont obtenues à partir des cartes topographiques. L'altitude maximale représente le point le plus élevé du bassin tandis que l'altitude minimale représente le point le plus bas, généralement à l'exutoire.

L'altitude moyenne

L'altitude moyenne se déduit de la courbe hypsométrique ou de la lecture d'une carte topographique. On peut la définir en divisant le volume montagneux par la surface du bassin versant.

$$H_{moy} = \frac{\sum(S_i \times H_i)}{S_b} \quad (III.4)$$

Où,

- S_i : Surface partielle entre deux courbes de niveau (Km^2).
- H_i : Altitude moyenne de l'aire comprise entre deux courbes de niveau (m).
- S_b : Surface totale du bassin versant (Km^2).

$$H_{moy} = 966.56 \text{ m}$$

Le bassin d'Agrioune atteint 2004 m à son point culminant au sommet de Djebel Tababort, tandis que le point le plus bas correspond au niveau de la mer. L'altitude moyenne sur l'ensemble du bassin est de 966.56 m.

Indice de pente global

C'est le rapport de la dénivelée défini sur la courbe hypsométrique, à la longueur du rectangle équivalent. Elle se calcule par la formule suivante :

$$I_g = \frac{H_{5\%} - H_{95\%}}{L_{CE}} \quad (III.5)$$

Où :

- I_g : Indice de pente global.
- $H_{5\%}$: Altitude à 5% de la surface du bassin versant (m).
- $H_{95\%}$: Altitude à 95% de la surface du bassin versant (m).
- L_{CE} : Longueur du cours d'eau (Km).

$$I_g = 21.37 \text{ m/km.}$$

L'indice de pente global permet de caractériser une pente représentative de la pente moyenne des versants.

Indice de pente moyenne

La pente moyenne est également une caractéristique intéressante, voire très importante, car, elle renseigne, graphiquement, sur la topographie du bassin. De plus, elle influence le débit de pointe lors d'une averse. A partir du rectangle équivalent, il est possible de déterminer la pente moyenne du bassin versant.

$$I_{moy} = \frac{H_{max} - H_{min}}{L_r} \quad (III.6)$$

Où,

- I_{moy} : Indice de pente moyenne (m/km).
- H_{max} : Altitude maximale du talweg le plus long (m).
- H_{min} : Altitude minimale du talweg le plus long(m).
- L_r : Longueur du rectangle équivalent (Km) $I_{moy} = 30.74$ m/km

Dénivelée spécifique

Elle est définie comme étant le produit de l'indice de pente global par la racine carrée de la surface du bassin versant. Elle se calcule comme suit :

$$D_s = I_g \times \sqrt{S_b} \quad (III.7)$$

Où,

- D_s : Dénivelée spécifique (m).
- I_g : Indice de pente global (m/Km).
- S_b : Surface du bassin versant (Km²).

$D_s = 662.12$ m, d'après la deuxième classification de l'ORSTOM (Office de Recherche Scientifique de Territoire d'Outre-Mer), la dénivelée spécifique du bassin d'Agrioune se trouve dans la classe R7 (Tableau AI.2, Annexe I), donc notre bassin a un relief très fort.

3.2 Réseau Hydrographique

3.2.1 Introduction

Un réseau hydrographique par définition est un ensemble hiérarchisé et structuré des chenaux qui assurent le drainage superficiel, permanent ou temporaire, d'un bassin versant ou d'une région donnée.

De par la nature et le sens d'écoulement des oueds, le territoire algérien juxtapose deux grands types de bassins hydrographiques.

- Au Nord, des bassins à écoulements exoréique (les oueds se jettent dans la mer méditerranéenne) et à régime quasiment pérenne ; exemple du bassin hydrographique côtiers Constantinois (11570 km²) ;
- Au Sud, des bassins à écoulement endoréique (les écoulements se jettent dans des dépressions fermées) et à régime quasi-temporaire ; exemple bassin hydrographique des Hauts plateaux Constantinois (9578 km²) (Mebarki, 2005)

Étant donné que le bassin d'Agrioune fait partie des côtiers constantinois de l'Ouest, donc son exutoire se jette dans la Méditerranée au niveau de la ville de Souk El Tenine.

3.2.2 Caractéristiques hydrographiques

Le bassin versant d'Agrioune peut être subdivisé en deux parties : (i) une partie supérieure en amont du barrage d'Ighil Emda ; (ii) et une partie inférieure en aval du même barrage.

Celle de l'amont du barrage d'Ighil Emda est composée des oueds suivants :

Oued El Bared : le plus long oued après celui de l'oued Agrioune. Il est composé de trois affluents, Oued Mennanath qui prend sa source depuis les monts du djebel Megriss,

Oued Berbeur qui démarre des monts des babors et le dernier Oued c'est celui d'Ed Dab qui vient des monts de Chenatour.

Oued Atteba : il est le résultat de la rencontre de deux grands affluents : oued Benzerig et draieur. Le premier prend sa source à partir des montagnes d'Annini et le deuxième des monts de djebel Boumahmoud au Sud de la Wilaya de Sétif.

Oued M'Barek : c'est le plus petit des 3 oueds. Son eau démarre des monts de Bouandas et de djebel Boumarouf et se jette dans le barrage d'Ighil Emda.

Ces trois oueds se rencontrent à l'endroit appelé Ighil Emda pour former le lac du barrage du même nom.

La partie aval du barrage est caractérisée par un apport de faible importance par rapport aux apports de l'amont. Les affluents les plus importants, de cette partie, sont :

- **Oued Beni Smail** : qui prend son origine des montagnes adrar N'fad et Djebel Takoucht et déverse dans la confluence avec Agrioune près de Bordj Mira ;
- **Ighzer Oufdis** : l'écoulement de l'eau de cet affluent démarre des monts de Tababart et arrive à la confluence avec oued Agrioune à Darguina ;
- **Oued Boulezazene** : c'est le plus long des trois affluents latéraux à oued Agrioune. Il prend sa source à partir des monts de Tachachit, de Djebel Achaoua et d'Adrar Laalam pour se jeter dans l'oued Agrioune près de la localité de Tizi l'Oued à 2 kilomètres avant l'exutoire du bassin d'Agrioune.

Tableau III.1. Caractéristiques hydrographiques du bassin d'Agrioune

Bassin	Ordre	1	2	3	4	5	6	7	Cours d'eau principal
Oued El Bared	Nombre	3400	907	164	42	8	2	1	
	Longueur (Km)	3060	1450	164	105	57	11	18	32.27
	Rc	3.74	5.53	3.90	5.25	4	2	-	
Oued Atteba	Nombre	1410	320	61	11	2	1	-	
	Longueur(Km)	1270	512	61	27	10	9.05	-	21.02
	Rc	4.40	5.24	5.54	5.5	2	-	-	
Oued Mbarek	Nombre	1230	391	70	15	6	1	-	
	Longueur (Km)	1107	626	70	38	20	7	-	13.16
	Rc	3.14	5.58	4.66	2.5	6	-	-	
Oued Beni Smail	Nombre	275	71	15	5	1	-	-	
	Longueur (Km)	113.1	40.5	17	13.5	3.8	-	-	9.57
	Rc	3.87	4.73	3	5	-	-	-	
Ighzer Oufdis	Nombre	407	84	13	5	1	-	-	
	Longueur (Km)	258	79.3	32.8	14.1	20.3	-	-	13.25
	Rc	4.84	6.46	2.6	5	-	-	-	
Oued Boulezazene	Nombre	913	205	33	6	1	-	-	
	Longueur (Km)	70	41.7	16.3	5.3	10	-	-	24.95
	Rc	4.45	6.21	5.5	6	-	-	-	
Agrioune Complet	Nombre	8954	2281	433	97	21	4	2	
	Longueur (Km)	6286.8	2814.6	417	228.2	127.6	26.3	49.1	62.7
	Rc	3.93	5.27	4.46	4.62	5.25	2	-	

Pour avoir une bonne visibilité de l'importance du chevelu hydrographique de notre bassin d'Agrioune, on s'est limité à l'ordre 5 (voir la carte du réseau hydrographique ci-après).

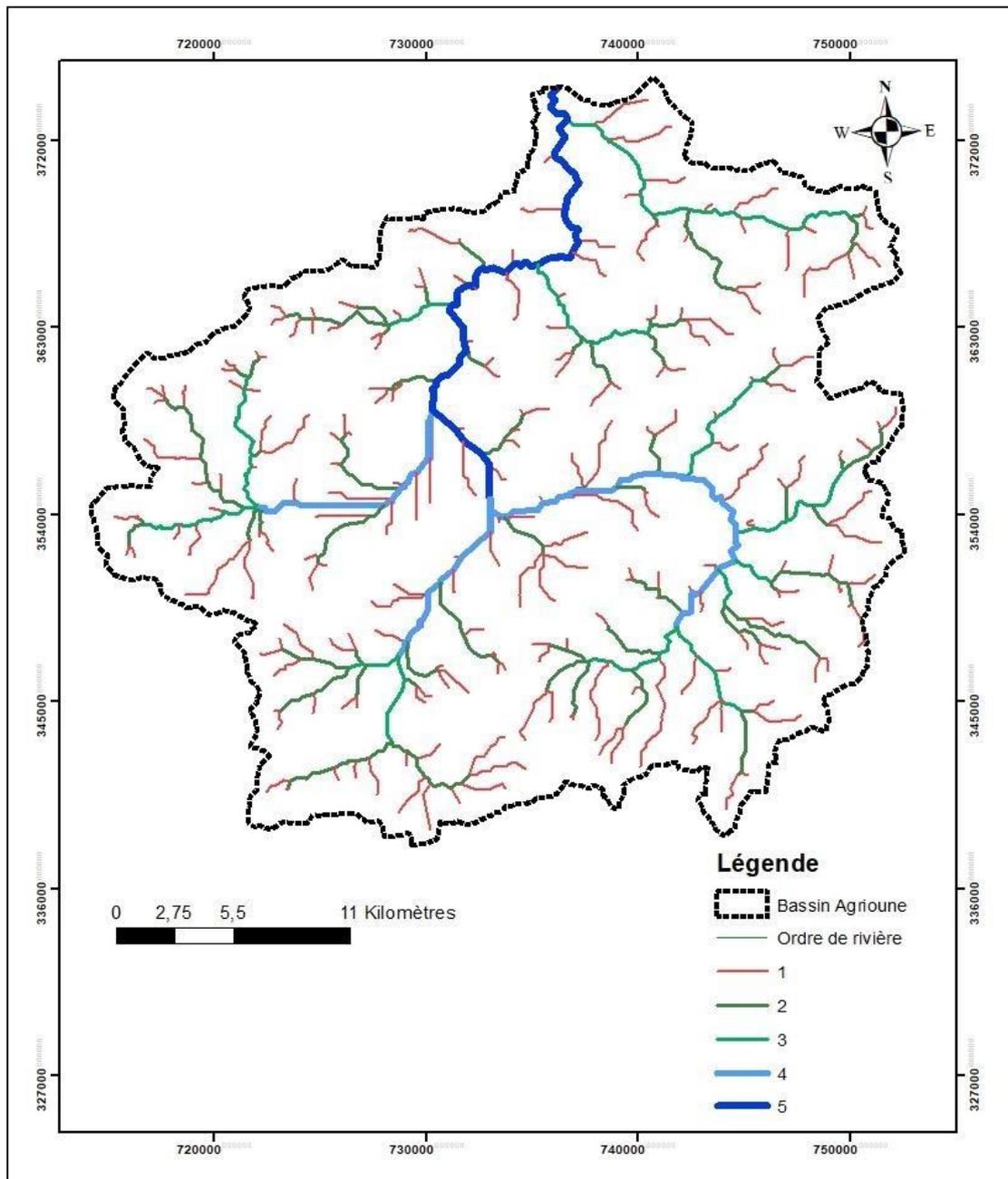


Figure III.10. Hiérarchisation du réseau hydrographique du bassin d'Agrioune

3.2.3 La densité de drainage,

Introduite par HORTON, elle correspond au quotient de la longueur totale des cours d'eaux par la surface du bassin versant. Elle dépend de la géologie (structure et lithologie), des caractéristiques topographiques du bassin versant et, dans une certaine mesure, des conditions climatiques et anthropiques. En pratique, les valeurs des densités de drainage varient de 3 à 4 pour des régions où l'écoulement n'a atteint qu'un développement très limité et se trouve centralisé. Elles dépassent 1000 pour certaines zones où l'écoulement est très ramifié avec peu d'infiltration.

Elle est donnée par la relation suivante (Laborde, 2000):

$$D_d = \frac{\sum L_i}{S_b} \quad (\text{III.8})$$

Où,

- D_d : Densité de drainage en (Km/Km²).
- $\sum L_i$: Longueur totale cumulée de l'ensemble des talwegs (Km).
- S_b : Superficie du bassin versant (Km²).

$D_d = 10.92 \text{ Km/Km}^2$ pour l'ensemble du bassin.

Le résultat trouvé montre que la densité de drainage du bassin d'Agrioune est élevée. Elle traduit l'existence de terrain imperméables favorisant le ruissellement et une ramification de l'écoulement surtout dans la partie supérieure du bassin.

3.2.4 Le coefficient de torrentialité

C'est le produit de la densité de drainage par la fréquence des talwegs élémentaires. Il est obtenu par la formule suivante (Laborde,2000) :

$$C_t = \frac{N_1}{S_b} \times D_d \quad (\text{III.9})$$

Où,

- C_t : Coefficient de torrentialité.
- D_d : Densité de drainage (Km/Km²).
- N_1 : Nombre de talwegs d'ordre 1.
- S : Surface du bassin versant (Km²).

$C_t = 132$

3.2.5 Temps de concentration

Le temps de concentration est un paramètre important caractérisant le ruissellement. C'est le temps mis par une particule d'eau tombée sur le point le plus éloigné du bassin versant pour arriver à l'exutoire. Il s'exprime en heures.

Bien que, ce paramètre intervient pour l'étude des crues, le temps de concentration est largement utilisé comme paramètre hydrologique de grande importance qui sert aussi à la comparaison des bassins différents.

De nombreuses approches existent pour caractériser le temps de concentration d'un bassin versant. Ces approches donnent des résultats évidemment différents et ne peuvent donner qu'un ordre de grandeur du temps de concentration. Ce temps de concentration permet une comparaison entre bassins versants et constitue ainsi un paramètre représentatif de ses caractéristiques morphologiques. Nous avons utilisé les formules empiriques suivantes :

▪ **Turraza** : $t_c = 0,1 \cdot \frac{\sqrt[3]{S \cdot L}}{\sqrt{p}}$ (III.10);

▪ **Ventura** : $t_c = 0,1272 \cdot \sqrt{\frac{S}{p}}$ (III.11) ;

▪ **Kirpich** : $t_c = 32,45 \cdot 10^{-5} \cdot (1000 \cdot L)^{0,77} \cdot \left(\frac{H_{\max} - H_{\min}}{1000 \cdot L} \right)^{-0,385}$ (III.12)

▪ **Sogreah** : $t_c = 0,075 \cdot S^{0,35} \cdot C^{-0,35} \cdot \sqrt{p}$ (III.13)

▪ **Giandotti** : $t_c = \frac{4 \cdot \sqrt{S} + 1,5 \cdot L}{0,8 \cdot \sqrt{H_{\text{moy}} - H_{\min}}}$ (III.14)

Tableau III.2. Temps de concentration du bassin versant de l'oued Agrioune et de ses sous-bassins.

Bassin versant	K _c	H _{moy} (m)	H _{min} (m)	Temps de concentration				
				Turazza	Ventura	Kirpich	Sogreah	Giandotti
SB Agrioune supérieur(Ighil Emda)	1,63	920	350	22,7 h	24,3 h	6,42 h	8,8 h	8,75 h
SB Beni Smaïl	1,18	873	158	2,55 h	2,6 h	1,26 h	1,4 h	2,06 h
SB Ighzer Oufdis	1,27	869	125	3,36 h	3,0 h	1,97 h	1,6 h	2,63 h
SB Bourzazene	1,41	721	10	5,2 h	4,7 h	3,45 h	2,3 h	3,77 h
Bassin Agrioune (complet)	1,47	966	0	31,83 h	30,3 h	9,75 h	10,4 h	9,5 h

Il est noté une forte dispersion des valeurs calculées par les différentes formules. Nous prenons les valeurs les plus proches obtenues à partir ces formules pour calculer leur moyenne. T_c =9.89 Heures

3.2.6 Vitesse de concentration

C'est la vitesse moyenne de propagation de la crue, elle est fonction de plusieurs facteurs (Pente, étendue du lit et hiérarchisation du chevelu hydrographique), elle constitue un élément fondamental dans l'évolution spatiale des crues. Elle est calculée par la formule suivante :

$$V_c = \frac{L_{CE}}{T_c} \quad (III.15)$$

Où,

V_c : Vitesse de concentration (Km/h).

L_{CE} : Longueur du cours d'eau principal (Km).

T_c : Temps de concentration (h).

- $V_c = 6,35 \text{ Km/h}$

Nous récapitulons dans le tableau ci-dessous les principales caractéristiques du bassin versant d'Agrioune objet de notre étude :

Tableau III.3. Récapitulation des caractéristiques morphométriques du bassin versant d'Agrioune

Paramètre	Unité	Symbole	valeur
Surface	Km ²	S _b	960
Périmètre	Km	P _b	163
Indice de compacité	-	K _c	1.47
Longueur Cours d'eau	Km	L _{CE}	62.7
Altitude maximale	m	H _{max}	2004
Altitude moyenne	m	H _{moy}	966.56
Altitude minimale	m	H _{min}	0
Altitude médiane	m	H _{50%}	820
H _{5%}	m	H _{5%}	1300
H _{95%}	m	H _{95%}	300
Longueur rectangle équivalent	Km	L _r	65.19
Largeur rectangle équivalent	Km	l _r	14.30
Indice de pente global	m/Km	I _g	21.37
Indice de pente moyenne	m/Km	I _{moy}	30.74
Dénivelée spécifique	m	D _s	662.12
Densité de drainage	Km/Km ²	D _d	10.92
Coefficient de torrentialité		C _t	132
Temps de concentration	Heure	T _c	9.89
Vitesse de concentration	Km/Heure	V _c	6.35

3.2.7 Conclusion sur les caractéristiques du bassin versant

Les résultats des caractéristiques morphométriques, montrent que la densité de drainage est assez importante, d'où le réseau est très développé, de plus le coefficient de torrentialité semble assez élevé ceci est dû vraisemblablement au nombre

considérable de talwegs de premier ordre ainsi que les sinuosités qu'ils forment. Quant au temps de concentration, il semble très important, puisque le temps qu'a mis une particule d'eau pour arriver à l'exutoire est de 6 h et demi. Ceci, explique la complication des chenaux qui traversent les différentes structures et formations d'une part et la forme du bassin versant. Et d'autre part, sachant que la longueur du talweg principal est d'environ 62 km. Les altitudes médiane et moyenne du bassin versant ne sont pas proches, ce qui traduit un manque d'équilibre dans l'évolution morphologique du bassin versant.

4 CADRE GEOLOGIQUE

4.1 Introduction

La géologie est une étape nécessaire et importante dans l'étude hydrologique, hydrogéologique, hydrochimique, ...etc. La lithologie, la tectonique et la structure jouent un rôle primordial dans la détermination des zones perméables et imperméables conditionnant la présence des aquifères, la circulation de l'eau souterraine et de surface, le tracé des cours d'eau, ...etc.

Le secteur étudié, dans ce travail, fait partie intégrante du domaine externe. Il est localisé dans la partie Nord - orientale de l'Algérie. Cette dernière appartient à la branche Sud de la chaîne dénommée « **Maghrébides** » qui s'étend sur environ 2000 Km, entre le détroit de Gibraltar à l'Ouest et la Sicile et la Calabre à l'Est (Figure III.11). Le domaine de la chaîne des Maghrébides a connu des phases de déformations méso-cénozoïques qui ont abouti à la mise en place des nappes de charriage. C'est le domaine des nappes ou domaine allochtone.

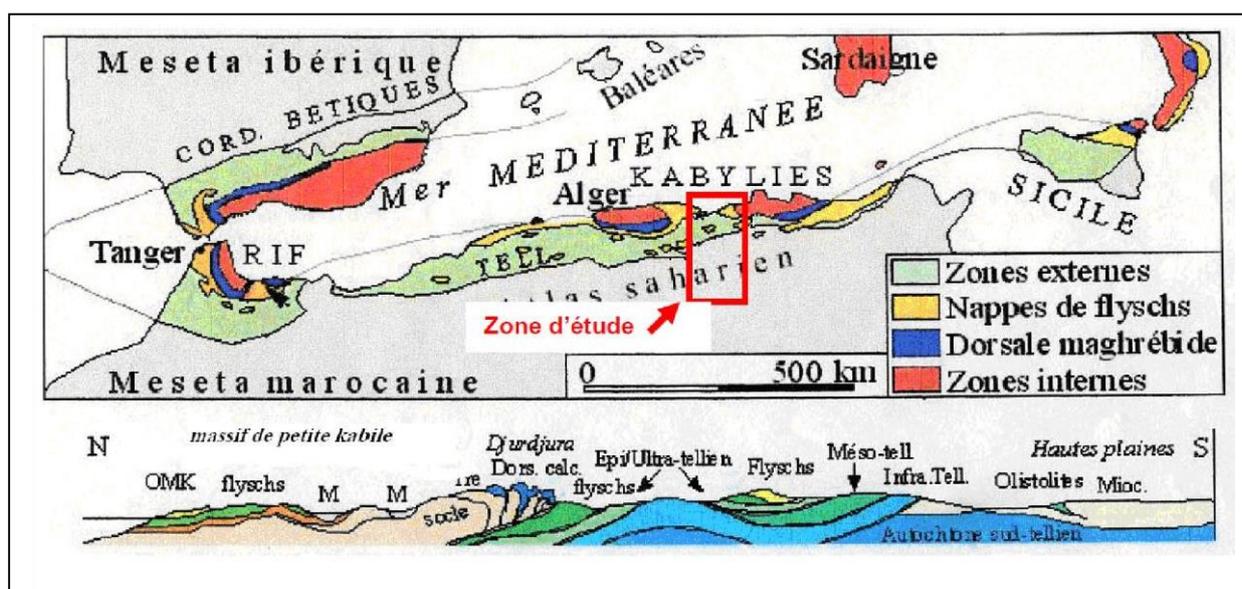


Figure III.11. Schéma structural de la Méditerranée occidentale

4.2 Contexte géologique

4.2.1 Disposition générale dans la chaîne alpine

La chaîne des Maghrébides ou la chaîne alpine d'Afrique du Nord fait partie de l'orogénèse alpine périméditerranéenne (Durand Delga, 1969). Si on considère une coupe transversale de la chaîne alpine à l'échelle de la méditerranée occidentale, on rencontre dans ce domaine en forme d'anneau aplati la distribution suivante (Figure III.11) :

Une zone interne, située à l'intérieur de l'anneau et représentée aujourd'hui par des massifs dispersés le long de la côte méditerranéenne, cette dernière est caractérisée par la prédominance des affleurements métamorphiques. Latéralement, apparaissent successivement :

- Les séries sédimentaires du Secondaire et du Tertiaire qui constitue la chaîne calcaire sous forme de bande étroite et discontinue ;
- La zone externe ou zone de nappes.
- A l'extérieur, ce sont les domaines paraautochtones et autochtones : Mésétas Ibérique et Marocaines auxquelles on peut rattacher en Algérie, l'ensemble Atlasique.

4.2.2 Disposition particulière en Algérie

De nombreux travaux (Durand Delga, 1969), (Raoult, 1974), (Vila, 1980), (Wildi, 1983) sur l'Algérie du Nord, ont pu mettre en évidence plusieurs unités tectoniques qui se présentent schématiquement du Nord au Sud (Figure III.11) :

Le domaine interne

Appelé aussi socle kabyle ou Kabylyde, ce dernier est composé de massifs cristallophylliens métamorphiques (gneiss, marbres, amphibolites, micaschistes et schistes) et d'un ensemble sédimentaire paléozoïque peu métamorphique. Ce socle affleure d'Ouest en Est dans les massifs du Chenoua, d'Alger, de la Grande Kabylie et de la petite Kabylie. Ce dernier, avec 120 km de long et de 30 km de large, constitue le plus large affleurement du socle Kabyle en Algérie. Le socle est par endroit recouvert en discordance par des dépôts détritiques (principalement des molasses conglomératiques) d'âge Oligocène supérieur – Miocène inférieur, appelés Oligo-Miocène Kabyle.

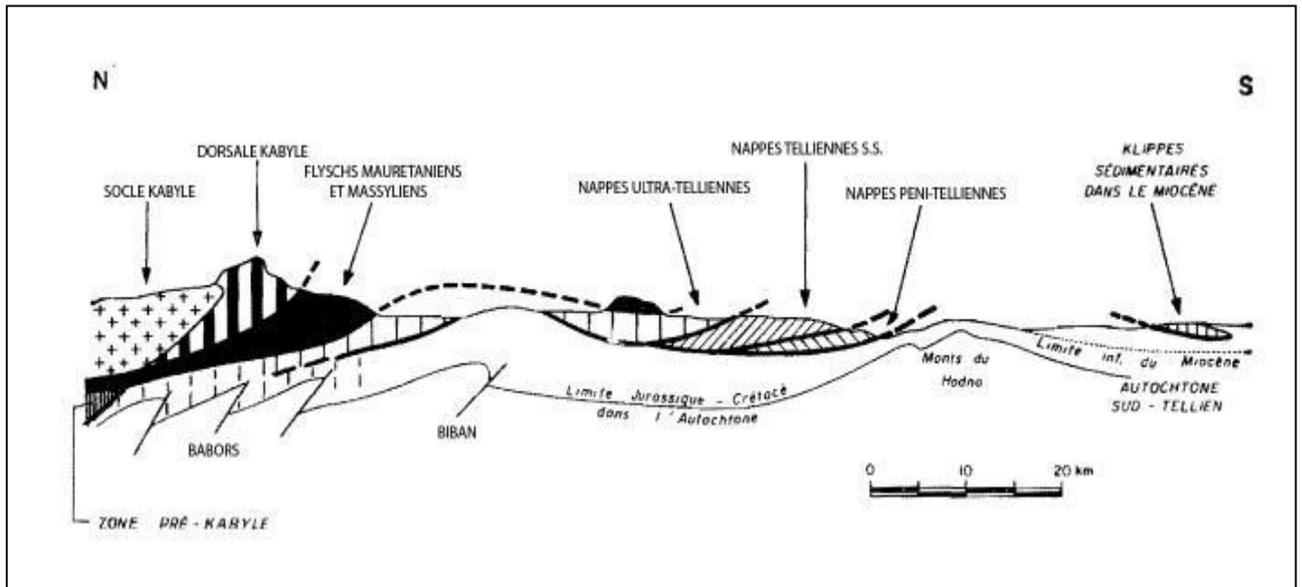


Figure III.12. Rapports structuraux entre les différentes unités de la chaîne des Maghrébides

Le socle kabyle est bordé au sud par les unités mésozoïques et cénozoïques de la **Dorsale Kabyle** appelée parfois « **chaîne calcaire** » à cause de l'importance du Jurassique inférieur calcaire. Ce domaine est exceptionnellement étroit et ne dépasse jamais quelques kilomètres de largeur. Le premier affleurement de la dorsale kabyle en Algérie est situé au cap Ténès. On la retrouve ensuite dans le massif du Chenoua puis au Sud Est d'Alger où elle constitue d'importants reliefs sur plus de 125 km de long (massifs de Larba, du Bou Zegza et du Djurdjura). Elle apparaît ensuite au Nord de Constantine (Djebel Sidi Dris) et on la suit sur 90 km jusqu'au Sud d'Annaba (Zit Emba). La dorsale kabyle se présente sous forme d'écailles d'âge permo-triasiques à Eocène moyen (Lutétien). Du point de vue lithologique, ces formations comprennent des calcaires du Lias et de l'Eocène, des dolomies du Trias au Lias inférieur et des grès du Permo-Trias. La dorsale kabyle a été subdivisée du Nord au Sud en trois unités qui se différencient par le faciès et l'épaisseur des calcaires : dorsale **interne**, **médiane** et **externe**.

En général, les faciès traduisent des conditions de sédimentation de plus en plus profondes lorsque l'on passe des formations de la dorsale interne (dépôts littoraux ou épicontinentaux) à celles de la dorsale médiane (dépôts marneux et plus profonds du Crétacé à l'Eocène) puis aux formations de la dorsale externe (qui montrent souvent des radiolarites au Dogger-Malm) (Bouillin, 1986). Du côté sud, un contact anormal sépare la dorsale kabyle du domaine des flyschs. Les formations du domaine interne chevauchent le domaine des flyschs et le domaine externe tellien.

Le domaine externe

Appelé aussi domaine Tellien. Il est constitué par un ensemble de nappes allochtones pelliculaires constituées principalement de marnes d'âge Crétacé moyen à Néogène et qui ont été charriées sur une centaine de kilomètres vers le Sud. On distingue du Nord au Sud : (i) **les nappes ultra-telliennes**, aux formations bathyales de Crétacé et de l'Eocène et une série plus détritique au Sénonien et à l'Eocène. Elles présentent des caractères proches de ceux du flysch massylien. Comme exemple à ce type de nappes, la nappe de Barbacha qui occupe une grande partie de la baie de Béjaia (ii) **les nappes tellienne**, sensu-stricto formées de Lias de plate-forme surmonté de Jurassique plus marneux, puis par le Crétacé qui, détritique, devient marneux à argilo-calcaire et enfin, l'Eocène aux marnes épaisses. Cette série de nappes est représentée par la nappe d'Erraguene. (iii) **les nappes peni-telliennes**, dont les séries néritiques du Crétacé à l'Oligocène sont carbonatées et marneuses. Les nappes péni-telliennes, définies dans l'Est algérien, présentent des caractères proches de ceux du néritique constantinois. L'unité la plus répandue est la nappe de Djemila.

Nappe de Beni Abdallah

Cette nappe affleure de loin l'axe Sétif-Souk El Tenine, elle est constituée des klipptes de Beni Abdallah et de Ras El-Fedh Nord de Ain-Roua et un lambeau sous le numidien du Djebel Chouf Karoun.

Dans le domaine externe, il existe des unités encore plus externes et d'allochtonie notable, mais moindre, structurées au Miocène moyen qu'on appelle séries de l'avant pays allochtone ou tellien et se placent entre les nappes telliennes au Nord et l'autochtone ou para-autochtone atlasique au Sud. On distingue ainsi d'Ouest en Est : (i) **l'ensemble allochtone sud-sétifien** (séries des Djebels Guergour, Anini, Zdimm, Youssef, Braou, Tnoutit, Sékirine, Tafourer, Agmérrouel, Zana, Azraouat, Hammam, Ain el Ahdjar, Koudiat Tella et série supérieure du Djebel Kalaoun) à matériel carbonaté et marneux du Jurassique au Miocène, et qui apparaît plus à l'ouest dans la fenêtre des Azerou dans la région des Biban. Il se présente sous la forme d'un vaste empilement d'écaillés limité par des accidents cisaillant (ii) la « **nappe néritique constantinoise** », à matériel carbonaté épais et massif du Jurassique-Crétacé, et, plus au sud, (iii) l'unité des « **écaillés des Sellaoua** », dont le Crétacé possède des faciès de bassin.

Les deux domaines externe et interne se sont affrontés suite au rapprochement des plaques africaine et européenne. Ceci a conduit à la fermeture du bassin des flyschs et celle du sillon tellien, l'écaillage de la dorsale kabyle et le déplacement des flyschs et des unités telliennes en nappes pelliculaires loin vers le sud.

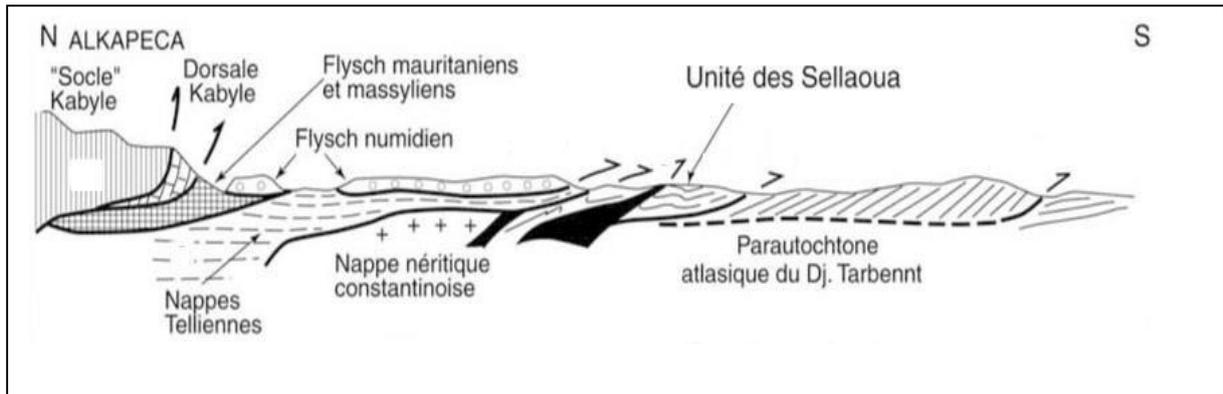


Figure III.13. Coupe générale synthétique des Maghrébides de l'Est algérien (région du Constantinois)

Le domaine des nappes telliennes (baboriennes et bibaniques) affleure depuis la mer (Golf de Béjaïa) et occupe de vastes étendues jusqu'au sud de Sétif.

- Au Nord, affleurent des nappes baboriennes et ultra-telliennes, constituées de terrains allochtones dont la structure a été définie d'abord suivant une subdivision géographique, puis l'organisation de cet édifice structural fût délimité par Leikine et al. (1975) en plusieurs nappes superposées ;
- La nappe de Barbacha et les unités de Brek-Gouraya-Aghbalou (haut-tellien) ;
- Les unités d'Erraguène-Dra El Arbaa les unités de Béni Abdellah (mi-tellien) ;
- La nappe du djebel Babor-Beni Ouartilane (Bas-tellien) ;
- Les nappes bibaniques.

Les séries impliquées dans ces unités vont du Trias à l'Eocène (Wildi, 1983). Les unités supérieures (Barbacha et Brek-Aghbalou) montrent un Crétacé supérieur à brèche et un Sénonien discordant sur le Jurassique, tandis que le Crétacé supérieur des séries méridionales est marneux et faiblement conglomérique.

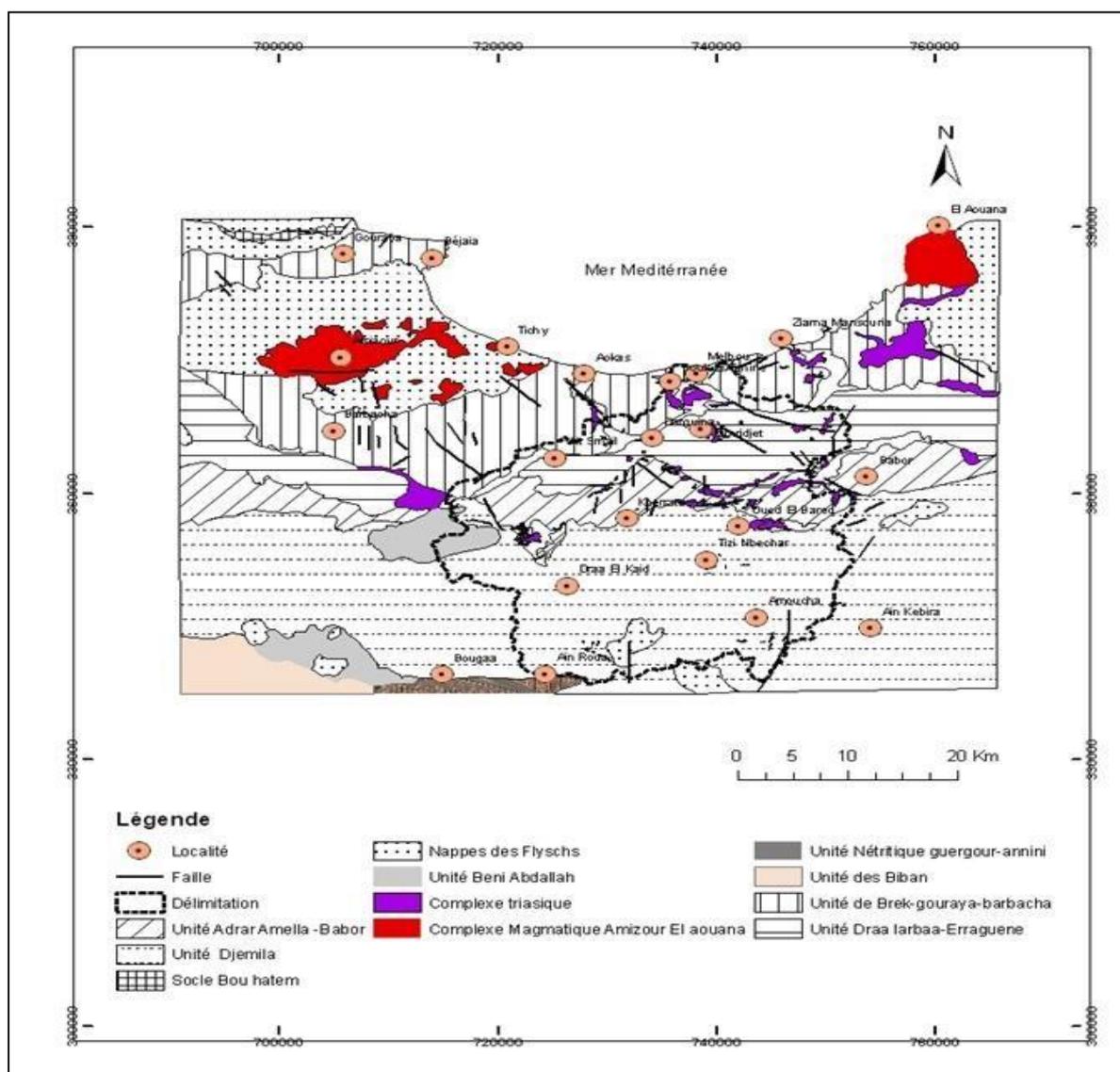


Figure III.14. Les unités structurales des Babors et du Tell Nord-Sétifien

4.3 Cadre Stratigraphique et lithologique

Du point de vue stratigraphique, le bassin versant d'Agrioune est constitué de plusieurs formations, en partant de la plus ancienne, est la suivante :

Trias-Jurassique : à la fin du Trias et au début du Jurassique, s'opère l'ouverture de l'océan mésogéen « Téthys » dans des conditions de distension due à l'ouverture simultanée de l'Atlantique et de la disjonction des plaques africaine et européenne. Les roches plutoniques basiques triasiques (diabases, gabbros...) sont probablement les indices de l'extension de la croûte continentale du continent africain. Une vaste étendue du continent lui-même était couverte par la mer néritique, comportant de multiples lagunes et bassins fermés dans lesquels se déposaient des sédiments néritiques : gypses, argiles bariolées et grés micacés.

La forte salinité de ces bassins et la température élevée des eaux contribuaient à la dolomitisation des roches carbonatées, marquant particulièrement le Jurassique précoce.

Au Lias précoce, se forment des séries de dolomies et de calcaires massifs, parfois subrécifaux. A partir du Lias tardif, la sédimentation acquiert un caractère rythmique, s'exprimant par l'alternance de minces lits de roches carbonatées et argileuses. Un processus de silification prend de l'extension. Au Jurassique supérieur, les calcaires prédominent avec une augmentation considérable de l'épaisseur totale des terrains, variant par endroits, témoignant de différentes vitesses et du degré de subsidence du fond marin. L'épaisseur moyenne du Jurassique reste relativement constante, entre 800 et 1200 mètres.

Crétacé précoce : malgré l'interruption de la sédimentation marquant la limite entre le Jurassique et le Crétacé, le caractère général au Crétacé précoce est similaire au Jurassique tardif. Le Néocomien, tout comme le Jurassique supérieur, est constitué de marnes et de calcaires argileux. Le Néocomien repose en discordance majeure, avec des conglomérats de base sur les différentes séries jurassiques. La coupe devient de plus en plus argileuse au cours du Barrémien, de l'Aptien, de l'Albien et à l'Albien moyen, apparaissent des niveaux gréseux. Au Crétacé précoce, le bassin marin qui constituait une étendue unique se subdivise en une série de cuvettes de sédimentation fermées ou communiquant entre elles, limitées par des élévations.

Crétacé tardif-Eocène : l'histoire de cette période apparaît comme une succession d'événement résultant de l'interaction de la plate-forme africaine et du microcontinent. Toutefois, il est difficile de se prononcer sur ces événements, notamment au Néocrétacé-Eocène vue l'absence des dépôts de cet âge.

Oligocène-Quaternaire : cette période peut être considérée comme une étape évolutive orogénique du territoire. Les déformations plissées les plus intenses et les plus fréquentes, accompagnée de chevauchements et de mise en place de nappes tectoniques déplacées à des distances variables, se sont manifestées durant le stade éo-orogénique de l'évolution (de la fin de l'Eocène tardif au milieu du Miocène inférieur, soit 37 à 25 Millions d'années).

Les roches réagissent en fonction de leurs propriétés physico-mécaniques et des contraintes compressives qui leur sont appliquées. Ceci se traduit par la mise en place de différents accidents plicatifs et cassants. A l'étape éo-orogénique de l'évolution, la plupart des structures plissées de la région prennent une orientation 50° à 60° Nord-Est.

Le Miocène précoce : après l'étape de la mise en place des nappes, l'étape tardiorogénique, est marquée par une activité magmatique se développant le long des

structures, jalonnant la bordure du continent africain. La montée du magma a contribué au soulèvement des reliefs et des édifices montagneux les plus proches de l'Atlas Tellien.

Le pliocène : il s'est produit l'affaissement des parties périphériques de la mer Méditerranée à la suite d'une subsidence intense du fond marin, avec formation de bassins pélagiques, touchant particulièrement la zone magmatique d'Oued Amizour-El Aouana.

Le Quaternaire : l'ensemble du territoire est marqué par l'approfondissement des cuvettes, l'acquisition de traits conférant au bassin son aspect actuel, la formation du relief, des terrasses fluviatiles et marines, l'individualisation des structures tectoniques sur le continent.

Les séismes et les résurgences des eaux thermales, associées aux alignements des failles témoignent de l'intense activité tectonique qui se poursuit à l'heure actuelle.

Il occupe le fond de la cuvette creusée par les différents Oueds jusqu'à l'embouchure dans la plaine d'Agrioune à Souk El Tenine. Essentiellement, il est caractérisé par des alluvions constituées de galets, graviers et sables avec des intercalations argileuses. Les éléments grossiers sont essentiellement calcaires et gréseux. Leur épaisseur maximum reconnue est de 32 m dans la région de Souk El Tenine.

4.4 La géologie locale

La chaîne des Babors dessine une limite franche entre le bassin amont de l'oued Agrioune à Kherrata et son aval situé en Nord.

Le bassin amont de l'oued Agrioune occupe des formations caractéristiques de la nappe de Djemila. Ces formations sont dominées par la présence de marnes noires, de calcaires et de calcaires marneux qui façonnent un relief mou. On y retrouve par ailleurs des formations d'âge éocène formées de roches tendres (schistes et calschistes). Les versants sont couverts de terres arables, de formations de pentes et d'alluvions anciennes.

A l'extrémité méridionale du bassin, les massifs du djebel Megres et du djebel Chouf Karoun présentent des formations typiques de la nappe Numidienne formées d'alternance de grès et d'argile Kaolinite.

Au niveau de Kherrata, les massifs de Babor, de Mellal et de Takoucht sont constitués de calcaires Jurassiques qu'entaillent profondément les gorges de Chabet El Akhra. Ces formations où l'on retrouve des calcaires marneux-schisteux, des calcaires massifs et dolomies, occupent une grande partie du bassin d'Agrioune. Le bassin de beni Smail est quant à lui majoritairement recouvert de marnes schisteuses et d'éboulis de pentes

en contrebas des sommets calcaires dolomitiques, quant au bassin d'Ighzer Oufis est recouvert de formations à dominante de schistes.

4.5 Conclusion

L'étude géologique du bassin d'Agrioune nous a permis de dégager les constatations suivantes :

- La région d'étude se trouve dans la partie orientale du domaine plissé de l'Atlas Tellien et se localise dans la limite de la dorsale Kabyle et le domaine externe. Elle est constituée de deux grands ensembles une géologie assez complexe au Nord vers la partie de la Wilaya de Béjaïa et une présence de différences nappes au Sud de la partie Sétifienne ;
- La tectonique de la région est caractérisée le chevauchement de la plaque épihercynienne par le micro continent, les formations miogéosynclinales qui la recouvraient furent plissées et charriées suivant des plans de chevauchement plats, avec formation de nappes à déplacement horizontal. Ce sont dans la région d'étude, les nappes de Brek (Béjaïa), Barbacha, Draa El Arba, Beni abdallah et Beni Ouartilane (Djemila). Sur ces nappes à faciès Tellien, se superposent les nappes de flysch à grand déplacement horizontal.

5 HYDROGEOLOGIE

Il est important de s'intéresser au cadre hydrogéologique de la région. Cette partie, nous permet de connaître les grandes lignes des aquifères contribuant à l'alimentation de l'Oued Agrioune en eau de surface. L'aquifère le plus important est de type karstique, il existe également un autre aquifère mais superficiel dans les alluvions du Quaternaire

5.1 L'aquifère superficiel

Cet aquifère se trouve dans les formations superficielles, limité au lit mineur de l'Oued Agrioune et ses affluents. L'aquifère se trouve exclusivement dans les formations alluvionnaires formant généralement une mince bande souvent discontinue, dans les Oueds les plus importants. On y rencontre également des limons gris et de graviers souvent inondés. Le substratum est formé par des marnes schisteuses. La plus importante est la nappe de la plaine d'Agrioune située à l'embouchure du bassin de la commune de Melbou à Aokas.

5.2 L'aquifère karstique

Cet aquifère se trouve dans les calcaires du Crétacé et ceux du Jurassique. Il s'agit de masses calcaires massives ou dolomitiques. Ces calcaires deviennent décimétriques et séparés par des lits pélitiques clairs. Le substratum de cette formation correspond à des schistes noirs et des calcaires marneux et schisteux.

Cet aquifère est fortement fissuré, karstifié comme l'ont montré les différents forages exécutés dans cette formation. Cette formation, laisse émerger une importante source au NE de Tizi N'Bechar appelée Source de Oued El Bared et au Nord de Darguina, appelée source bleue. La qualité de l'eau de ces sources est de très bonne qualité. Ces sources sont utilisées pour l'AEP de quelques communes des Wilayas de Sétif et de Béjaia.

Les mécanismes responsables de la constitution d'un karst relèvent deux types de processus :

- les processus chimiques de dissolution de la roche (l'eau comme solvant) ;
- le moteur fournissant l'énergie nécessaire au transport et à l'évacuation du soluté (l'eau agent de transport).

Ces deux processus constituent le potentiel de karstification d'un massif carbonaté. Le solvant est l'eau contenant du CO₂ pédologique dissous et le moteur est la gravité (charge Hydraulique).

Le système karstique est défini par Mangin (1974) comme « l'ensemble au niveau duquel les écoulements de type karstique s'organisent pour constituer une unité de drainage ». Le système karstique correspond donc au bassin hydrogéologique d'alimentation d'une source karstique ou d'un groupe de sources karstiques liées les unes aux autres.

Le milieu karstique étant un milieu hétérogène et discontinu, les conductivités hydrauliques sont forcément très différentes d'un point à l'autre de l'aquifère et pas forcément selon la direction des fractures ; aussi, il est également déterminé par le gradient hydraulique.

Les formes karstiques les plus spectaculaires de la région, sont le canyon de Chabet Lakhra et les cascades de Kefrida. Ces deux formes karstiques témoignent d'une intense karstification des formations carbonatées du Jurassique et du Crétacé.

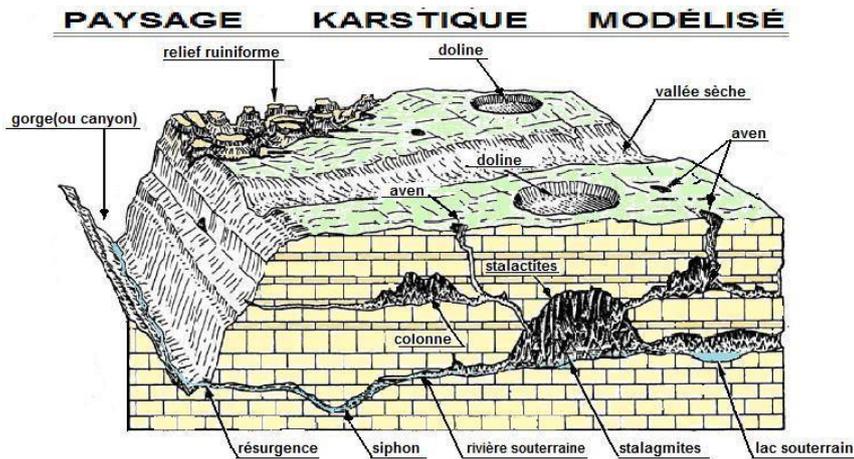


Figure III.15. Représentation schématique d'un aquifère karstique.

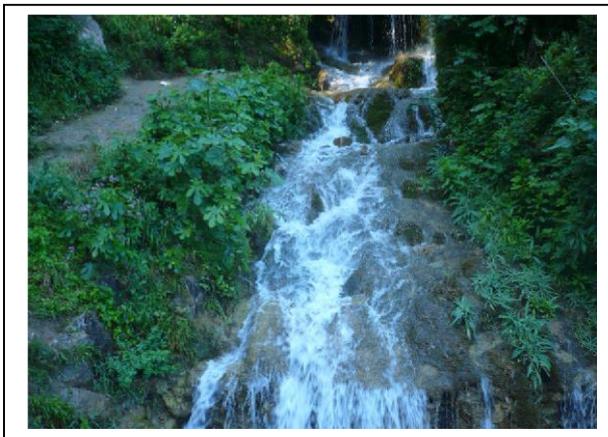


Figure III.16. Photo d'une source à Chabet Lakhra et d'une des sources oued El Bared

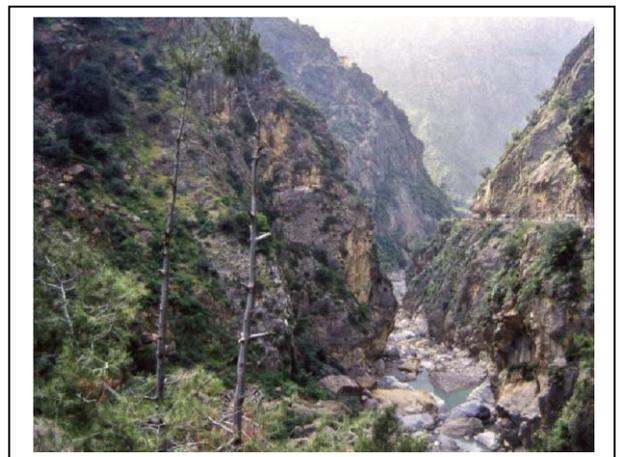


Figure III.17. Photo de l'eau de la cascade de Kefrida et d'un canyon à Chabet Lakhra

6 CADRE CLIMATIQUE

6.1 Introduction

Les conditions climatiques jouent un rôle déterminant sur le régime d'écoulement d'un cours d'eau. Ce sont les précipitations surtout liquides, qui constituent le facteur essentiel intervenant par leur répartition annuelle et mensuelle, leur total journalier et surtout les averses génératrices des crues. Ces différents aspects des précipitations sont plus ou moins modifiés selon un effet combiné des autres paramètres physiques (Altitude et exposition), climatiques (La température l'évaporation, l'évapotranspiration, les vents et l'humidité) et également des facteurs qui influent sur l'écoulement et le régime hydrologique du bassin.

Dans cette partie, nous aborderons la composante climatique du bassin versant d'Agrioune, les précipitations étant la source principale de l'approvisionnement des oueds du bassin, le régime hydrologique dans le bassin est directement lié à ces précipitations essentiellement constituées des pluies.

Les paramètres climatiques considérés comme des éléments d'entrées, souvent mal connues (manque accru de données), et l'analyse des relations existantes entre ces facteurs revêt un grand intérêt dans la connaissance et la gestion des ressources en eau utilisées pour les besoins domestique, agricole et industriel.

Par définition, le climat est un ensemble de phénomènes météorologiques qui caractérisent l'état moyen de l'atmosphère en un lieu donné (Dictionnaire Larousse). Il affecte une bonne partie des activités humaines telles que la production agricole, l'utilisation de certaines ressources telle que l'eau...etc. Comme facteurs climatiques, on peut distinguer :

- les facteurs énergétiques (lumière et température) ;
- les facteurs hydrologiques (précipitations et humidité de l'air) ;
- les facteurs mécaniques (vent, enneigement).

La pluviométrie et la température sont les paramètres principaux qui conditionnent le comportement des cours d'eau. Ces deux paramètres régissent l'alimentation et le déficit de la rivière. Leur étude consiste à donner un aperçu sur leur répartition dans le temps et dans l'espace, qui permet d'établir le bilan hydrique et par conséquent d'estimer le taux d'infiltration, l'évaporation, l'évapotranspiration...etc.

Le climat de la zone d'étude est conditionné par sa situation géographique, l'influence de la mer Méditerranée d'une part, et du relief d'autre part.

6.2 Stations et données disponibles

L'équipement climatologique du bassin est cependant loin d'être satisfaisant. Le manque de documentation est flagrant. Les données pluviométriques disponibles dans la région ont été sélectionnées à partir du réseau d'observations, du barrage d'Ighil Emda et les données météorologiques de l'aéroport de Béjaïa.

Les caractéristiques des stations pluviométriques proches du bassin versant sont présentées dans le tableau (II.4) suivant :

Tableau III.4. Caractéristiques des stations retenues dans l'étude

Station	Localisation	Type de donnée	Période de fonctionnement
Barrage Ighil Emda	Latitude : 36° 29' N Longitude : 05° 16' E. Altitude : 490 m ; Située au centre du BV de l'étude	Pluviométrie Température	1902 à ce jour (avec interruption durant la guerre de libération 1954-1962)
Aéroport de Béjaïa	Latitude : 36° 43' N Longitude : 05° 04' E. Altitude : 2 m ; Située à 30 Km Ouest de l'exutoire du bassin versant	Pluviométrie Température Vent Insolation humidité	Depuis 1970 à ce jour
Aéroport de Sétif	Latitude : 36° 11' N Longitude : 05° 19' E. Altitude : 1040 m ; Située à 31 Km Sud du barrage Ighil Emda	Pluviométrie Température Vent Insolation humidité	Depuis 1983 à ce jour

6.3 Les températures

La température est un facteur écologique important. Elle intervient, d'une part, dans l'établissement du bilan hydrologique et d'autre part, elle contrôle l'ensemble des phénomènes métaboliques et conditionne de ce fait la répartition des espèces animales et végétales. Les tableaux suivants illustrent les valeurs caractéristiques de la température moyennes de la région d'étude. La représentation graphique des moyennes mensuelles du paramètre est mentionnée dans la figure III.18.

Tableau III.5. Températures moyennes Station de Béjaïa (1970-2014)

Paramètre	Jan	Fév.	Mar	Avr.	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept	Oct.	Nov.	Déc
T° _{moy max}	16,10	16,37	18,65	20,31	22,92	25,75	28,83	30,41	28,3	25,7	20,9	16,69
T° _{moy min}	6,09	7,63	9,28	11,02	14,03	17,15	20,09	21,44	19,3	16,2	12	8,51
T° _{moyenne}	11,09	12,01	13,96	15,65	18,47	21,46	24,45	25,91	23,8	20,9	16,5	12,6

Tableau III.6. Températures moyennes Station de Sétif (1983-2014)

Paramètre	jan	fév	mars	avr	mai	juin	juill	août	Sept	Oct	Nov	Déc
T° _{moy max}	9,88	11,16	14,48	18	23,28	29,61	33,93	33,14	27,5	21,8	14,8	10,68
T° _{moy min}	1,16	1,73	3,85	6,35	10,37	15,12	18,8	18,65	14,9	10,7	5,58	2,27
T° moyenne	5,51	6,44	9,16	12,17	16,81	22,35	26,35	25,88	21,2	16,3	10,2	6,47

Tableau III.7. Températures moyennes Station Ighil Emda (1980-2014)

Paramètre	jan	fév	mars	avr	mai	juin	juill	août	Sept	Oct	Nov	Déc
T° _{moy max}	11,6	12,8	15,3	18,3	21,4	25,4	28,9	29,4	26,6	21,4	16,3	12,8
T° _{moy min}	4,8	5,2	6,8	8,4	11,2	14,9	17,6	18,2	16,3	12,6	8,8	5,5
T° moyenne	8,2	9	11,05	13,35	16,3	20,15	23,25	23,8	21,45	17	12,55	9,15

T°_{moyMax} : Température maximale. ; T°_{moyMin} : Température minimale.

T°moyenne = (T°_{moymax} + T°_{moymin})/2 : Température moyenne.

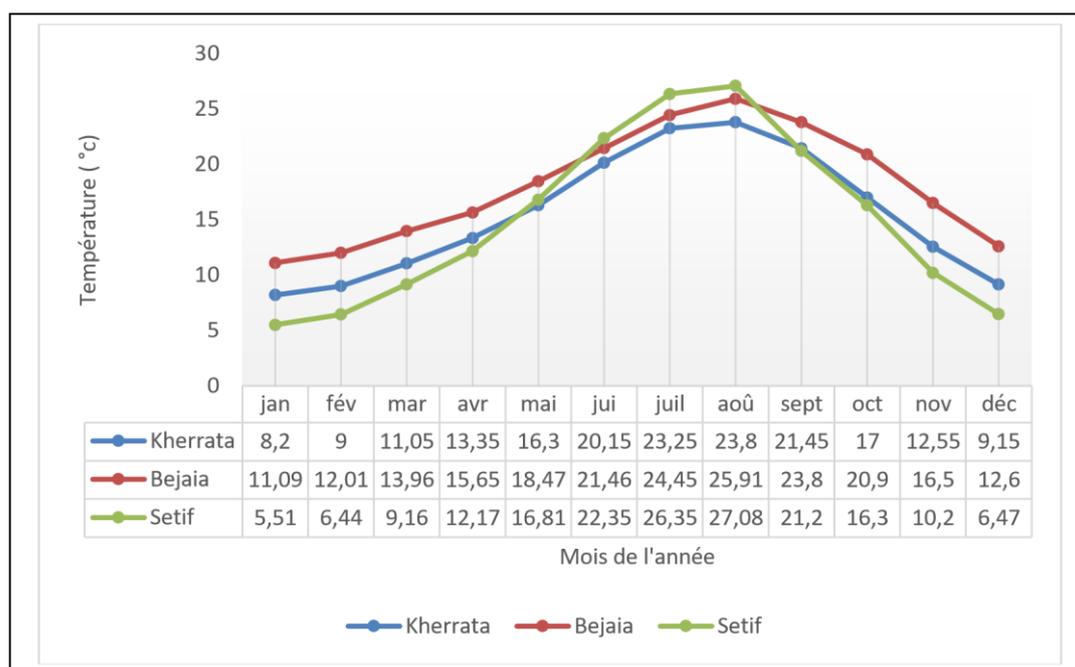


Figure III.18. Températures moyennes mensuelles de 03 stations retenues

Il en résulte que :

- La température minimale s'enregistre au mois de Janvier avec une valeur de **5.5°C** à la station de Sétif.
- La température maximale est atteinte au mois de juillet avec une valeur **26.3°C** au niveau de la station précédente.

6.4 Les précipitations

La pluviométrie constitue un facteur écologique d'importance fondamentale non seulement pour le fonctionnement et la répartition des écosystèmes terrestres et aquatiques mais aussi pour la répartition des êtres vivants (Ramade, 1984). Elle est sous l'influence des facteurs géographiques tels que : l'altitude, la latitude, la longitude et l'exposition. En effet, la pluviosité augmente avec l'altitude, mais elle est plus élevée sur les versants exposés aux vents humides (Seltzer, 1946). Il y a lieu de signaler que plus, on pénètre dans l'étendue du bassin d'Agrioune vers le sud (direction Sétif), plus les précipitations diminuent. Ceci est dû essentiellement au rôle joué par la chaîne des Babor qui par sa hauteur constitue une barrière face aux vents humides.

Les valeurs moyennes mensuelles des précipitations enregistrées dans les trois stations sont présentées dans le Tableau III.8 et leurs représentations graphiques sont illustrées sur la Figure III.23.

Tableau III.8. Moyennes des précipitations mensuelles

Station	Jan	Fev	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Aou	Sept	Oct	Nov	Dec
Kherrata	159,81	95,83	84,11	87,37	37,03	7,36	4,29	17,99	38,21	40,84	94,09	143,94
Bejaia	118.66	97.4	87.51	68.61	48.22	18.16	5.79	13.18	53.87	81.61	129.60	132.1
Sétif	56.79	39.6	45.04	41.56	34.11	23.33	9.13	13.51	41,42	45.26	53.00	50..99

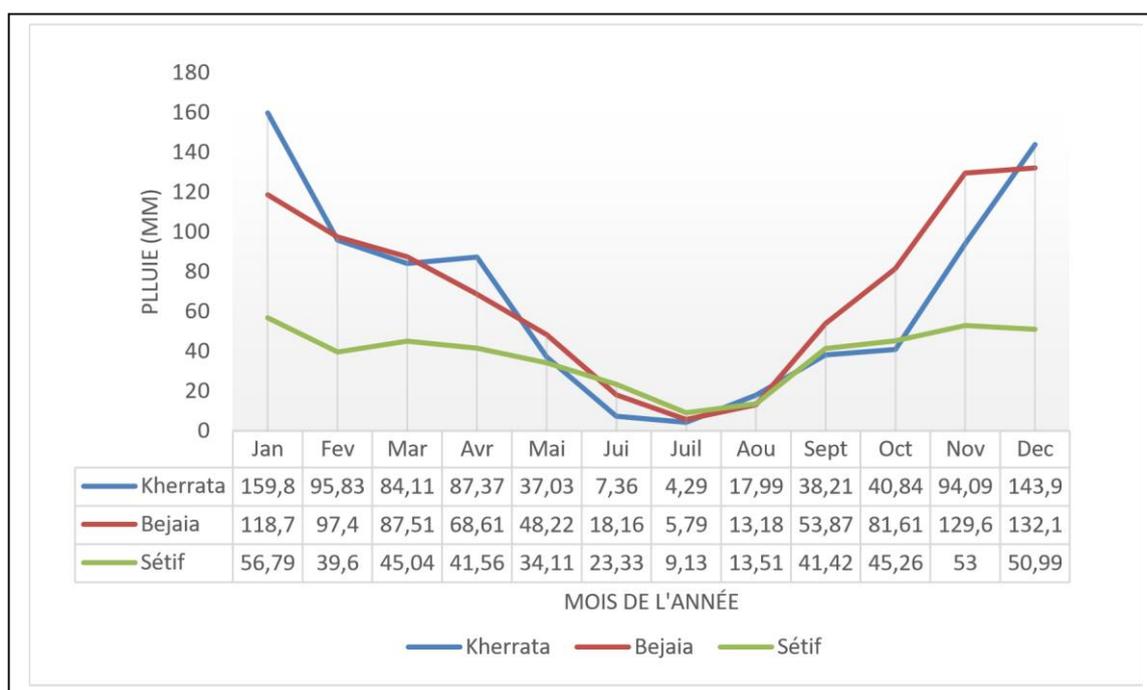


Figure III.19. Variation des précipitations moyennes mensuelles

Nous constatons que les maxima des précipitations moyennes mensuelles (Figure III.19) sont observés au mois de novembre à décembre avec respectivement 94.09 mm et 159.8 mm. Pour la station d'Ighil Emda de Kherrata et de 129.6 mm et 132.1mm pour celle de Béjaia. Par contre, les précipitations diminuent très fortement durant la

période Juin-Aout donnant sa valeur minimale au mois de Juillet avec une valeur ne dépassant pas 5mm à la station de Kherrata.

6.5 Humidité

Les valeurs moyennes mensuelles de l'humidité relative de la région d'étude rapportées par les stations météorologiques de Sétif et Bejaia, pour la période (2005-2014) sont consignées ci-dessous :

Tableau III.9. Humidité moyenne mensuelle des deux stations

Station	Jan	Fev	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Aou	Sept	Oct	Nov	Dec
Bejaia	78	76.6	77.8	77.6	77.8	76	74.6	75	76.2	77.4	74.8	78.2
Sétif	77.7	73.3	67.7	65.2	58.9	47.4	39.9	42.5	58.2	65.6	74.5	79.2

Les valeurs moyennes de l'humidité au niveau de la station de Bejaia fluctuent autour de 77 % et attestent de l'influence du milieu marin. Par contre les valeurs moyennes issues de la station de Sétif peuvent descendre à une valeur inférieure à 40% en mois de juillet.

6.6 Le vent

Selon les données de la station météorologique de Bejaia située à l'aéroport, la région de Bejaia reçoit dans la majorité du temps des vents modérés, représentés par 23 % des vents calmes (< 1 m/s), avec la dominance des vents soufflants d'Ouest à Sud-Ouest (44 %) et dont les vents d'Est ne représentent que (13%).

Les vents du côté de la station de Sétif soufflent surtout du Nord en hiver (vents humides) et du Sud en été (vents secs). En hiver les vents du secteur Nord-Ouest apportant le plus gros des précipitations de l'année. En été, c'est le sirocco (vent sec et chaud) qui remonte du Sud (DGF, 2009)

Tableau III.10. Vitesses du vent mensuelles moyennes des deux stations (2005-2014)

Station	Jan	Fev	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Aou	Sept	Oct	Nov	Dec
Bejaia	3.2	3.2	2.9	3	2.6	2.7	2.7	2.6	2.8	3.1	3.3	2.9
Sétif	2.5	2.8	2.8	3.2	3	2.8	2.7	2.7	2.5	2.3	2.8	2.7

L'analyse de ces données montre une variabilité relative des vitesses du vent le long de l'année pour les deux stations. Au niveau de la station de Bejaia, elles sont comprises entre 2,6 m/s et 3,3 m/s, et de 2.3 m/s à 3.2 m/s pour celle de Sétif. En général, les vitesses restent faibles durant la saison estivale et fortes durant la période hivernale.

6.7 Synthèse des données climatiques

En Algérie, tous les bioclimats méditerranéens sont présentés depuis le per humide au nord jusqu'au per aride (saharien) au sud pour les étages bioclimatiques, depuis le froid jusqu'au chaud pour les variantes thermiques.

Tableau III.11. Les étages bioclimatiques en Algérie (Bouchetata, 2006)

Etages bioclimatiques	Pluviosité annuelle (mm)	Superficie (ha)	Pourcentage de la superficie totale (%)
Per humide	1200-1800	185275	0.08
Humide	900-1200	773433	0.32
Subhumide	600-900	3401128	1.43
Semi-aride	300-600	9814985	4.12
aride	100-300	11232270	4.72
saharien	<100	212766944	89.3

D'après les données climatiques (températures et précipitations) recueillies au niveau des 03 stations (Ighil Emda, Bejaia et Sétif), nous avons établi les diagrammes ombrothermiques de Bagnouls et Gausсен et le climagramme d'Emberger.

6.7.1 Diagramme ombrothermique de Gausсен et Bagnouls

Ce diagramme nous renseigne sur la saison sèche d'une région donnée, on porte sur un même graphe les températures (**T °C**) et les précipitations (**P mm**) sur l'axe des ordonnées et les mois sur l'axe des abscisses. Il est conçu de telle sorte que la pluviométrie est égale au double de la température moyenne mensuelle (**P= 2×T**).

La période de sécheresse apparaît lorsque la courbe des précipitations passe au-dessous de celle des températures (Bagnouls et Gausсен, 1953).

Les valeurs des précipitations annuelles et les valeurs doublées des températures moyennes mensuelles que nous allons utiliser pour l'établissement du diagramme Ombrothermique sont illustrées dans le Tableau III.12.

Tableau III.12. Représentation des données des diagrammes Ombrothermiques.

Station	Mois	Jan	Fev	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Aou	Sept	Oct	Nov	Dec
Kherrata	$2 \times T^\circ$ (°C)	16,4	18	22,1	26,7	32,6	40,3	46,5	47,6	42,9	34	25,1	18,3
	P (mm)	159,81	95,83	84,11	87,37	37,03	7,36	4,29	17,99	38,21	40,84	94,09	143,94
Bejaia	$2 \times T^\circ$ (°C)	22,18	24,02	27,92	31,3	36,94	42,92	48,9	51,82	47,6	41,8	33	25,2
	P (mm)	118,66	97,4	87,51	68,61	48,22	18,16	5,79	13,18	53,87	81,61	129,6	132,1
Sétif	$2 \times T^\circ$ (°C)	11,02	12,88	18,32	24,34	33,62	44,7	52,7	51,76	42,4	32,6	20,4	12,94
	P (mm)	56,9	39,6	45,04	41,56	34,11	23,33	9,13	13,51	41,42	45,6	53	50,99

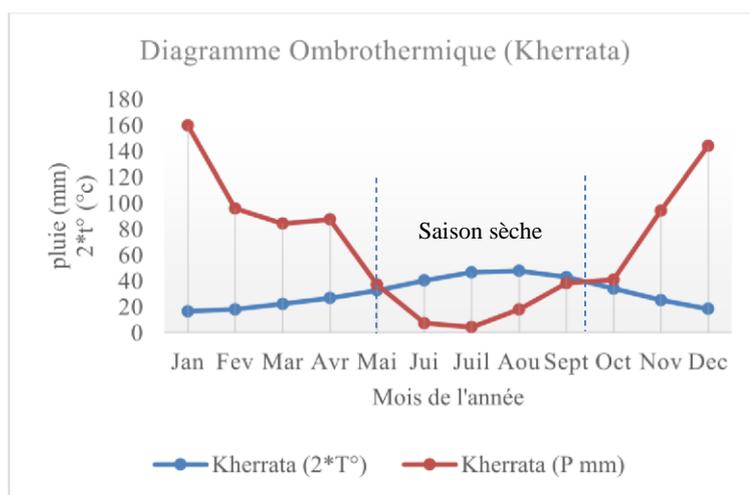
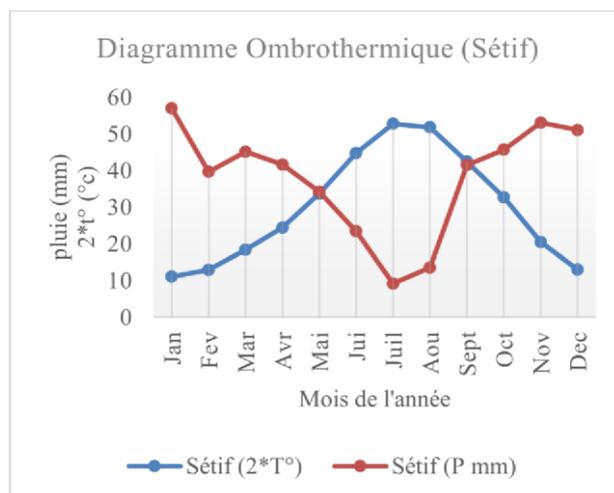
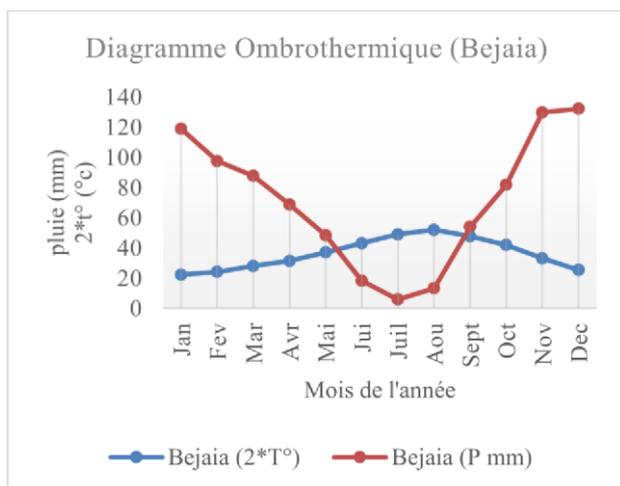


Figure III.20. Diagrammes ombrothermiques de la zone étudiée.

Les diagrammes ombrothermiques représentés sur la figure ci-dessus montrent que la saison sèche s'étale sur quatre mois allant de mi-Mai jusqu'à la fin du mois d'Août. Cette figure présente le type du climat de la région étudiée. Les diagrammes montrent clairement que le climat est de type méditerranéen, des hivers humides et doux et des étés chauds.

La saison des pluies s'étend du mois de novembre au mois de février, la zone d'étude est l'une des régions les plus arrosées de l'Algérie, la pluie moyenne est de l'ordre de 855mm (station de Bejaia).

6.7.2 Climagramme d'Emberger

Le climagramme d'Emberger permet de classer une région donnée sur des étages bioclimatiques ; en tenant compte du quotient d'Emberger (Q2). Cette formule plus élaborée, qui a été créée pour les climats méditerranéens, tient compte aussi de la variation annuelle de la température. Le quotient (Q2) se calcule selon la formule suivante :

$$Q2 = \frac{2000 \times P}{(T_{Max} + T_{min})(T_{Max} - T_{min})}$$

P : précipitations annuelles en mm ;

T_{Max} : température maximale du mois le plus chaud en °K (T_{Max}° +273.17);

T_{min}: température minimale du mois le plus froid en °K. (T_{min}° +273.17);

Emberger classe le climat méditerranéen en faisant intervenir les deux facteurs essentiels qui sont la sécheresse (représentée par le quotient pluviométrique) et la T°C du mois le plus froid qui élimine les espèces les plus thermiques. Le quotient pluviométrique est d'autant plus important que le climat est plus humide.

Tableau III.13. Représentation des données du climagramme d'Emberger des 03 stations

Station	Station Ighil Emda		Station Bejaia		Station Sétif	
	(°C)	(°K)	(°C)	(°K)	(°C)	(°K)
Tmax	29.4	302.57	30.41	303.58	33.93	307.1
Tmin	4.8	277.97	6.09	279.26	1.16	274.33
P (mm)	810,87		854.73		453.74	
Q2	113.55		120.6		47.7	

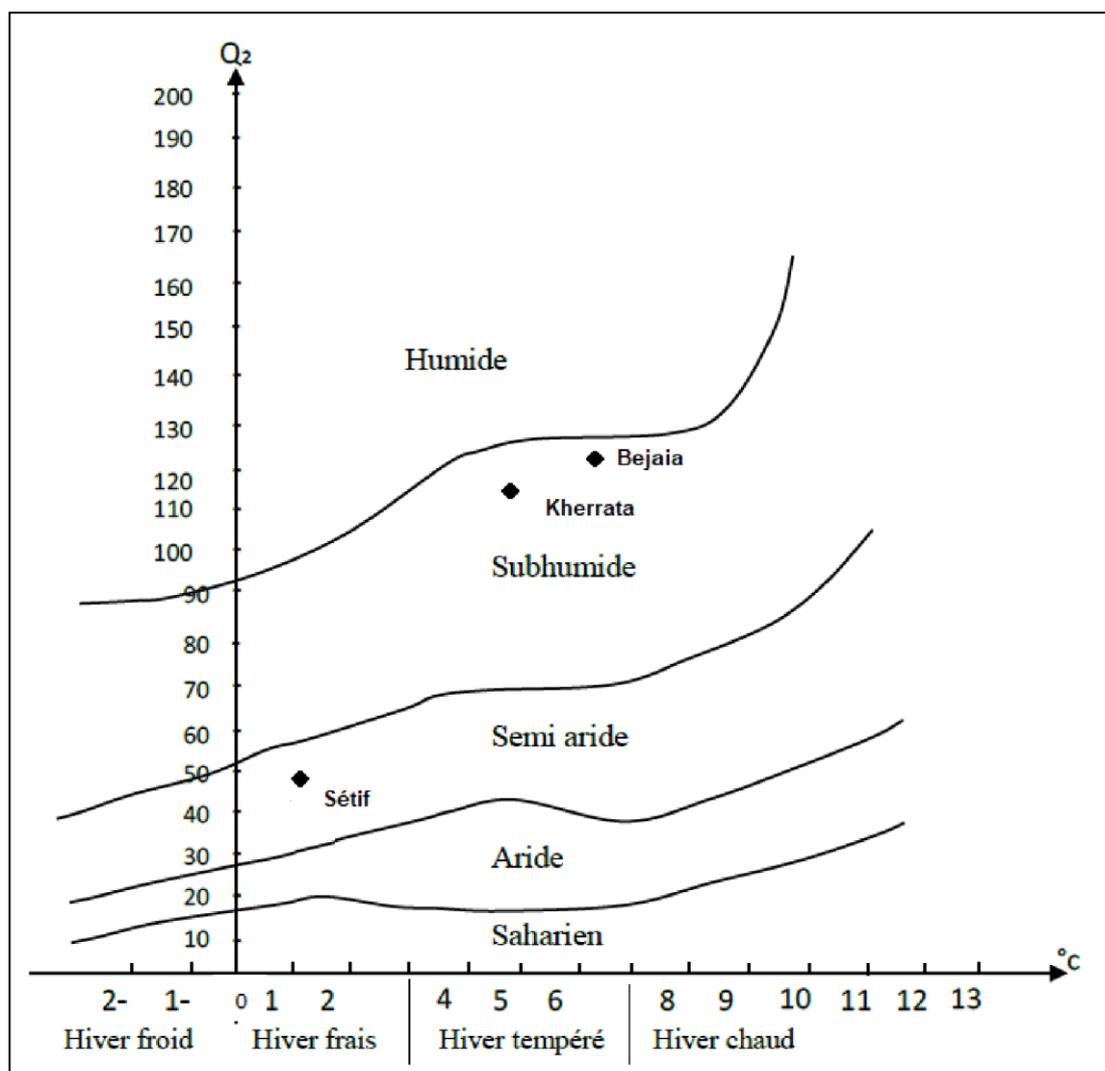


Figure III.21. Climagramme d'Emberger

En projetant les données (Q_2 et T_{min}°) des trois endroits retenus sur le climatogramme d'Emberger, nous avons conclu que les régions de Bejaia et Kherrata appartiennent à l'étage bioclimatique **subhumide**. Par contre la région de Sétif, représentée par la station météorologique de l'aéroport de Ain Arnat, appartient à l'étage bioclimatique **semi-aride**.

7 OCCUPATION DU SOL ET APERÇU DE LA GÉOGRAPHIE HUMAINE ET ÉCONOMIQUE

7.1 Occupation du sol

Le bassin versant d'Agrioune se caractérise par une bonne couverture végétale. Les précipitations et l'altitude conditionnent en grande partie l'importance et la variabilité de la végétation. On distingue sur les monts de la partie nord du bassin, les **forêts** d'Alep de cèdre, le sapin de Numidie, le cyprès et le chêne vert et le chêne-liège. Par ailleurs, la zone montagneuse demeure une région de l'arboriculture notamment l'olivier et le figuier. Elles sont réparties à plus de 13 % de la superficie totale du bassin.

Contrairement à la partie sud, qui se caractérise par une large répartition des prairies naturelles, terres pauvres et terres agricoles.

Les **broussailles** et les **garrigues** sont des parties prenantes de la couverture végétale du bassin. Elles sont plus répandues, notamment dans le nord du bassin. Elles sont plus denses et représentent plus de 14 % de la superficie du bassin. Alors qu'ils disparaissent presque dans la partie sud du bassin versant d'Agrioune.

Les **terres arides et les pâturages** ont une large répartition dans le bassin, en particulier dans le côté sud de celui-ci. Ils représentent plus de 20% de la superficie totale du bassin. Avec un pourcentage de 44 % de la superficie du bassin, les **terres agricoles** peuvent être additionnées aux pâturages en raison de la nette négligence qui les distingue. Le total des terres menacées d'érosion représente plus de 60% de la superficie totale du bassin (597 km²) et cela constitue une réelle menace pour le sol de la région, d'une part, et d'autre part, l'impact sur la production d'énergie hydraulique (l'envasement du barrage d'Ighil Emda) malgré tous les efforts de protection des sols de la zone, représentés par les opérations de reboisement (moins de 30 km²).

Ainsi, en absence d'une couverture végétale dans le bassin supérieur, en plus des pentes abruptes, affecte négativement sur les aménagements hydrauliques en accélérant le processus d'érosion, mais ce dernier est également lié aussi au facteur de la structure géologique du bassin.

Tableau III.14. Répartition générale du couvert végétal dans le bassin d'Agrioune

Couvert	Surface(Km ²)	Pourcentage (%)
Forêts	125,6	13,08
Broussailles	142,4	14,83
Pâturages et terres arides	184,8	19,25
Arboriculture	29,9	3,11
Boisement	29,9	3,11
Surface du barrage	6,8	0,71
Terres agricoles	420,8	43,83
Les lits des oueds	19,8	2,06
Total	960.0	100

7.2 Aperçu de la géographie humaine et économique

Un total de 374623 habitants demeure à la limite du bassin versant d'Agrioune. Ce nombre est réparti sur 19 communes et 2 wilayas. 11 communes sont entièrement incluses dans le bassin et 08 partiellement. Les agglomérations les plus importantes, incluses dans la région étudiée, sont situées en bordure de la route nationale N°09. On peut citer : Kherrata, Draa el Kaid, Amoucha, Tizi n'Bechar, Darguina et Souk El Tenine.

La répartition de la population du bassin versant par commune est mentionnée dans l'annexe (I), tableau A1.3. Au niveau de la zone d'étude, en matière d'assainissement, le taux de raccordement est significatif (56 %). Ainsi, 67 % des logements des zones agglomérées sont raccordés aux réseaux plus ou moins fiables dont la longueur avoisine 2 520 km et 10 % évacuent les rejets vers des fosses septiques, procédés dominant dans les zones éparses. On note, l'inexistence de stations d'épurations, exceptée au niveau des communes de Souk El Tenine et Melbou.

La plupart des villages situés dans la région déversent leurs eaux usées directement dans les oueds et ce, sans aucun traitement, à l'exception de certaines collectivités qui possèdent leurs propres bassins de décantation. Ce qui rend les cours d'eau récepteurs saturés par ces derniers.

Le tissu économique est très faible dans l'emprise du bassin d'Agrioune. Les quelques industries publiques existantes sont concentrées autour des grandes agglomération (Kherrata, Souk El Tenine, Darguina). On retrouve notamment, Somacob (Granite) à Souk El Tenine, Sentex anciennement Cotitex (Textile) et Eriad (Semoule) à Kherrata et la station hydroélectrique de Darguina (actuellement à l'arrêt).

8 CONCLUSION

L'étude des caractéristiques physiques du bassin versant d'Agrioune ; nous donne une idée types sur les caractéristiques des bassins côtiers algériens. Le bassin étudié appartient aux bassins côtiers constantiniens. Avec une superficie de 960 km², il est réparti administrativement sur 19 communes des wilayas de Sétif et Bejaia, avec des unités topographiques variées (plaines, collines, pieds de montagnes, montagnes). Les montagnes, ont une bonne présence dans le bassin (plus de 14% de la superficie du bassin avec des altitudes supérieures à 1200 m). Les altitudes sont plus importantes dans le nord du bassin (Djebel Babor 2004 m, Tababort 1969 m, Takoucht 1896 m, Meghres 1737 m, Chouf Karoun 1142 m, ...etc.). Le bassin se caractérise aussi par un réseau hydrographique dense à écoulement permanent dans les principaux cours d'eau en amont et en aval à la retenue d'Ighil Emda.

Le bassin versant d'Agrioune se caractérise également par une bonne couverture végétale dans sa partie nord, où se répartissent des forêts et des maquis, contrairement à la partie sud qui se caractérise par une faible couverture végétale. Cette partie de l'étude englobe aussi les cadres géologique, hydrogéologique, climatique du bassin. Le bassin versant d'Agrioune possède une potentialité notable en ressources en eau exploitable aussi bien en eau souterraine qu'en eau de surface qu'il faut préserver.

CHAPITRE IV : ETUDE ET MODELISATION DE LA QUALITE DES EAUX DE SURFACE D'AGRIOUNE PAR LE MODELE PEGASE

1 INTRODUCTION

2 POSITIONNEMENT DES STATIONS DE MESURE ET TECHNIQUES D'ANALYSE

2.1 CHOIX ET LOCALISATION DES STATIONS DE PRÉLÈVEMENT

2.2 TECHNIQUES D'ANALYSES

3 CARACTÉRISATION HYDROCHIMIQUE DES EAUX

3.1 CARACTÉRISTIQUES PHYSIQUES DES EAUX

3.2 FACIES HYDROCHIMIQUES

3.3 ORIGINE DES ELEMENTS CHIMIQUES

3.4 INDICES DE SATURATION

3.5 EVALUATION DE LA QUALITE DES EAUX DESTINEES A L'IRRIGATION

4 MODELISATION DE LA QUALITE DES EAUX DE SURFACE DE L'OUED AGRIOUNE PAR LE MODELE PEGASE

4.1 RAPPEL DE LA DESCRIPTION DU MODELE

4.2 STRUCTURE DU MODELE PEGASE

4.3 INTERFACE UTILISATEUR PEGOPERA

4.4 CALIBRAGE DU MODELE ET DONNEES D'ENTREE

4.5 EXECUTION ET VALIDATION DE LA MODELISATION

4.6 DISCUSSION DES RESULTATS

5 CONCLUSION

Chapitre IV : Etude et modélisation de la qualité des eaux de surface d'Agrioune par le modèle PEGASE

1 INTRODUCTION

L'appréciation de la qualité des eaux de surface se base sur la mesure des paramètres physico-chimiques ainsi que sur la présence ou l'absence d'organismes et de micro-organismes aquatiques, indicateurs d'une plus ou moins bonne qualité de l'eau. La composition chimique d'une eau joue un rôle important dans la détermination de sa qualité, ce qui détermine son utilisation pour l'alimentation en eau potable (A.E.P), en irrigation ou en industrie.

La nature chimique et la concentration des eaux de surface dépendent en partie des propriétés des eaux de pluie, d'apport de sources et les eaux rejetées des habitants, mais surtout des processus physico-chimiques qui existent au sein de la rivière. Ces processus physicochimiques augmentent ou diminuent la concentration des substances dissoutes dans l'eau le long de son cheminement souterrain et de surface.

2 POSITIONNEMENT DES STATIONS DE MESURE ET TECHNIQUES D'ANALYSE

La localisation des stations est une étape du plan d'échantillonnage qui est déterminante pour la réussite et la validité du suivi. Le nombre et le positionnement des stations dépendent des objectifs de l'étude, de l'accessibilité des sites et des ressources financières disponibles.

La campagne d'échantillonnage de l'eau de surface du bassin d'Agrioune permet d'avoir un portrait de la qualité de ses plans d'eau ainsi que celle du cours d'eau principal, d'en suivre l'évolution et d'établir des recommandations pour en améliorer la qualité. Les différents paramètres analysés permettent d'évaluer la qualité de l'eau. D'ailleurs les résultats des analyses effectuées permettent d'identifier des sources potentielles de pollution et d'adresser des recommandations afin de contribuer à l'amélioration de la qualité de l'eau de surface.

Le prélèvement d'un échantillon d'eau est une opération délicate à laquelle le plus grand soin doit être apporté, il conditionne les résultats analytiques et l'interprétation qui en sera donnée. L'échantillon doit être homogène, représentatif et obtenu sans modifier les caractéristiques physico-chimiques de l'eau (gaz dissous, matière en suspension, ... etc.) (Rodier, 2009).

Chapitre IV : Etude et modélisation de la qualité des eaux de surface d'Agrioune par le modèle PEGASE

En effet, la bonne pratique du prélèvement va conditionner en grande partie la validité des analyses et donc l'interprétation qu'on peut en faire. L'opérateur doit donc tout mettre en œuvre pour réaliser un prélèvement représentatif conforme à la finalité de la station observée.

Pour cela l'échantillonneur doit respecter certaines recommandations qui sont :

- Les mesures sur le terrain (température, pH, conductivité électrique, etc.) ne doivent jamais être faites à partir d'un échantillon qui sera expédié au laboratoire. Il faut prendre ces mesures directement dans le cours d'eau ou à partir d'un échantillon que l'on jettera une fois l'opération terminée ;
- Les échantillons pour laboratoire doivent être prélevés de préférence dans des flacons en verre ou des flacons en polyéthylène ;
- Les bouteilles utilisées pour l'échantillonnage doivent être rincées au moins cinq fois avec de l'eau à prélever ;
- Les prélèvements se font à une profondeur de 5cm à 10cm de la surface de l'eau, en évitant la pénétration de l'air et de ne pas toucher le fond du cours d'eau avec les bouteilles, afin d'éviter de mettre en suspension des particules de sédiment qui risquent de contaminer l'échantillon ;
- Les bouteilles doivent être remplies à ras et bouchées avec précaution ;
- Les bouteilles sont désignées par une étiquette où est indiquée l'origine de l'échantillon ;
- Le transport des échantillons depuis le point de prélèvement jusqu'au laboratoire se fait dans une glacière à 4°C. Les échantillons sont mis au réfrigérateur après leurs conservations.

Vu le nombre important d'échantillons et les paramètres à doser, qui ne permet pas d'effectuer toutes les analyses dans l'immédiat, on a procédé à la conservation des échantillons. Avant de conserver ces derniers, il est nécessaire de les préparer à la conservation par filtration et acidification. La filtration des échantillons permet de supprimer toute particule en suspension qui pourrait, lors de l'acidification, du refroidissement ou du stockage, repasser en solution et faire perdre à l'échantillon sa représentativité. Les filtres utilisés possèdent une porosité standard 0.45 µm.

2.1 Choix et localisation des stations de prélèvement

Les stations de prise des échantillons retenues, pendant la période d'étude, sont au nombre de vingt (20). Elles ont été choisies dans des endroits où des variations sensibles des paramètres de qualité sont susceptibles d'être observées. Mais également en relation avec la localisation des activités humaines ou agricoles majeures pouvant menacer l'Oued Agrioune. Certaines stations ont été situées au confluent de l'oued Agrioune et de ses affluents. Le choix a été fait de manière à suivre l'évolution spatio-temporelle du chimisme de l'eau de surface et par conséquent déterminer l'origine de la pollution de ces eaux.

Chapitre IV : Etude et modélisation de la qualité des eaux de surface d'Agrioune par le modèle PEGASE

Un système de positionnement global (GPS) (Garmin OREGON 450) a été utilisé pour obtenir des positions géographiques précises des stations de prélèvement. La figure IV.1 montre l'emplacement des stations d'échantillonnage le long de l'oued (longitudinalement), tandis que leurs détails sont mentionnés dans le tableau IV.1.

Quatorze (14) stations d'échantillonnage sont concentrées le long de l'Oued Agrioune (St01, St02, St04, St05, St07, St08, St10, St11, St13, St14, St16, St17, St19 et St20) et six (06) stations sur ses affluents (juste avant la confluence avec l'oued Agrioune) (St03, St06, St09, St12, St15 et St18).

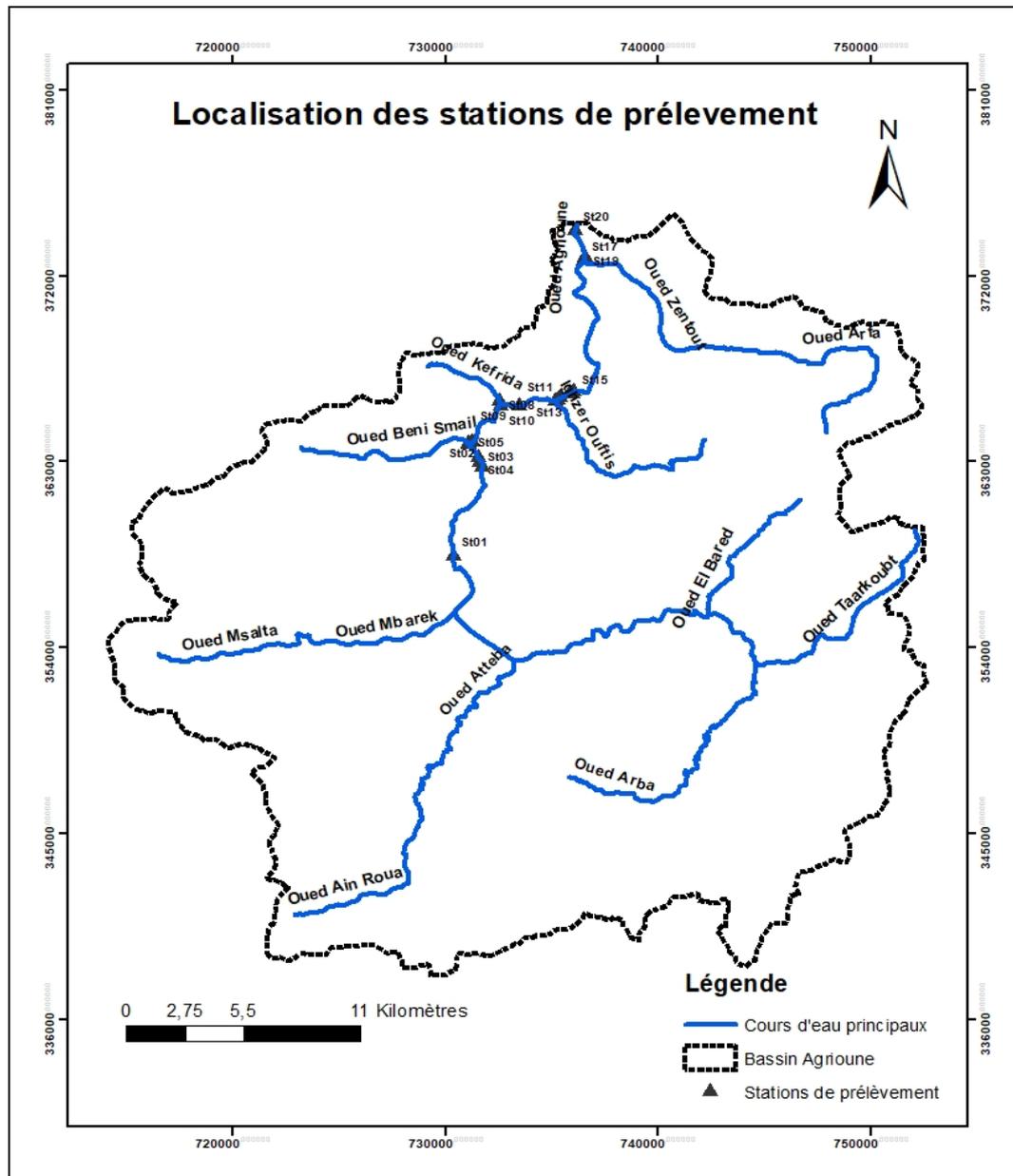


Figure IV.1. Localisation des stations de mesure

Tableau IV.1 : Coordonnées des stations de mesure

Code station	Endroit d'échantillonnage	X (m)	Y (m)	Z(m)	Distance à partir de la source (km)	Nom de l'oued
St01	Chabet Lakhra	730364,99	358417,85	480,00	4,0	Agrioune
St02	Amont la source bleue sur Agrioune	731709,71	362727,24	156,00	9.4	Agrioune
St03	la source bleue.	731547,95	362958,73	151,00	-	Source Bleue
St04	Aval de la source bleue sur Oued Agrioune.	731537,48	363181,79	147,00	10,1	Agrioune
St05	Amont Beni Smail sur Oued Agrioune	731078,98	363848,26	143,00	11	Agrioune
St06	Exutoire de l'oued Beni Smail.	731058,10	363904,11	139,00	9,2	Beni Smail
St07	Aval de l'oued Beni Smail sur Oued Agrioune	731248,37	363939,28	137,00	11,4	Agrioune
St08	Amont Oued Kefrida sur Oued Agrioune	732533,28	365732,02	104,00	13.3	Agrioune
St09	Exutoire de l'oued kefrida	732508,43	365949,24	108,00	4,4	Kefrida
St10	Aval de l'oued Kefrida sur Oued Agrioune	733462,55	365721,41	91,00	15,3	Agrioune
St11	Amont Ighzer Oufdis sur Oued Agrioune	735137,27	365966,84	81,00	16.8	Agrioune
St12	Exutoire d'Ighzer Oufdis	735226,82	366017,17	80,00	12,6	Ighzer Oufdis
St13	Aval Ighzer Oufdis sur Oued Agrioune	735345,34	366094,29	79,00	17,7	Agrioune
St14	Amont Canal de Sonelgaz Oued sur Agrioune	735824,07	366350,00	78,00	218.4	Agrioune
St15	Canal Sonelgaz	735951,03	366304,39	77,00	-	Canal Sonelgaz
St16	Aval du canal de SONELGAZ sur Agrioune	735990,57	366318,89	76,00	18,4	Agrioune
St17	Amont Oued Boulezazene sur Oued Agrioune	736435,33	372735,80	10,00	26.7	Agrioune
St18	Exutoire de l'oued Boulezazene	736509,70	372784,03	9,00	25,1	Boulezazene
St19	Aval de l'oued Boulezazene sur Oued Agrioune	736523,66	372942,18	7,00	28,5	Agrioune
St20	Exutoire de l'Oued Agrioune.	736042,10	374183,43	2,00	30	Agrioune

Chapitre IV : Etude et modélisation de la qualité des eaux de surface d'Agrioune par le modèle PEGASE

Les échantillons d'eau ont été prélevés au milieu de la rivière pour garantir un mélange parfait de l'eau. Les échantillons d'eau ont été analysés pour 16 paramètres physiques et chimiques comprenant les concentrations en ions majeurs (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-}), conductivité électrique (EC), pH, oxygène dissous (OD) et température (T°). Les matières organiques ont également été quantifiées par la demande biologique en oxygène après 5 jours (DBO_5) et par la demande chimique en oxygène (DCO).

2.2 Techniques d'analyses

Il existe plusieurs façons de déterminer la quantité d'une substance présente dans une portion de solution, c'est-à-dire d'effectuer le dosage de cette substance. Plusieurs réactions chimiques sont en effet spécifiques à un composé donné. Certaines, par exemple, produisent un composé coloré. L'intensité de la coloration peut être reliée à la concentration molaire volumique de la substance dosée, notamment au nombre de moles de la substance qu'on retrouve dans un litre de la solution. D'autres réactions impliquent un faible potentiel électrique (Oxydoréduction) dont l'intensité peut être reliée à la concentration d'une substance. C'est ce phénomène qui est à la base du fonctionnement des électrodes spécifiques comme celle qu'on retrouve sur un pH-mètre. Alors que d'autres réactions exploitent une variation du pH pendant le dosage ou encore la formation d'un précipité (Afnor, 1999).

Le principe des différentes méthodes utilisées est cité dans ce qui suit :

2.2.1 Analyse par la spectrophotométrie UV-Visible

La spectrophotométrie UV visible est une méthode d'analyse quantitative et qualitative qui présente un grand intérêt pour le dosage de cations et d'anions. Elle est fondée sur la mesure de la quantité d'énergie absorbée par les molécules traversées par un faisceau de la lumière monochromatique. L'énergie absorbée correspond à une transition électronique d'un niveau fondamental à un niveau excité (Tahar-Cherif, 1994).

Le principe de la méthode est décrit dans l'annexe AII.

2.2.2 Analyse par le photomètre d'émission de flamme

Le photomètre de flamme est principalement utilisé pour le dosage du sodium, du potassium, du lithium et du calcium. En raison de la facilité et de la rapidité de son utilisation ainsi que du peu d'interférences, cette méthode est largement utilisée pour ces éléments qui sont difficiles à doser autrement. Lorsque le cation préalablement nébulisé arrive dans la flamme, il est alors excité, il se désexcite alors en émettant des photons, c'est-à-dire une émission lumineuse. Cette intensité émise est proportionnelle à la concentration du composé. La mise au point d'un dosage par émission de flamme exige un étalonnage de l'appareil.

Chapitre IV : Etude et modélisation de la qualité des eaux de surface d'Agrioune par le modèle PEGASE

Le principe de la méthode et l'étalonnage de l'appareil sont reportés dans l'annexe AII.

2.2.3 Principe de la titrimétrie

La titrimétrie ou titrage est une technique de dosage utilisée en chimie analytique afin de déterminer la concentration d'une espèce chimique en solution (ou titre d'une solution). Un dosage (ou titrage) a pour but de déterminer la concentration molaire d'une espèce (molécule ou ion) en solution (généralement aqueuse). Un réactif de concentration connue (réactif titrant) réagit avec l'espèce de concentration inconnue (espèce titrée) : il s'agit alors de déterminer la quantité de réactif titrant nécessaire pour neutraliser l'espèce titrée. La méthode de titrage la plus utilisée est la volumétrie ou titrage volumétrique.

2.2.4 Analyse par spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA)

La spectrophotométrie d'absorption atomique est une méthode très utilisée en analyse chimique pour doser des métaux présents en solution. C'est une méthode de dosage rapide et précise qui permet la détection d'éléments à l'état de traces même en présence d'autres éléments en forte concentration (Tahar-Cherif, 1994).

Le principe et les caractéristiques de la méthode sont décrits dans l'annexe AII.

2.2.5 Analyses physiques

Mesure de la température

Il est important de connaître la température de l'eau avec une bonne précision. En effet, celle-ci joue un rôle dans la solubilité des sels et surtout des gaz, dans la dissolution des sels dissous donc sur la conductivité, dans la détermination du pH, pour la connaissance de l'origine de l'eau et des mélanges éventuels, etc. (Rodier, 1984).

Les mesures des températures de l'eau sont prises à l'aide d'un multi-paramètres de marque **inoLAB* pH/ION/Cond 750 (Figure (IV.2))**.

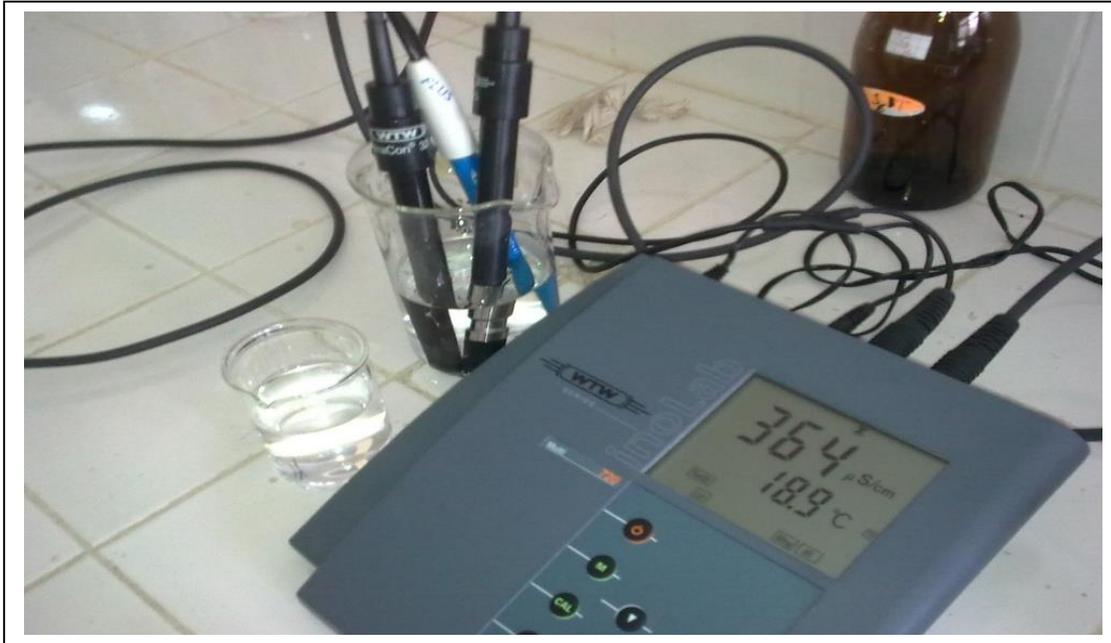


Figure IV.2. Le multi paramètres (inoLAB* pH/ION/Cond 750)

Le potentiel hydrique et la conductivité électrique

Le pH est l'une des mesures que l'on doit effectuer le plus fréquemment, il est relié à la teneur en ions H^+ et aussi à l'acidité et l'alcalinité de l'échantillon.

La mesure de la conductivité électrique, est probablement l'une des plus simples et plus importantes pour le contrôle de la qualité des eaux. Valeur inverse de la résistivité, paramètre très largement utilisé en hydrochimie, la conductivité est fonction de la concentration en espèces ionisés, principalement de nature minérale. Nous avons mesuré le pH et la conductivité électrique à l'aide du même multi paramètres, avec deux sondes différentes. Nous avons plongé la sonde du conductimètre dans un bêcher rempli d'eau à analyser et nous avons atermoyé la stabilisation de la valeur affichée sur l'écran.

L'oxygène dissous (Méthode électrochimique)

L'oxygène est essentiel à toutes les formes de vie aquatique, y compris aux organismes responsables des processus d'autoépuration dans les eaux naturelles. La teneur en oxygène des eaux naturelles varie avec la température, la salinité, la turbulence, l'activité photosynthétique des algues et des plantes et la pression atmosphérique (Chapman *et al.*, 1996). Pour la mesure de l'oxygène dissous nous avons utilisé la méthode électrochimique.

2.2.6 Analyses chimiques

Le détail des principes et des modes opératoires des analyses des éléments chimiques dosages sont indiqués dans l'annexe AII.

Dosage des Chlorures (Méthode de MOHR)

De façon générale, l'ion chlorure est présent dans toutes les eaux, à des concentrations variables. Dans les eaux de surface, il est présent en faible concentration. Dans les eaux souterraines, la teneur en ion chlorure peut atteindre quelques grammes par litre au contact de certaines formations géologiques.

La source principale de chlorure dans les eaux est due à la dissolution de roches sédimentaires qui se sont déposées en milieu marin et qui n'ont pas été complètement lessivées, et à la présence d'évaporites. Ces ions sont souvent utilisés comme un indice de pollution. Ils ont une influence sur la faune et la flore aquatique ainsi que sur la croissance des végétaux. La méthode de dosage appliquée est titrimétrie par argentimétrie Norme NFT 90-014 (Rodier, 1984).

Dosage des carbonates et bicarbonates

La détermination de l'alcalinité est basée sur la neutralisation d'un certain volume d'eau par un acide en présence d'un indicateur coloré. On distingue deux types d'alcalinité :

TA: titre alcalimétrique qui représente la teneur en bases fortes contenues dans l'eau
(OH^- , CO_3^{2-}) ;

TAC: titre alcalimétrique complet qui représente la teneur en bases fortes et en bases faibles (OH^- , CO_3^{2-} , HCO_3^-) (Rodier, 1984).

$$\text{HCO}_3^- \text{ (en mg/l)} = \text{TAC (meq/l)} * 61$$

61: masse équivalente de HCO_3^-

Dosage du Calcium, Sodium et Potassium (Méthode par spectrométrie d'émission de flamme)

Le calcium est généralement l'élément dominant des eaux potables et sa teneur varie essentiellement suivant la nature des terrains traversés (terrain calcaire ou gypseux) (Rodier et al, 2009).

Le dosage du calcium peut être réalisé de différentes manières (Complexométrie, spectrométrie d'émission de flamme...). Nous allons utiliser la méthode spectrométrie d'émission de flamme réalisée à l'aide du photomètre à flamme systronics 128 (figure IV.3). Lorsque le cation préalablement nébulisé arrive dans la flamme, il est alors excité, il se désexcite alors en émettant des photons, c'est-à-dire une émission lumineuse. Cette intensité émise est proportionnelle à la concentration du composé. La mise au point d'un dosage par émission de flamme exige un étalonnage avec une gamme de standards. La même méthode sera utilisée pour d'analyse des cations de potassium et du sodium.



Figure IV.3. Le photomètre à flamme Systronics 128

Dosage du Magnésium, Fer, Cuivre, Zinc et Plomb par spectrométrie d'absorption atomique (SAA)

Le principe de base de cette méthode repose sur la mesure d'absorption d'une radiation lumineuse, par une substance ramenée à l'état d'atomes libres. Cette absorption est proportionnelle à la concentration en cations contenus dans l'échantillon d'eau. Ces concentrations ont été obtenues par le biais le modèle ICE 3000 Series de Thermo Scientific (Figure IV.4.)



Figure IV.4. Spectroscopie à Absorption Atomique ICE 3000 Series de Thermo Scientific

Dosage des nitrates (Méthode au salicylate de sodium)

L'azote est essentiel pour les organismes vivants en tant que constituant important de protéines, y compris du matériel génétique. L'ion nitrate (NO_3^-) est la forme commune d'azote combiné trouvée dans les eaux naturelles. Il peut être réduit biochimiquement en nitrite (NO_2^-) par des processus de dénitrification. Pour le dosage des nitrates, nous avons utilisé le spectrophotomètre Optizen 3220 UV (Figure IV.5).



Figure IV.5. Spectrophotomètre Optizen 3220 UV

Dosage des nitrites (Méthode au réactif de ZEMBELLI)

L'acide sulfanilique, en milieu chlorhydrique et en présence d'ion ammonium et de phénol, forme avec les ions NO_2^- un complexe coloré jaune dont l'intensité est proportionnelle à la concentration en Nitrite.

Dosage des sulfates

Le dosage des sulfates est basé sur la réaction en milieu acide, entre l'ion sulfate et le chlorure de baryum, qui conduit quantitativement à la formation de sulfate de baryum, sel très peu soluble (Rodier, 1984). Les ions ont été mesurés par la méthode turbidimétrique (Clesceri *et al.*, 1998).

Dosage des phosphates

Les ions ortho-phosphates peuvent être dosés avec précision par colorimétrie. Ils réagissent avec le molybdate d'ammonium pour donner de l'acide molybdophosphorique. Cet acide donne lieu à diverses réactions colorées. La réaction au chlorure stanneux ou à l'acide ascorbique, on obtient du molybdène qui développe

Chapitre IV : Etude et modélisation de la qualité des eaux de surface d'Agrioune par le modèle PEGASE

une coloration bleue susceptible d'un dosage spectrophotométrique à une longueur d'onde de 690nm.

Détermination de la demande biochimique en oxygène (DBO₅)

La demande biochimique en oxygène (DBO₅) est une mesure approximative de la quantité de matière organique biodégradable présente dans un échantillon d'eau. Elle est définie par la quantité d'oxygène nécessaire aux microorganismes aérobies présents dans l'échantillon pour oxyder la matière organique en une forme inorganique stable (Chapman, 1996). Les analyses ont été réalisées par la méthode manométrique à l'aide de l'appareil OXI^{Top}® IS 6 (Figure IV.6).



Figure IV.6. Appareil de mesure de DBO OXI^{Top}® IS 6

Détermination de la Demande Chimique en Oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène (DCO) est une mesure de l'équivalent en oxygène de la matière organique (Biodégradable ou non) d'un échantillon d'eau susceptible d'être oxydée par un oxydant chimique puissant tel que le dichromate.

Cette méthode donne par conséquent une image plus ou moins complète des matières oxydables présentes dans l'échantillon. Les valeurs de la DCO suivent toujours celles de la DBO₅.

3 CARACTÉRISATION HYDROCHIMIQUE DES EAUX

La composition chimique d'une eau joue un rôle important dans la détermination de sa qualité, ce qui détermine son utilisation pour l'alimentation en eau potable (A.E.P), en irrigation ou en industrie. L'analyse physico-chimique des échantillons d'eaux prélevés dans différentes stations de l'Oued Agrioune et ses effluents, va révéler les liaisons eau-roche d'une part et l'impact des activités anthropiques dans ce bassin versant d'autre part.

Chapitre IV : Etude et modélisation de la qualité des eaux de surface d'Agrioune par le modèle PEGASE

Immédiatement après l'échantillonnage, la température, le pH, l'oxygène dissous (OD) et la conductivité électrique (EC) ont été mesurés in situ à l'aide d'un instrument multi-paramètres (inoLab 720). Tous les échantillons ont été stockés dans une glacière à une température $<4\text{ }^{\circ}\text{C}$, puis transférés au laboratoire et conservés dans un réfrigérateur à une température $<4\text{ }^{\circ}\text{C}$ jusqu'à l'analyse (dans la semaine).

Par la suite, les échantillons ont été analysés au Laboratoire de traitement des eaux de l'Université de Bejaia pour leurs constituants chimiques tels que le calcium, le magnésium, le sodium, le potassium, le chlorure, le bicarbonate, le sulfate, le nitrite et le nitrate. Cela a été réalisé en utilisant des méthodes standard comme suggéré par l'American Public Health Association (APHA, 2005).

Cette partie est consacrée à l'interprétation des analyses physico-chimiques des échantillons d'eau de surface que nous avons prélevés sur l'itinéraire de l'oued Agrioune ainsi que les 04 affluents. Les tableaux (Tableau IV.2 et IV.3) ci-dessous représentent les valeurs des paramètres physico-chimiques, les concentrations en éléments majeurs et mineurs des échantillons d'eau prélevés lors des quatre campagnes d'échantillonnage (28/04/2014, 12/06/2014, 11/05/2015 et 10/06/2015).

Tableau IV.2. Résultats de mesures- campagnes 2014

Élément	Campagne 28/04/2014			Campagne 12/06/2014		
	Min	Moy	Max	Min	Moy	Max
T°C	14	18.56	21.5	16.4	20.7	24.4
pH	7.22	8.06	8.4	7.48	8.31	8.5
CE (µS/cm)	451	827.15	999	494	853.7	1110
TDS (mg/l)	359	659.45	796	394	691.3	890
OD (mg/l)	5.08	6.31	7.57	6.48	6.97	7.53
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	0.11	0.15	0.21	0.13	0.16	0.25
NO ₂ ⁻ (mg/l)	0.08	0.14	0.23	0.08	0.2	0.7
HCO ₃ ⁻ (mg/l)	176.53	214.64	264.79	189	220.84	300.1
Cl ⁻ (mg/l)	56.8	75.26	113.6	56.8	71.49	103.6
NO ₃ ⁻ (mg/l)	0.64	2.76	5.33	0.77	2.91	5.83
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	78.86	95.12	120	119.4	131.37	151.5
Ca ²⁺ (mg/l)	47.29	52.9	56.75	45.94	53.91	63.51
Mg ²⁺ (mg/l)	16.4	27.31	32.4	18.6	26.2	30.3
Na ⁺ (mg/l)	12.68	30.85	41.04	17.91	29.37	44.77
K ⁺ (mg/l)	1.37	1.95	3.27	1.26	1.92	2.81
Fe ²⁺	0	0.025	0.08	0	0.024	0.04
Cu ²⁺	0.16	0.43	0.68	0.13	0.43	0.69
Zn ²⁺	0.067	0.078	0.088	0.066	0.076	0.15

Tableau IV.3. Résultats de mesures - campagnes 2015

Élément	Campagne 11/05/2015			Campagne 10/06/2015		
	Min	Moy	Max	Min	Moy	Max
T°C	16.1	18.48	20.9	16.7	22.6	25
pH	7.61	8.32	8.53	7.39	8.21	8.48
CE (µS/cm)	436	843.8	1135	391	774.1	1043
TDS (mg/l)	430	822.3	1116	388	786.8	1063
OD (mg/l)	2.95	5.6	7.52	2.92	5.2	7.5
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	0.03	0.1	0.37	0.04	0.08	0.17
NO ₂ ⁻ (mg/l)	0.08	0.27	0.67	0.08	0.2	0.7
HCO ₃ ⁻ (mg/l)	176.53	223.31	300.1	189	222.5	294
Cl ⁻ (mg/l)	53.52	77.17	133.8	53.52	75.34	102
NO ₃ ⁻ (mg/l)	1.25	4.35	12.6	1.62	3.8	9.53
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	120.0	137.32	171.2	119.4	134.57	169.8
Ca ²⁺ (mg/l)	82	92.53	105	56.05	84.55	95.51
Mg ²⁺ (mg/l)	18.4	27.57	32.4	20.5	29.85	44.8
Na ⁺ (mg/l)	11.4	23.84	33.04	11.94	28.73	44.8
K ⁺ (mg/l)	1.37	1.96	3.3	1.26	1.92	2.81
Fe ²⁺	Non mesurés					
Cu ²⁺						
Zn ²⁺						

3.1 Caractéristiques physiques des eaux

Dans cette partie, nous donnons les valeurs des paramètres physiques (conductivité électrique (CE), température (T) et pH) des eaux de surface de l'oued Agrioune.

Les valeurs des paramètres physiques mesurées in situ (Tableau IV.2) montrent que la majorité des valeurs de la température est en dessous de la norme fixée par l'Algérie ($T < 25\text{ °C}$) de même que pour la conductivité électrique ($CE < 2800\text{ }\mu\text{S/cm}$) et le pH ($\text{pH} < 8,5$).

3.1.1 Température

Les températures des eaux de surface, enregistrées durant les périodes de prélèvement, ne dépassent pas la norme fixée par l'organisation mondiale de la santé (25°C). Elle augmente de l'amont vers l'aval. Plusieurs facteurs peuvent expliquer ces différences : L'heure à laquelle les mesures ont été prises, les caractéristiques morphométriques du cours d'eau aux sites de prélèvement (Altitude, pente, largeur, profondeur).

3.1.2 Potentiel d'hydrogène

La valeur du pH nous renseigne sur l'acidité ou l'alcalinité d'une eau. A partir des résultats obtenus (Tableau IV.2 et IV.3), on constate que les eaux de surface de l'Oued Agrioune ont un pH qui varie respectivement entre 7,22 - 8,4 et 7,48 - 8,5 pour les mesures des deux campagnes de 2014 et 2015.

Les valeurs élevées peuvent être expliquées par la nature géologique des roches (bicarbonatées) du bassin versant et par les différents rejets domestiques et industriels.

3.1.3 Conductivité électrique

La conductivité électrique (CE) d'une eau augmente avec sa teneur en sels dissous, elle permet donc une estimation de la minéralisation. Elle est considérée comme étant la propriété que possède l'eau à permettre au courant électrique de passer, celle-ci est fonction, de la température, de la concentration et des espèces ioniques en solution. La CE de l'eau de surface est en général influencée par la nature géologique des terrains traversés d'une part et les quantités importantes d'eaux usées qui se déversent dans le cours d'eau sans aucun traitement. On constate que la salinité est plus élevée pendant les mois de mai et de juin. Ceci est à mettre en liaison avec la température plus élevée pendant cette période qui permet une dissolution plus importante dans le milieu encaissant. La quasi-totalité des échantillons d'eaux, à savoir 75,00 à 81,82 % ont une CE variant entre 750 et 1500 $\mu\text{S/cm}$.

3.2 Faciès hydrochimiques

L'étude hydrochimique d'une eau permettra de préciser la répartition des divers éléments dissous, et de suivre leur évolution spatio-temporelle.

La caractérisation hydrochimique des eaux, nécessite alors l'utilisation de différents outils et méthodes hydrogéochimiques susceptibles d'expliquer les différents mécanismes associés à la minéralisation des eaux. Les diagrammes de **Piper** et de **Schoeller–Berkaloff** restent de très bons outils pour déterminer les différents faciès hydrochimiques.

3.2.1 Diagramme de PIPER

Ce type de diagramme permet de représenter plusieurs échantillons d'eau simultanément. Il est composé de deux triangles, permettant de représenter les faciès anionique et cationique, et d'un losange synthétisant le faciès global. Les nuages de points concentrés dans un pôle représentent pour les différents échantillons la combinaison des éléments anioniques et cationiques.

L'interprétation des résultats d'analyses des eaux à travers les deux périodes d'observation permet de déterminer les tendances hydrochimiques des eaux de la région étudiée afin d'avoir une idée sur les faciès chimiques des eaux de l'Oued Agrioune.

Le diagramme de PIPER (Figure IV.7) montre la représentation des échantillons d'eau de surface de l'Oued Agrioune. Il illustre une dominance de l'ordre de 90,0 % du faciès chloruré- sulfaté et calcique et magnésien et de 10 % du faciès bicarbonaté-calcique et magnésien.

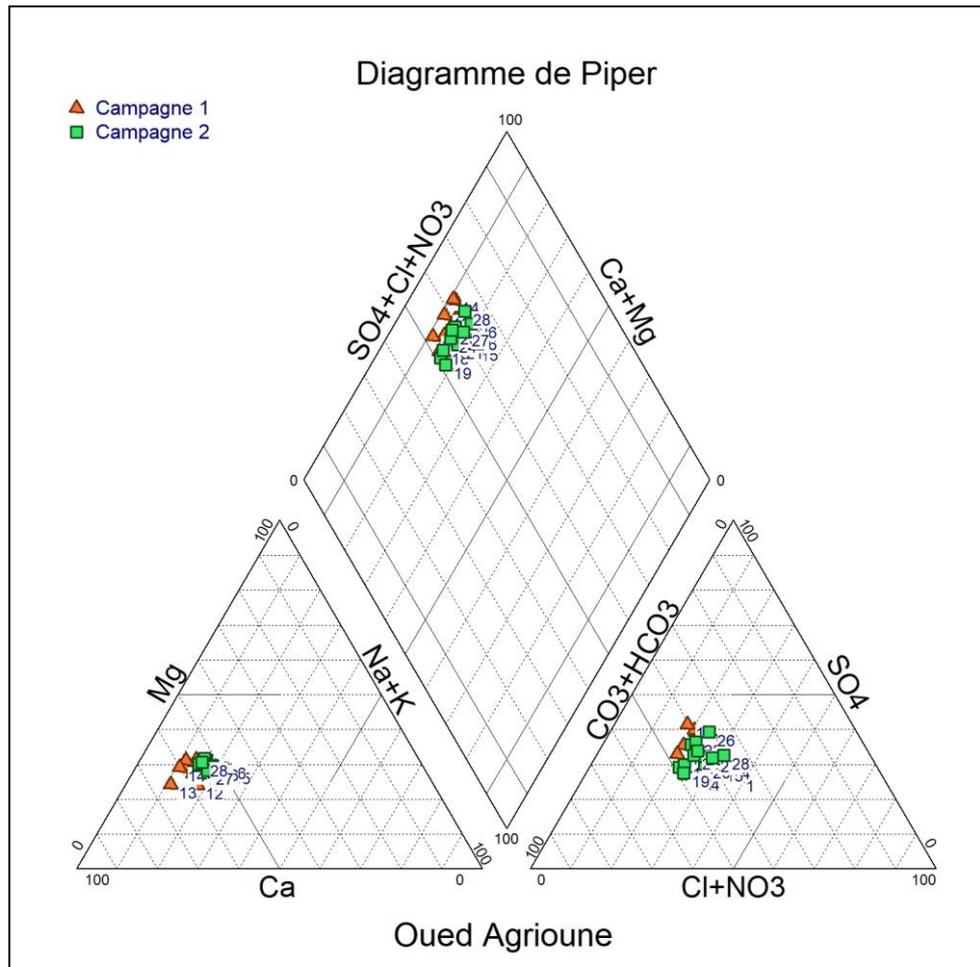


Figure IV.7. Diagramme Piper Oued Agrioune des 02 campagnes de 2015

3.2.2 Diagramme de Schöeller-Berkaloff

Le diagramme de Schöeller-Berkaloff permet aussi de représenter le faciès chimique de plusieurs échantillons d'eaux. Chaque échantillon est représenté par une ligne brisée. La concentration de chaque élément chimique est figurée par une ligne verticale en échelle logarithmique. La ligne brisée est formée en reliant tous les points qui représentent les différents éléments chimiques. Un groupe d'eau de minéralisation variable mais dont les proportions sont les mêmes pour les éléments dissous, donnera une famille de lignes brisées parallèles entre elles. Lorsque les lignes se croisent, un changement de faciès chimique est mis en évidence (Gouaidia, 2008).



Figure IV.8. Diagramme de Schöeller-Berkaloff - Campagne de Mai 2015

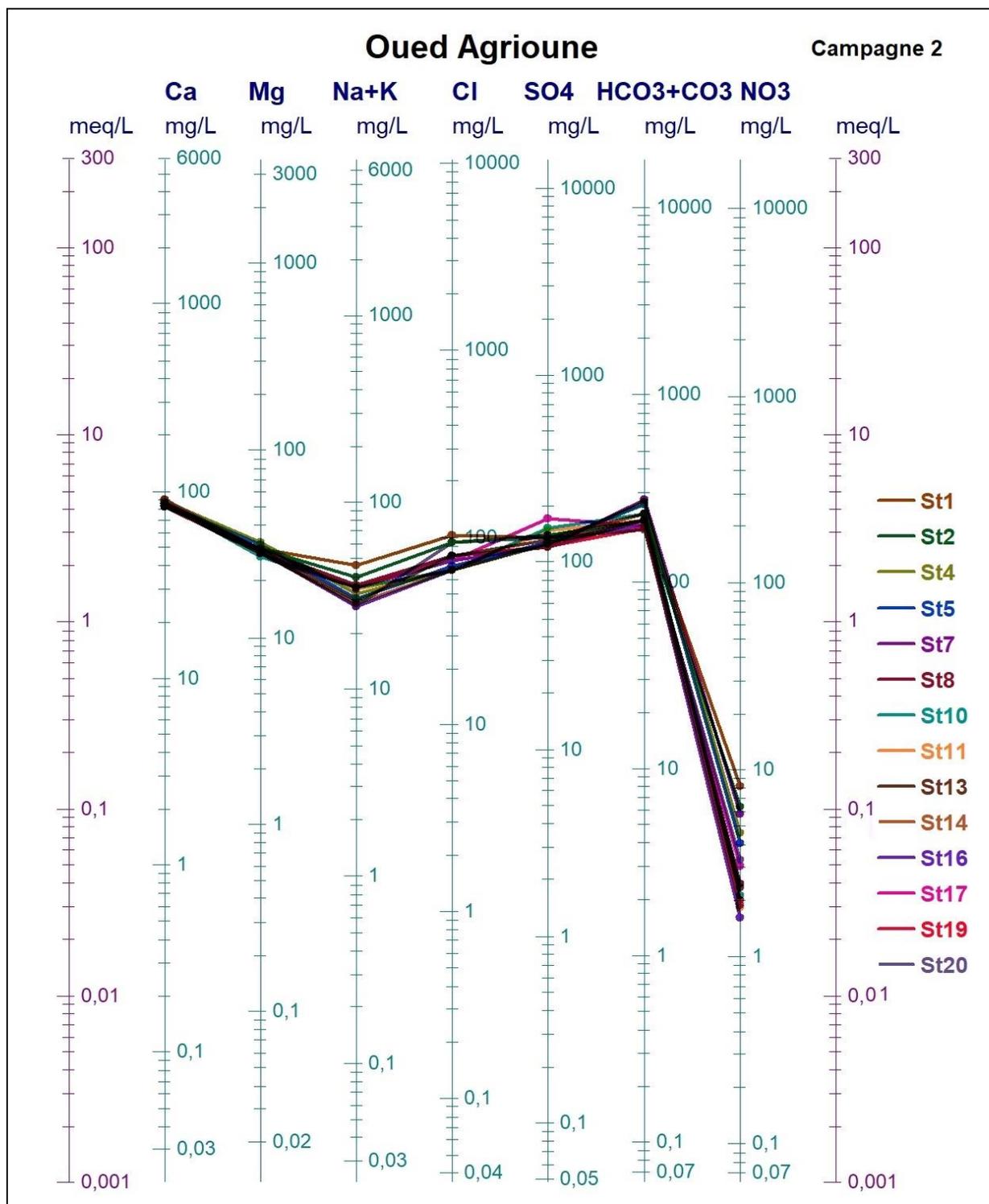


Figure IV.9. Diagramme de Schöeller-Berkaloff - Campagne de Juin 2015

Chapitre IV : Etude et modélisation de la qualité des eaux de surface d'Agrioune par le modèle PEGASE

Tableau IV.4. Classification des eaux de surface de l'oued Agrioune selon Schöeller-Berkaloff- Campagne 1

	Station	Formules caractéristiques	Faciès chimique	
Campagne 1	St1	$\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{NO}_3^-$	$\text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$	Bicarbonaté calcique
	St2	$\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{NO}_3^-$	$\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+$	Bicarbonaté calcique
	St4	$\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{NO}_3^-$	$\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+$	Bicarbonaté calcique
	St5	$\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{NO}_3^-$	$\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+$	Bicarbonaté calcique
	St7	$\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{NO}_3^-$	$\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+$	Bicarbonaté calcique
	St8	$\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{NO}_3^-$	$\text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$	Bicarbonaté calcique
	St10	$\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{NO}_3^-$	$\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+$	Bicarbonaté calcique
	St11	$\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{NO}_3^-$	$\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+$	Bicarbonaté calcique
	St13	$\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{NO}_3^-$	$\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+$	Bicarbonaté calcique
	St14	$\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{NO}_3^-$	$\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+$	Bicarbonaté calcique
	St16	$\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{NO}_3^-$	$\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+$	Bicarbonaté calcique
	St17	$\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{NO}_3^-$	$\text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$	Bicarbonaté calcique
	St19	$\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{NO}_3^-$	$\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+$	Bicarbonaté calcique
St20	$\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{NO}_3^-$	$\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+$	Bicarbonaté calcique	

Les résultats des analyses chimiques des eaux de surface illustrés sur le diagramme de Schöeller-Berkaloff pour les deux campagnes (Figures (IV.8) et (IV.9)), indiquent clairement la dominance du faciès **Bicarbonaté-calcique**.

3.3 Origine des éléments chimiques

3.3.1 Origine de Na^+ et Cl^-

Dans les eaux naturelles, la présence des deux éléments Na^+ et Cl^- est attribuée à la dissolution de la halite que l'on rencontre dans les formations triasiques. Cependant, les chlorures comme le sodium peuvent avoir d'autres origines (Naturelles ou anthropiques), pour vérifier l'origine de ces deux éléments, on a tracé le diagramme Na-Cl (Figure IV.10) :

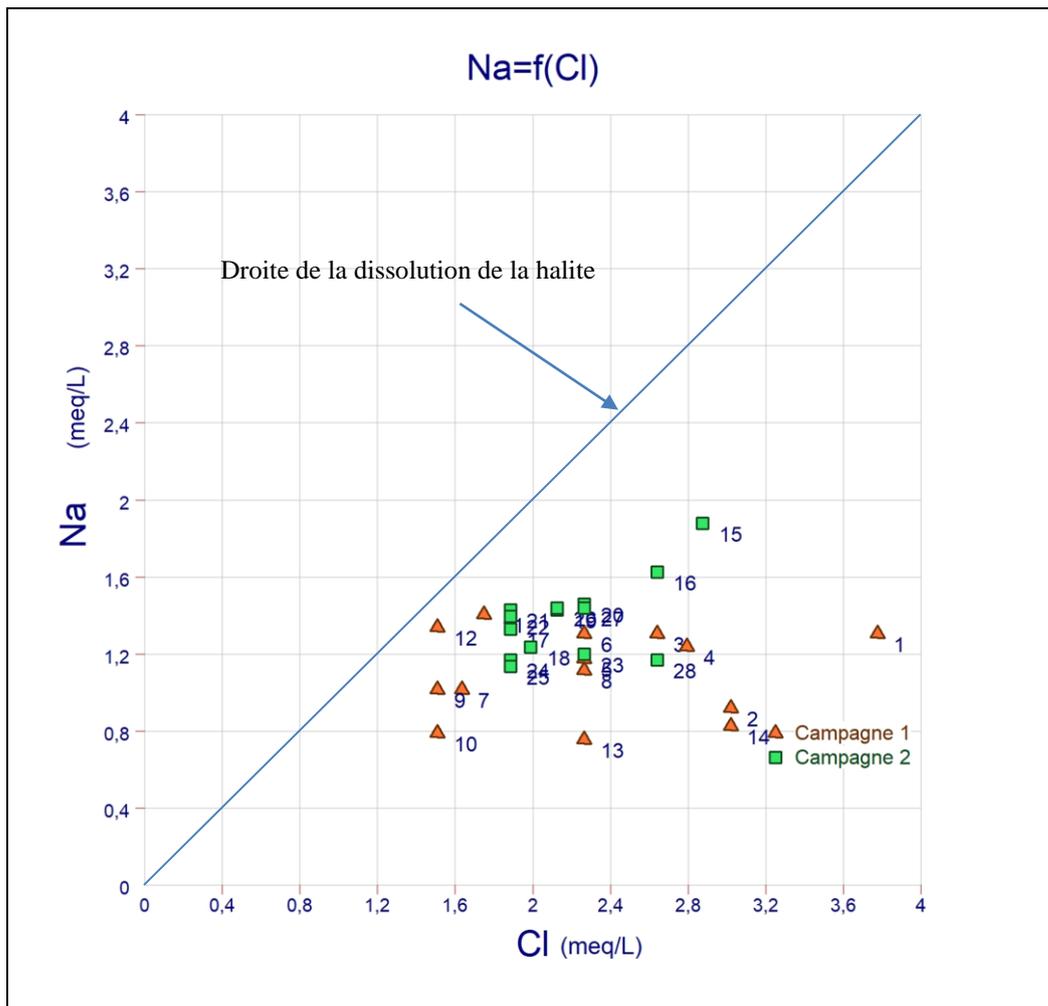
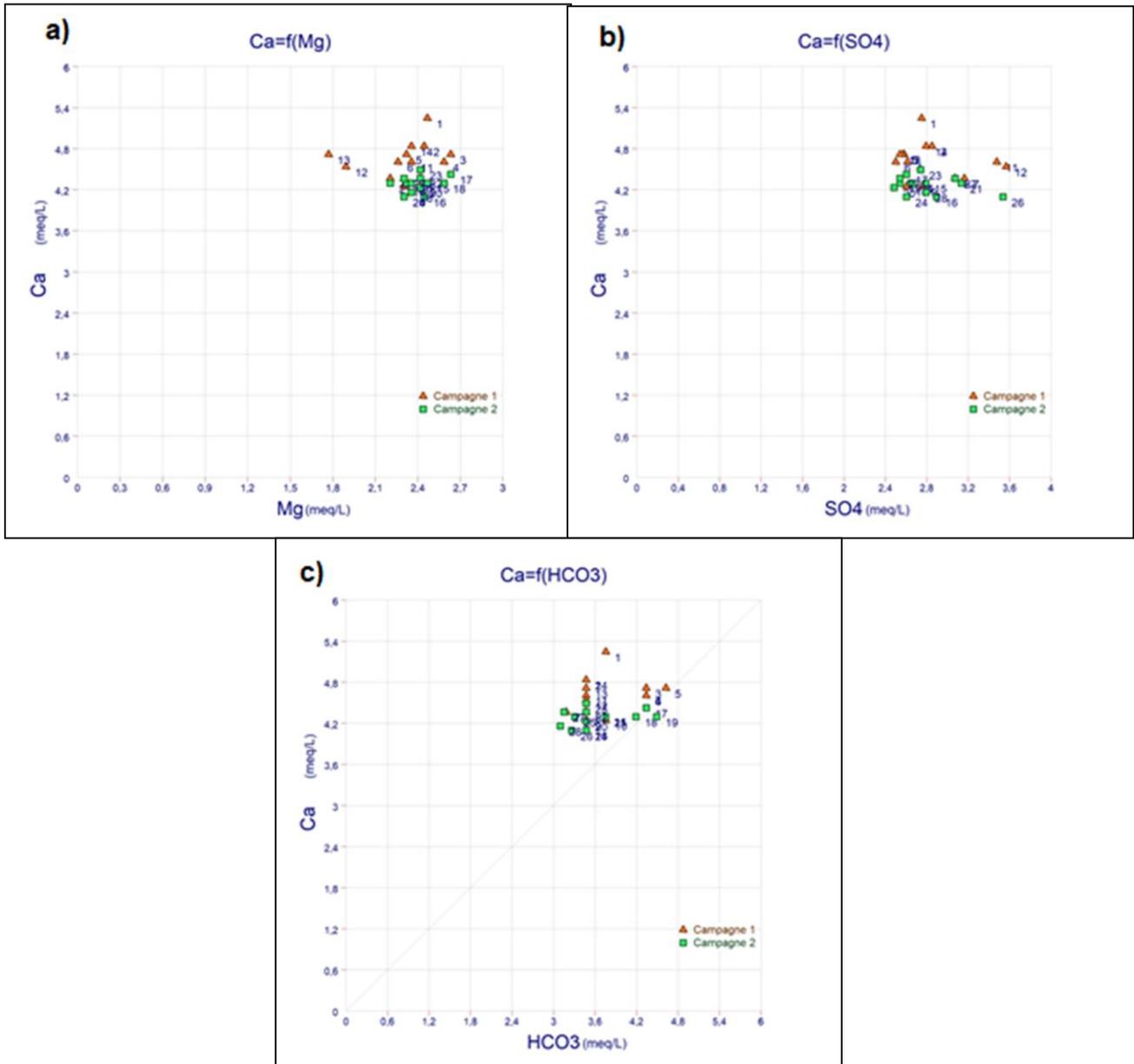


Figure IV.10. Détermination de l'origine du Sodium – Campagnes 2015

La représentation graphique de l'évolution du Na^+ en fonction de Cl^- (Figure (IV.10)) a montré un excès des teneurs en Cl^- , qui s'explique par l'existence d'une autre origine pour les chlorures autre que la halite telles que les activités anthropiques (rejets industriels et domestiques et lixiviat des décharges sauvages).

3.3.2 Origine du Calcium

Le calcium tire son origine des carbonates et du gypse, la détermination de l'origine de chaque concentration en Ca^{2+} est nécessaire pour connaître les mécanismes régissant la minéralisation des eaux de surface de l'oued Agrioune.



a) en fonction de Mg, b) en fonction de SO₄, c) en fonction de HCO₃

Selon la figure IV.11, l'excès des teneurs en calcium montre essentiellement la dissolution des formations carbonatées dolimitique et calcique qui est le principal mécanisme d'interaction eau-roche dans le bassin Agrioune.

3.4 Indices de saturation

La dissolution d'un minéral dans l'eau peut être décrite par un état d'équilibre : quand l'eau est en contact avec un minéral, la concentration de la solution augmente pour atteindre un maximum pour des conditions physico-chimiques données. On dit alors que la solution est saturée en ce minéral. L'état de saturation est exprimé par l'indice de saturation. La concentration d'une substance saturée représente la solubilité du minéral et dépend généralement de la température, du pH et des minéraux associés.

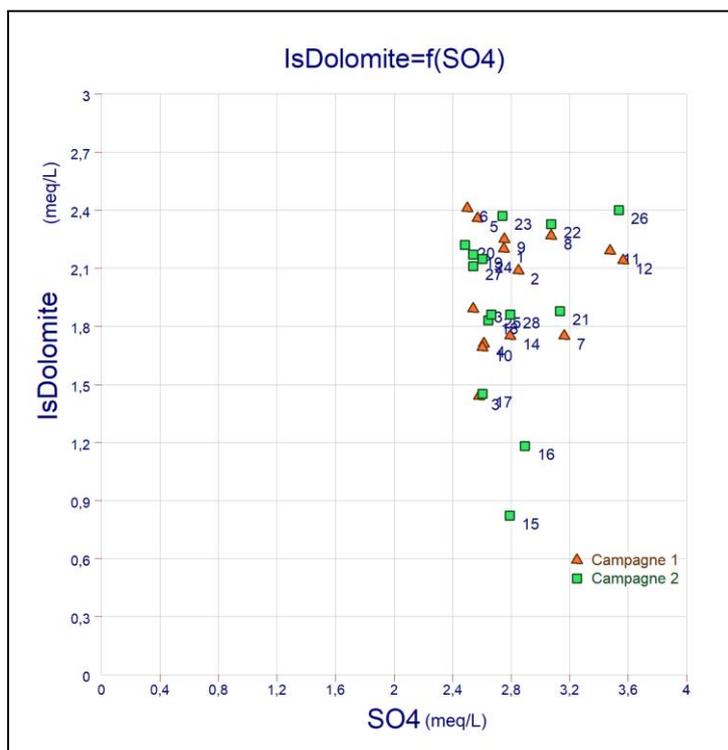


Figure IV.12. Diagramme de l'indice de saturation de la dolomite en fonction de SO4

Les valeurs des indices de saturation par rapport à la dolomite sont positives et varient entre 0,8 et 2,4 comme le montre la figure IV.12. Elles traduisent la capacité de la dolomite à se précipiter.

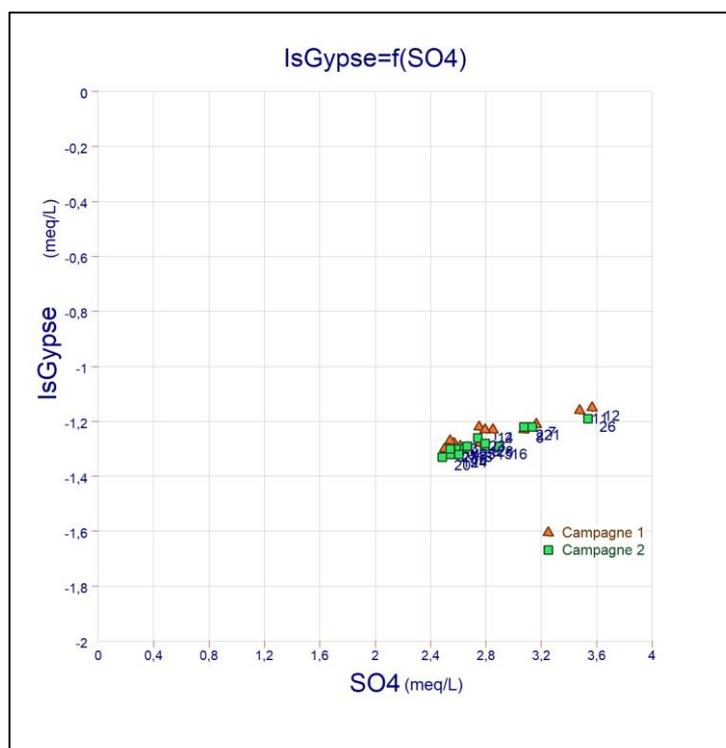


Figure IV.13. Diagramme de l'indice de saturation du gypse en fonction de SO4

Les valeurs des indices de saturation par rapport au gypse, schématisées dans la figure IV.13, sont négatives et varient entre -1,53 et -1,34. Elles traduisent la capacité du gypse à se dissoudre.

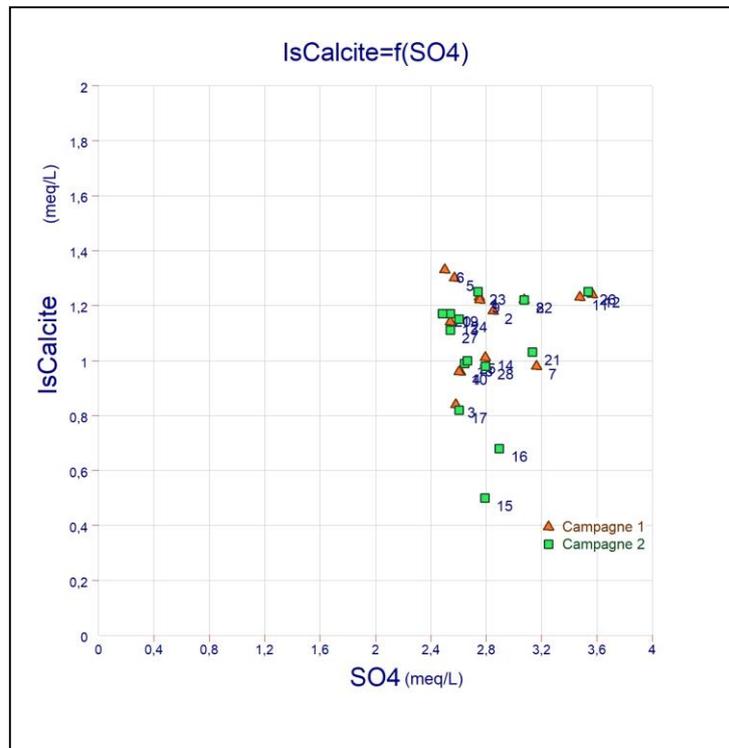


Figure IV.14. Diagramme de l'indice de saturation de la calcite en fonction de SO4

Les valeurs de l'indice de saturation par rapport à la calcite suivent celles de la dolomite et varient entre 0,78 et 1,14 (Figure IV.14). Elles traduisent la capacité de la calcite à se précipiter.

3.5 Evaluation de la qualité des eaux destinées à l'irrigation

L'aptitude des eaux pour leur utilisation en agriculture à partir de la représentation graphique SAR (Sodium Absorption Ratio) vs conductivité (Figure IV.15A), montre que la majorité des échantillons (75,0 %) sont situés dans la classe S1C3 (faible alcalinité et salinité élevée). La classe S1C2 (faible alcalinité et salinité moyenne) caractérise les échantillons (07) de l'oued Agrioune. Le diagramme de Wilcox (Wilcox, 1948), fondé sur la conductivité électrique et la teneur en sodium dans l'eau, exprimée en pourcentage (%Na⁺) (Figure IV.15B), illustre cette caractérisation et montre que (25,0%) des eaux représentant une excellente qualité et 75 % des échantillons sont moyennement minéralisées est classés dans la norme bonne qualité pour l'irrigation.

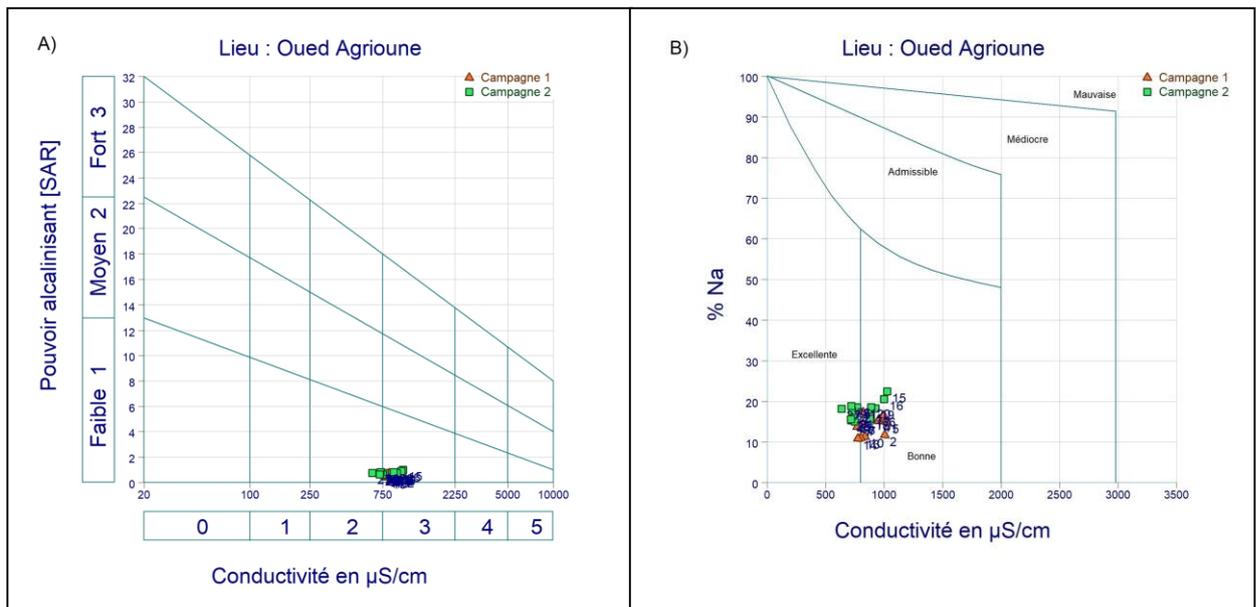


Figure IV.15. Classification des eaux de l'oued Agrioune d'irrigation.

A) Diagramme de Richards. B) Diagramme de Wilox

4 MODELISATION DE LA QUALITE DES EAUX DE SURFACE DE L'OUED AGRIOUNE PAR LE MODELE PEGASE

Par modèle de bassin versant, nous entendrons principalement un outil de calcul mathématique informatisé, simulant à l'aide d'équations déterministes l'évolution de concentrations, de paramètres caractérisant l'état physico-chimique et/ou biologique des masses d'eau sur un bassin versant, en fonction de données hydrologiques et d'émissions ponctuelles et diffuses. Les modèles sont aussi des outils de communication, ils sont environnés et utilisent des bases de données.

Le modèle intégré de bassin versant est donc capable, en premier lieu d'estimer comment la pollution diffuse se traduit en émissions vers le réseau hydrographique de surface, et ensuite de simuler l'effet de ces émissions diffuses, et des émissions ponctuelles, en termes de concentrations dans les cours d'eau du bassin.

Certains modèles sont plus spécialisés dans la première tâche (ils sont parfois appelés « modèles de bassin versant »), certains plus dans la seconde (parfois appelés « modèles hydrographiques »), et certains intègrent les deux fonctions de façon équilibrée.

Les lignes directrices ministérielles concernant la protection de l'environnement (JORADP 2007.2008.2011) représentent un cadre politique national dans le domaine de l'eau. Les modèles intégrés ont plusieurs usages potentiels en rapport avec ces directives récentes sur l'Eau, notamment :

- Etablissement des états des lieux : réalisation de cartes de qualité des milieux, aide à l'identification de masses d'eau fortement modifiées, ...
- Programmes de mesures : Evaluation en termes de coût/efficacité (efficacité économique des actions) ou coût/bénéfice (proportionnalité des coûts des actions par rapport aux bénéfices socio-économiques escomptés).

4.1 Rappel de la description du modèle

Le deuxième volet de cette étude est réalisé par l'application du modèle PEGASE en collaboration avec un centre de recherche européen spécialisé dans la recherche et le développement relatifs à l'eau « Aquapôle ». Le modèle de qualité de l'eau PEGASE (Figure IV.16) a été conçu avec les motivations suivantes pour (i) mieux comprendre le comportement de l'écosystème aquatique (d'où la construction d'un modèle déterministe et physique qui nécessite très peu d'étalonnage lorsqu'il est appliqué à de nouveaux bassins), (ii) structurer les connaissances (y compris les «données d'entrée»), (iii) quantifier les relations «pression-impact» basées physiquement afin d'aider les autorités en charge de la gestion des eaux de surface à prendre des décisions et (iv) étendre les modèles «rivières» pour prendre explicitement en compte l'influence de leur bassin versant (Deliège *et al.*, 2009).

Chapitre IV : Etude et modélisation de la qualité des eaux de surface d'Agrioune par le modèle PEGASE

Il s'agit d'un modèle physicochimique décrivant le comportement de systèmes de rivières entiers à diverses échelles allant de 10 à 10 000 km² (Deliège *et al.*, 2009 ; Descy *et al.*, 2012 ; Grard *et al.*, 2014). La spécificité du modèle réside dans sa capacité à travailler avec une résolution spatiale élevée, non seulement pour les petits bassins versants (niveau de la masse d'eau), mais également pour les grands réseaux hydrographiques (> 100 000 km²). PEGASE est un modèle physique orienté processus qui consiste en un ensemble d'équations différentielles partielles décrivant l'évolution dans le temps et dans le temps de variables d'état sélectionnées : débit, température, concentrations de polluants, éléments nutritifs, oxygène et populations biologiques (Smitz *et al.*, 1997). Les équations d'évolution contiennent des paramètres liés à la formulation mathématique des processus physiques, chimiques et biologiques. Les influences sur la qualité de rivières (concentrations) dues à la politique de gestion se traduisent par une modification de la gamme des « paramètres de contrôle » ou des « variables de décision » (taux de connexion des rejets urbains aux stations d'épuration, ...etc.).

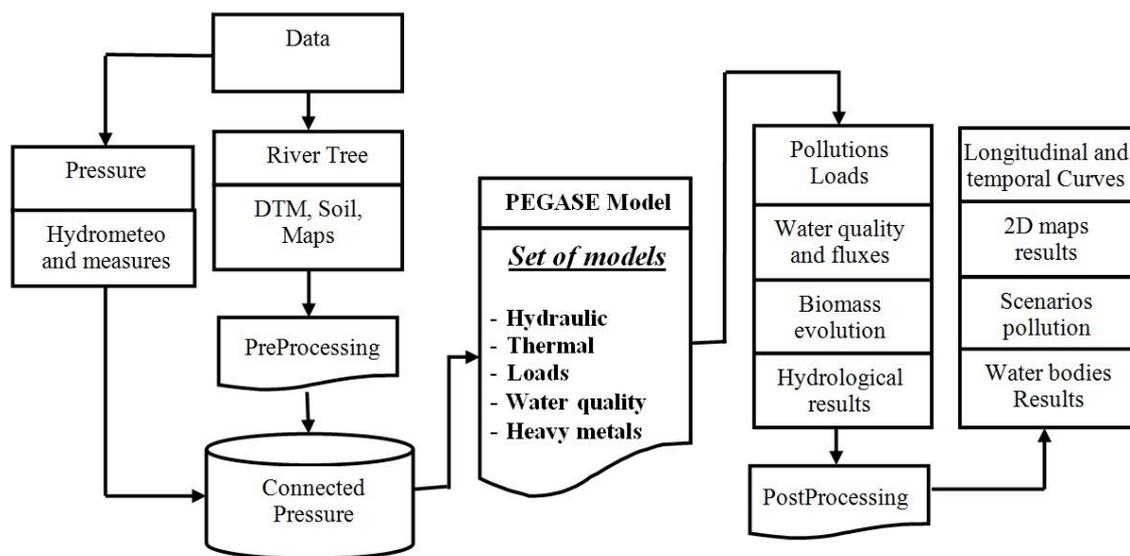


Figure IV.16: Principe opérationnel du modèle PEGASE

4.2 Structure du modèle PEGASE

PEGASE est composé de quatre sous-modèles (Figure IV.16) :

- un **sous-modèle hydrologique et hydrodynamique**, qui calcule les variables hydrodynamiques (débits, vitesses, profondeurs des rivières, temps de transfert, etc.), pour l'ensemble du réseau hydrographique (jusqu'à des milliers de kilomètres) et pour la période de simulation (généralement un an) en utilisant les données de décharge quotidiennes des stations de jaugeage. La manière dont les flux sont calculés dans le modèle est obtenue par une méthode inverse utilisant des mesures de flux journalières aux stations de jaugeage (ou à partir de catalogues de flux caractéristiques). Les débits des rivières sont ensuite calculés

Chapitre IV : Etude et modélisation de la qualité des eaux de surface d'Agrioune par le modèle PEGASE

en utilisant la surface du bassin versant, sous l'effet de corrections tenant compte des absorptions et des importations nettes d'eau anthropiques (canaux, irrigation, etc.). Les calculs correspondent généralement étroitement aux valeurs mesurées. Les vitesses, les profondeurs des cours d'eau et les temps de transfert sont ensuite calculés à l'aide d'une formulation de Manning (Chapra 1997-2014, Delière 2013);

- un **sous-modèle** dédié au calcul des **charges rejetées** (sources ponctuelles et diffuses) de matières organiques et de macro et certains micro-polluants;
- un **sous-modèle thermique**, qui calcule la température de l'eau à partir des données journalières disponibles, en tenant compte des rejets thermiques des centrales électriques et des industries (Smitz, 1976) ;
- un **sous-modèle** dédié au calcul de la **qualité de l'eau** et à la description explicite du comportement de l'écosystème aquatique (Everbecq *et al.*, 2001). Ce sous-modèle inclut les processus écologiques et biologiques : production primaire, mortalité et respiration de la biomasse, dégradation de la matière organique, cycle de l'oxygène, sédimentation, nitrification et dénitrification et réactivation.

Le modèle PEGASE est basé sur la solution de l'équation générique du bilan de masse. Pour un paramètre de pollution particulier de la concentration c (gm^{-3}), l'équation est écrite, dans le cas unidimensionnel non stationnaire, de la manière suivante :

$$\frac{\partial}{\partial t}(A \cdot c) + \frac{\partial}{\partial x}(A \cdot U \cdot c) = \frac{\partial}{\partial x}\left(A \cdot D \frac{\partial c}{\partial x}\right) + S \quad (\text{IV.1})$$

Où x est une coordonnée le long de l'axe du cours d'eau et t est le temps, D est le coefficient de dispersion hydrodynamique, A est l'aire de la section transversale de la rivière (m^2), U est la vitesse moyenne du cours d'eau (ms^{-1}) et S compte pour les deux sources et rejets de pollution externe et interne ($\text{gm}^{-1}\text{s}^{-1}$).

En supposant de faibles variations longitudinales, le terme de dispersion est, comme on le fait habituellement, négligé. Pour chaque segment du réseau hydrographique dans le modèle PEGASE, la section A et la vitesse correspondante U sont considérées comme constantes.

L'équation, dans la description lagrangienne ($\partial c/\partial t + u \partial c/\partial t = dc/dt$), est ainsi simplifiée (Everbecq *et al.*, 2001) :

$$\frac{dc}{dt} = \sum_i \frac{R_i}{A_i} \delta(x - x_i) + \sum_k \frac{q_k c_k}{A_k} \delta(x - x_k) + I_P - I_D \quad (\text{IV.2})$$

Le terme source est divisé en :

R_i : rejets ou contributions directes du paramètre constitutif (g s^{-1}), il comptabilise l'ensemble du débit massique extrait ou injecté en station x_i de la section A_i .

q_k : débit ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) de l'affluent k alimenté en un point x_k de la section A_k

Chapitre IV : Etude et modélisation de la qualité des eaux de surface d'Agrioune par le modèle PEGASE

$I_P - I_D$: somme des flux internes de production et de disparition ($\text{g m}^{-3} \text{s}^{-1}$)
L'équation est très simple à résoudre en utilisant un schéma d'intégration explicite.

Connaissant toutes les sources S^j à l'instant t_j , la concentration $c^{(j+1)}$,

À l'instant $t_{j+1} = t_j + \Delta t$, est évaluée par $c^{j+1} = c^j + \Delta t S^j$

Δt est un pas de temps d'intégration choisi.

4.3 Interface utilisateur PegOpera

Le logiciel PEGOPERA résulte du couplage d'une version améliorée du modèle PEGASE (version 5.1, réécrite en Fortran Orienté Objet) avec une interface utilisateur graphique conviviale.

Le couplage du modèle PEGASE à une interface graphique conviviale présente de nombreux intérêts :

- Comportement convivial et intuitif (notamment pour une utilisation directe par les parties prenantes : scientifiques, administrations, agences de l'eau, ...etc.) ;
- Visualisation conviviale des bases de données et des résultats, permettant une analyse plus efficace ;
- Aide à la préparation des bases de données et au déroulement des simulations en produisant messages d'erreur explicatifs (par exemple lorsque les valeurs codées dépassent les plages limites).

Cette interface permet entre autres :

- Modification de certains fichiers de données d'entrée avec des éditeurs spécifiques (rejets urbains, rejets industriels, stations d'épuration, débits, paramètres, ...etc.) ;
- Générer des fichiers directement utilisables par PEGASE à partir de ceux-ci, exporter des fichiers compatibles dBase ou Excel, des fichiers de forme et des fichiers kmz de Google Earth ;
- Visualisation sur carte des données d'entrée du modèle (base topographique, rejets, raccordements rejet / stations d'épuration...etc.) ;
- Création et modification de scénarios de simulation ;
- Effectuer des simulations et comparaison des résultats de ces dernières ;
- Visualiser les résultats de ces simulations et / ou comparaisons, rivière par rivière ou de manière globale (cartes) ;
- Exportation des résultats vers des fichiers ASCII, Excel ou dBase.

4.4 Calibrage du modèle et données d'entrée

PEGASE est un modèle basé sur les processus physiques. Le postulat principal est que les processus physiques, chimiques et biologiques sont représentatifs et dépendent de différentes variables de l'environnement (températures, pentes, profondeurs d'eau, etc.),

Chapitre IV : Etude et modélisation de la qualité des eaux de surface d'Agrioune par le modèle PEGASE

ce qui conduit à différents états de l'hydrosystème (Garnier *et al.*, 1995 ; Reichert, 2001 ; Polus *et al.*, 2011). Selon les auteurs et les concepteurs du modèle PEGASE (Grard *et al.*, 2014), très peu d'étalonnage est nécessaire. La majeure partie des paramètres est déterminée expérimentalement (Descy *et al.*, 1987) ou à partir d'une revue de la littérature ; quelques-uns ont été ajustés sur des bassins spécifiques par un calibrage entrepris dans des études antérieures.

Pour l'application du modèle sur le bassin et l'oued Agrioune, les paramètres suivants ont été calibrés :

- La norme de consommation quotidienne d'un équivalent habitant ;
- La répartition quotidienne des éléments (carbone, azote et phosphore) des eaux usées d'un équivalent habitant ;
- Les fonctions de lessivage des sols (Tableau IV.5) pour les différents usages du territoire du bassin (urbain, cultures, forêts, prairies, feuillus et divers). Pour chaque occupation du sol, les concentrations (c'est-à-dire les fonctions de lessivage des sols) sont estimées principalement sur la base des mesures effectuées dans la partie supérieure du bassin versant.

Les valeurs de ces trois paramètres d'entrée dans l'outil PEGASE sont ajustées jusqu'à ce que toutes les valeurs simulées des sept paramètres de qualité de l'eau considérés ici atteignent un ajustement satisfaisant des valeurs mesurées. Le meilleur ajustement obtenu a donné 55 l/j pour le premier des paramètres ci-dessus, et 80 g/j de carbone, 8 g/j d'azote et 0,4 g/j de phosphore pour le deuxième paramètre. En ce qui concerne le troisième paramètre, les valeurs d'entrée sont les suivantes :

Tableau IV.5. Les fonctions de lessivage des sols pour les différents usages du territoire du bassin

Divers	Urbain	Cultures	Feuillus	Prairie	Forêt	Paramètre (mg /l)
0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	Carbone organique dissous rapidement dégradable
0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	Carbone Organique Dissous Lentement Dégradable
1,4	1,4	1,4	1,4	2,4	2,4	Carbone Organique Dissous Non Dégradable Particulaire
0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	Carbone organique particulaire rapidement dégradable
0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	Carbone organique particulaire lentement dégradable
0,9	0,9	0,9	0,9	1,9	1,9	Carbone Organique Particulaire Non-Degr.
1,5	2	7,5	3	0,8	0,8	Nitrate
0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	Nitrite
0,03	0,03	0,05	0,05	0,02	0,02	Ammonium
0,05	0,05	0,05	0,05	0,03	0,03	Dégradable à l'azote organique dissous
0,4	0,4	0,4	0,4	0,6	0,6	Azote Organique Dissous Non Dégradable
0,1	0,1	0,1	0,12	0,08	0,08	Azote organique particulaire
0,02	0,03	0,05	0,04	0,006	0,006	Orthophosphate dissous
0	0	0	0	0	0	Orthophosphate lié
0,005	0,005	0,01	0,01	0,005	0,005	Phosphore Organique Dissous
0,015	0,015	0,03	0,02	0,02	0,02	Phosphore Organique Particulaire
9	9	9	9	9	9	Oxygène (initialisation)

Les données d'entrée nécessaires sont résumées comme suit :

- **données géographiques** : réseau hydrographique numérisé, modèle numérique d'élévation, couverture terrestre, cheptel et les données administratives. Pour appliquer le modèle PEGASE au bassin hydrographique d'Agrioune, des données géographiques appropriées ont été obtenues à l'aide du système d'information géographique ArcGis (ESRI, 2013) afin de constituer les fichiers géographiques d'entrée PEGASE (réseau hydrographique, aires de drainage, emplacements des barrages, aménagements, etc.).
- **données hydrométéorologiques** : mesures des débits d'eau quotidiens et des températures de la rivière Agrioune, et insolation (j / cm^2) pour chaque demi-heure du lever au coucher du soleil pour les deux années de simulation (2014/2015) ;
- **données sur la charge de pollution** : données relatives aux activités humaines et aux rejets (urbaines, industrielles, usines de traitement des eaux usées, ...etc.).

Chapitre IV : Etude et modélisation de la qualité des eaux de surface d'Agrioune par le modèle PEGASE

PEGASE décrit ces charges de manière structurée :

- Les rejets urbains fondés sur le concept d'équivalent habitant (la charge de pollution individuelle produite en interne par une personne par jour);
- Les rejets industriels estimés pour la DCO, le N, le P et les micropolluants, principalement à partir d'inventaires administratifs ;
- Les charges déversées à la sortie des stations d'épuration des eaux usées (STEP);
- La réduction de la pollution dans les stations d'épuration ;
- Les charges dues aux activités d'élevage ;
- Les charges diffuses par les sols (fonctions de lessivage des sols) estimées par des fonctions semi-statistiques régionalisées, en fonction de la couverture végétale.

Les figures (IV.18) et (IV.19) montrent la répartition des rejets ponctuels et diffus dans le bassin versant d'Agrioune.

- **données de mesures et analyses** pour comparaison et validation.

Le tableau IV.6 présente les données d'entrée nécessaires à la modélisation de la qualité de l'eau sur le bassin d'Agrioune.

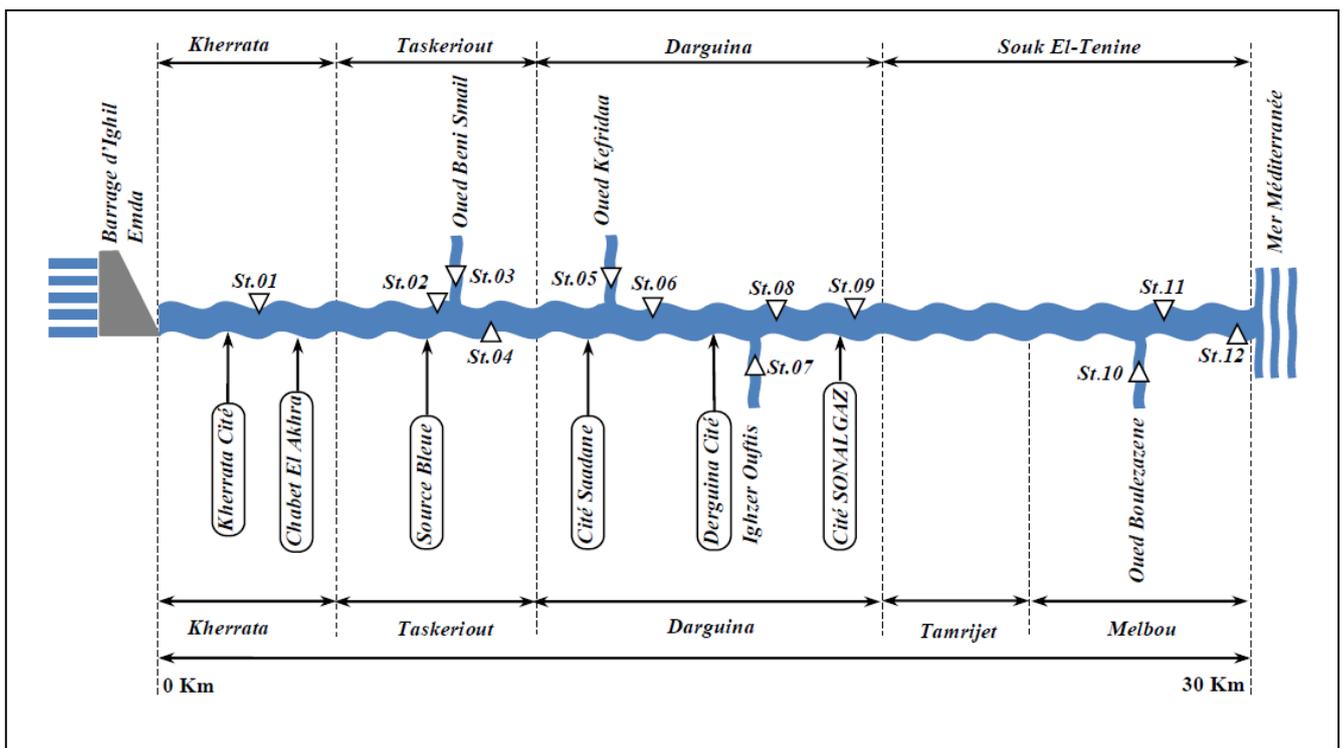


Figure IV.17. Schéma de la rivière Agrioune avec ses affluents et stations d'échantillonnage prise en compte dans PEGASE

Pour la partie modélisation par PEGASE, nous avons retenu 12 stations de mesure. Huit (08) stations réparties sur Oued Agrioune et quatre (04) sur les affluents principaux. La localisation des stations sont présentées sur la figure IV.17.

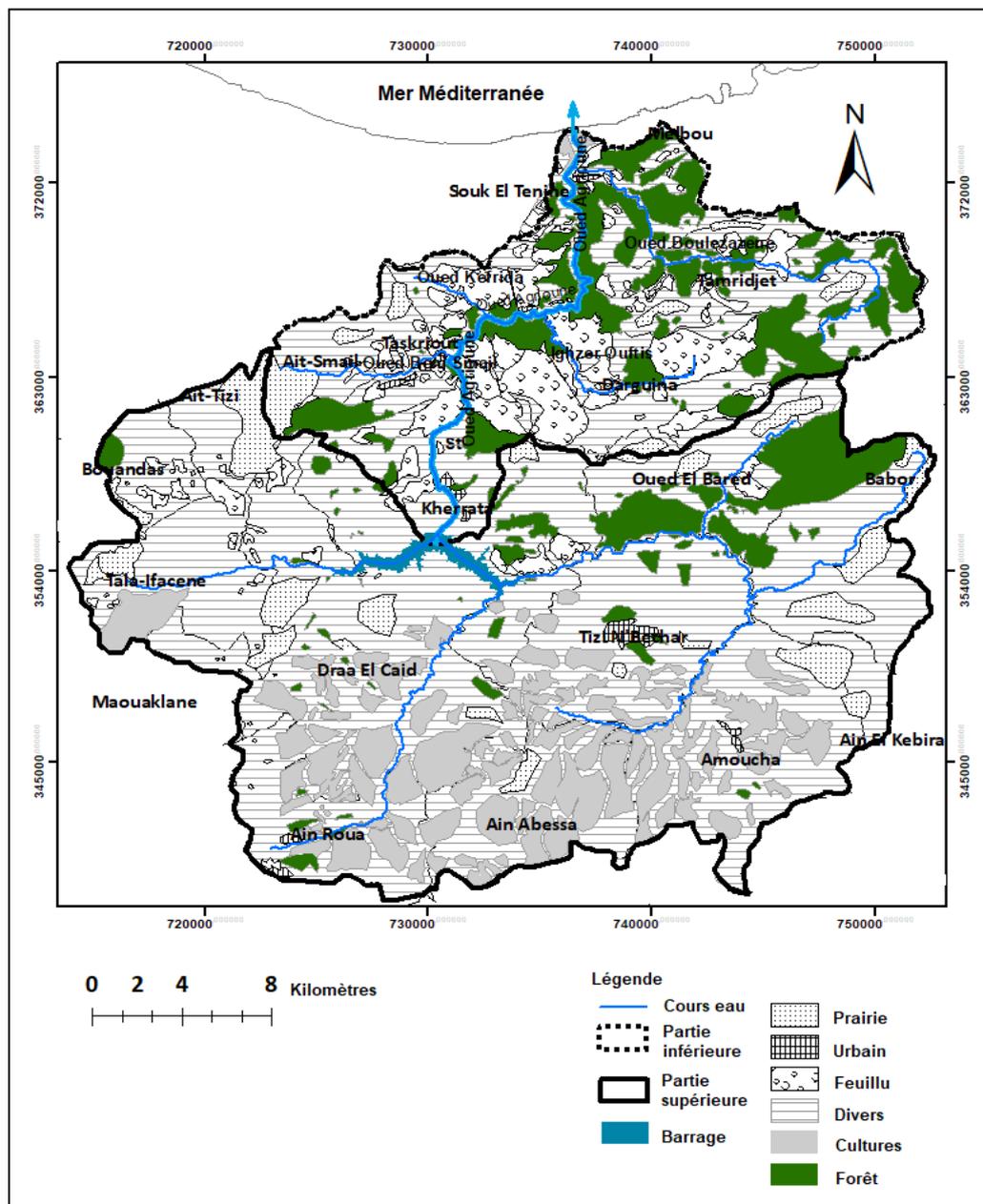


Figure IV.18. Répartition de l'occupation de sol du bassin Agrioune

Tableau IV.6. Les données d'entrée nécessaires à la modélisation de la qualité de l'eau d'Agrioune.

Type de données	Propriétés des données	Echelle	Source	Description de la donnée
Données géographiques	Délimitation du bassin versant	1:5000	Digitalisation obtenue à partir de 04 cartes d'EM en utilisant ArcGis	Délimitation du bassin versant d'Agrioune
	Sous bassins	1:5000		Délimitation des sous bassins.
	Réseau hydrographique	1:5000		Digitalisation du réseau de rivières
	Modèle numérique de terrain (MNT)	Grille (90 m×110 m)	INCT ¹	MNT du Nord d'Algérie
	Utilisation des terres		DADR ²	Utilisations des terres et classification
Données Hydrométéo	Débits rivière	2 stations	ANRH et barrage d'Ighil Emda	Mesures journalières sur la rivière d'Agrioune
	Température de l'eau de la rivière	stations d'échantillonnage	Mesure in situ et génération statistique	
	Insolation	1 Station	Cder ³	½ Heure Insolation
Données des charges polluantes	Rejet urbain		DRE ⁴ (Bejaia et Setif)	80 rejets urbains
	Épuration			55 bassins de décantation et 01 Station d'épuration
	Rejet industriel		ANRH	05 Rejets industriels identifiés
	Rejet cheptel	19 communes	Communes/ DARD	Le recensement du cheptel (bovin, ovin et caprin)
Mesure de la qualité	Stations d'échantillonnage	12 stations	A l'aide GPS	Localisation
	Valeurs mesurées	4×12 mesures		Mesures et analyses des échantillons prélevés

¹ INCT : Institut National de Cartographie et de télédétection-Alger

² DADR : Direction d'Agriculture et Développement Rural (Bejaia et Sétif)

³ CDER : Centre de Développement des Energies Renouvelables –Alger

⁴ DRE : Direction des ressources en eau (Bejaia et Sétif)

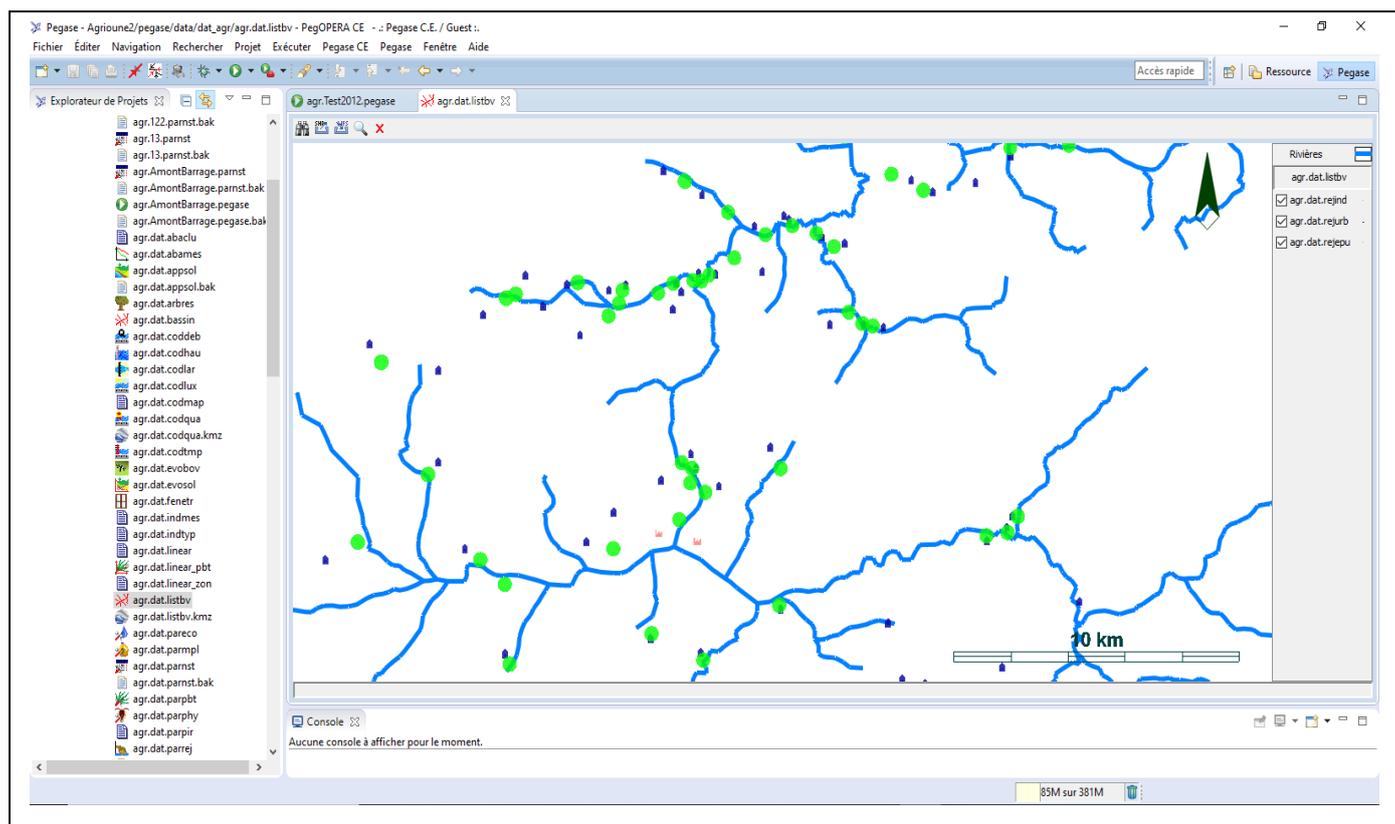


Figure IV.20. Capture d'écran du logiciel PegOpera du réseau hydrographique et la localisation des rejets

4.5 Exécution et validation de la modélisation

Après avoir exécuté le modèle sur une période historique (une ou plusieurs années passées - Figures IV.20. et IV.21-), la validation est effectuée en comparant les valeurs calculées et les mesures et analyses réalisées sur le terrain et au laboratoire.

Différents outils sont inclus dans le logiciel pour évaluer les écarts entre les valeurs calculées et mesurées. Si les résultats de la validation ne sont pas satisfaisants, des consolidations de la base de données ou éventuellement des processus modélisés sont nécessaires. Ce n'est que lorsque l'étape de validation est satisfaisante que des scénarios prospectifs peuvent être réalisés avec une fiabilité suffisante.

Pour notre modélisation, le modèle PEGASE sera appliqué pour les périodes de simulation (2014 et 2015).

Chapitre IV : Etude et modélisation de la qualité des eaux de surface d'Agrioune par le modèle PEGASE

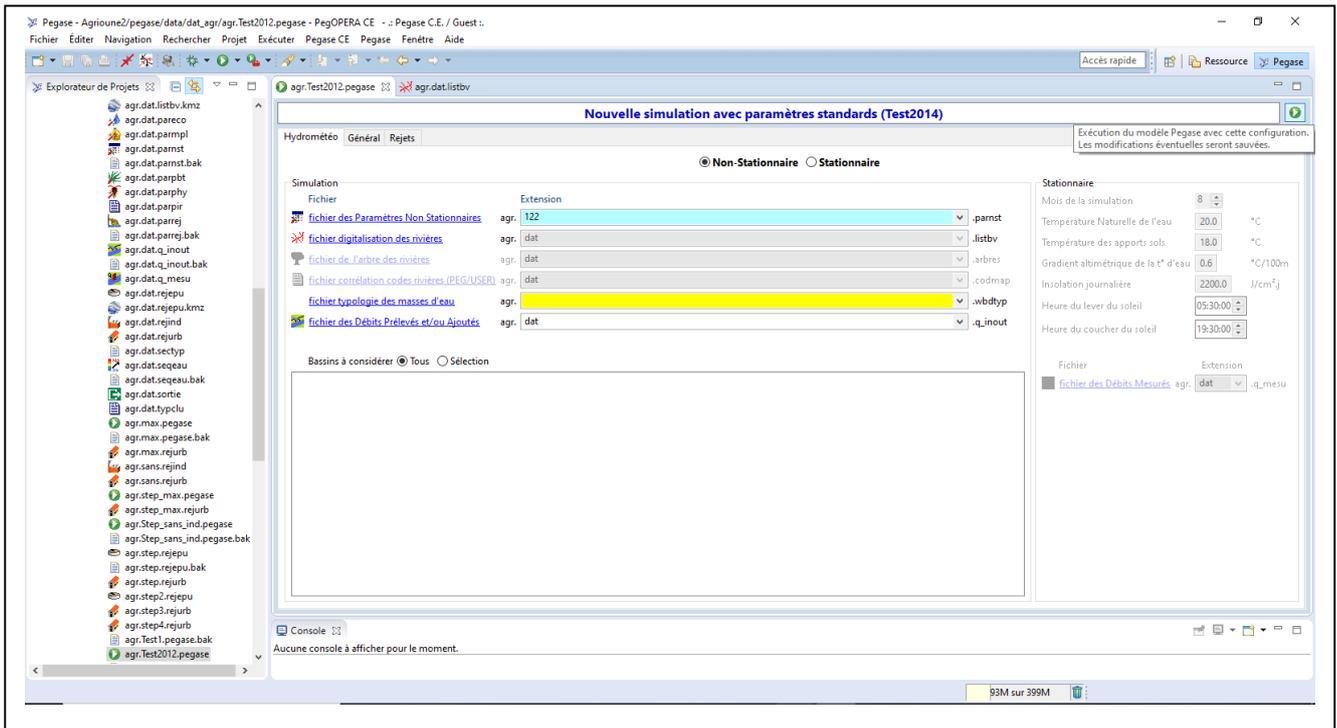


Figure IV.21. Capture d'écran pour l'exécution d'une nouvelle simulation (année 2014)

Comme déjà soulevé dans le chapitre II, la sortie des résultats obtenus du logiciel est constituée de tableaux, graphiques et cartes, montrant l'état de divers paramètres de qualité (oxygène dissous, demande biologique en oxygène, demande chimique en oxygène, azote, phosphore, chlorophylle a, micropolluants... et indices) soit à un temps spécifié, le long d'une rivière, ou l'évolution temporelle à un nœud de rivière donné. Il fournit également des cartes, ou des animations de l'évolution temporelle des résultats sur le bassin.

Les graphiques (IV.22 à IV.27), où figurent des exemples d'évolution longitudinale des paramètres physico-chimiques le long de l'oued Agrioune pour le 28 avril 2014, montrent clairement qu'il existe, à quelques exceptions près, un bon accord entre les valeurs mesurées sur le terrain et celles simulées par le modèle PEGASE. Les figures (IV.22 à IV.27) montrent, pour l'ensemble des paramètres représentés, que les variations abruptes observées entre le km 0 et le km 15 sont reproduites de manière acceptable par le modèle. Cette zone de variation correspond à une concentration de débit de différentes localités introduites en tant qu'entrées dans le modèle. Après le km 15, de faibles variations de paramètres avec de petites désintégrations sont rapportées par des mesures in situ et très bien reproduites par le modèle, à l'exception du cas du nitrate (NO_3^-). Ce dernier semble être surestimé par le modèle.

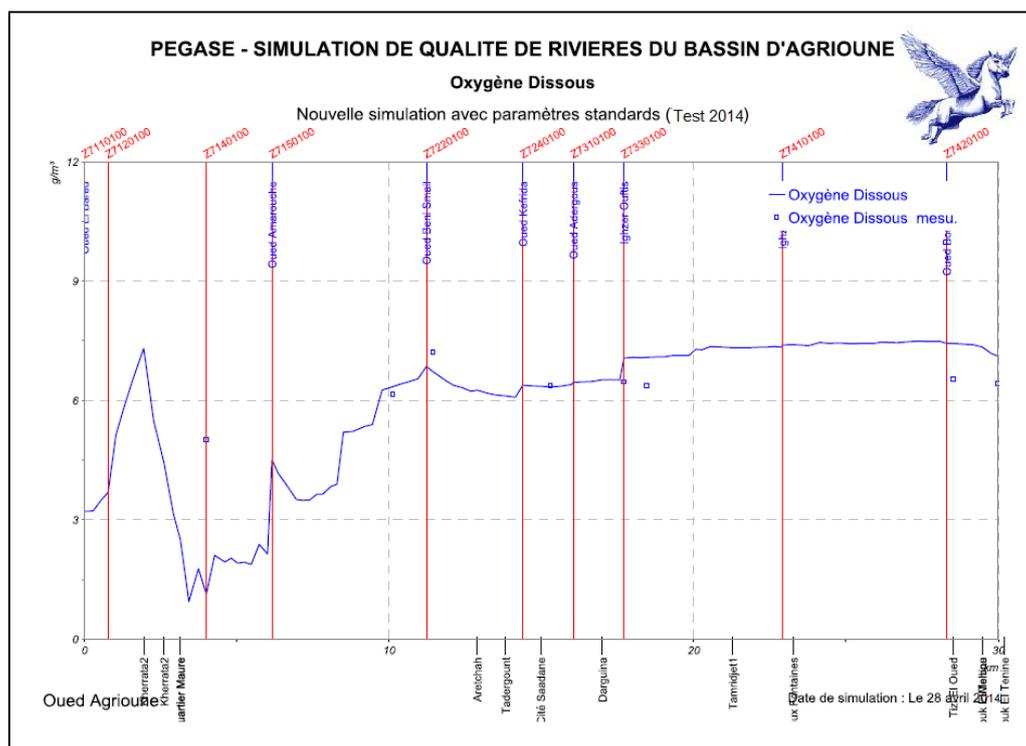


Figure IV.22. Evolution longitudinale de l'oxygène dissous le long de l'oued Agrioune pour le 28 avril 2014

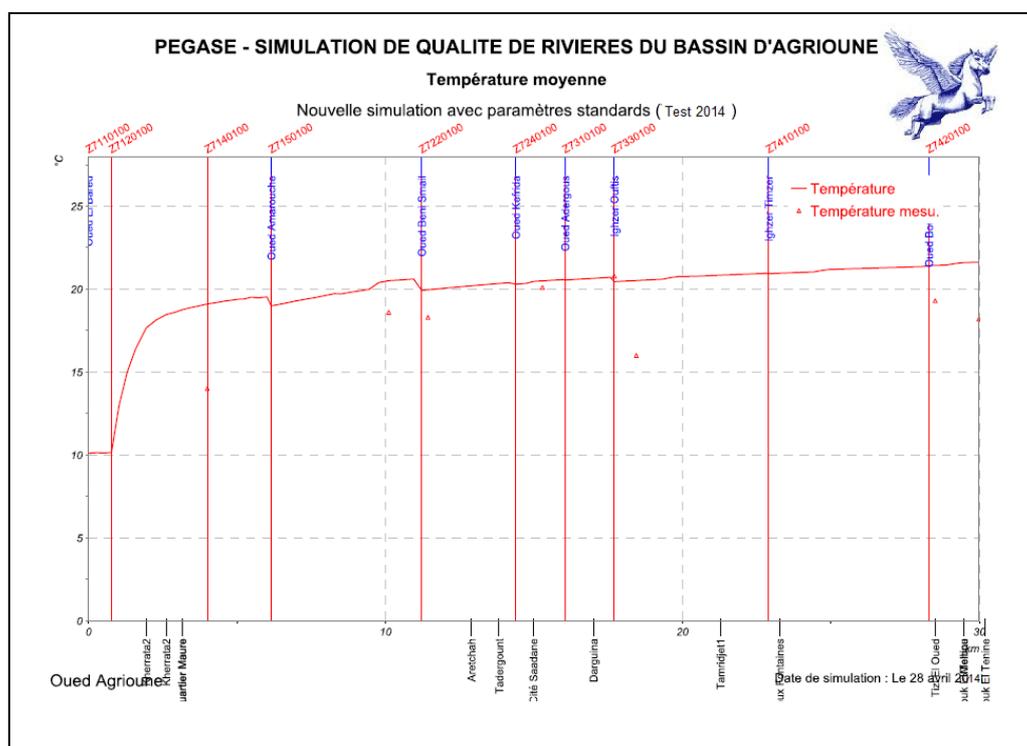


Figure IV.23. Evolution longitudinale de la température moyenne le long de l'oued Agrioune pour le 28 avril 2014

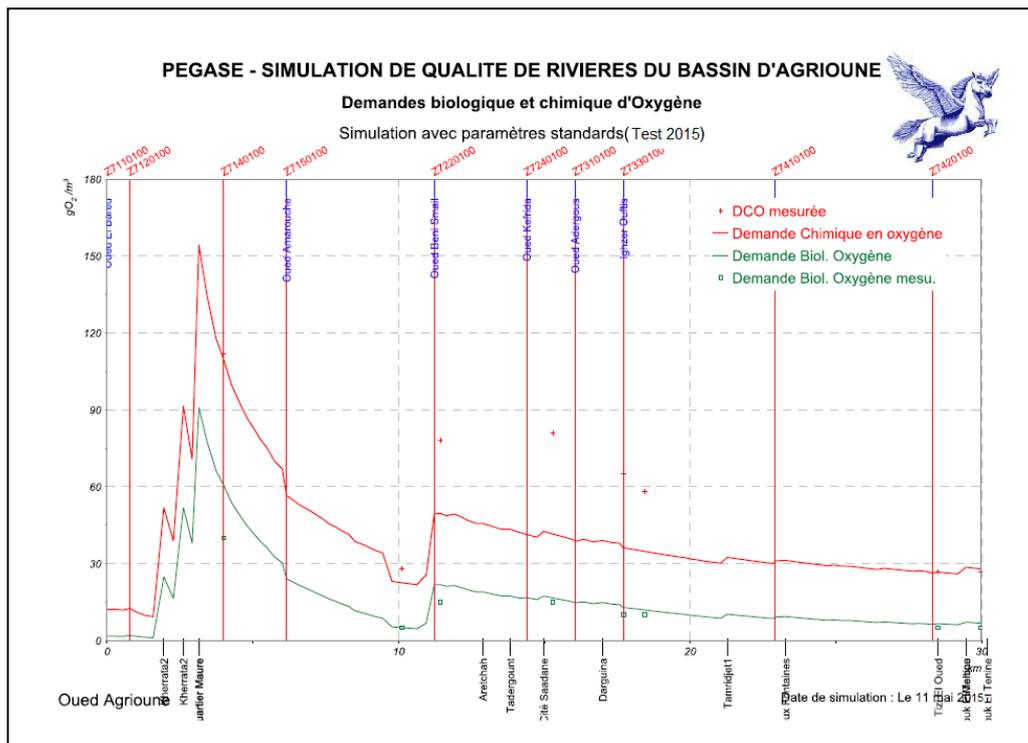


Figure IV.24. Evolution longitudinale de la DBO₅ et DCO le long de l'oued Agrioune pour le 11 mai 2015

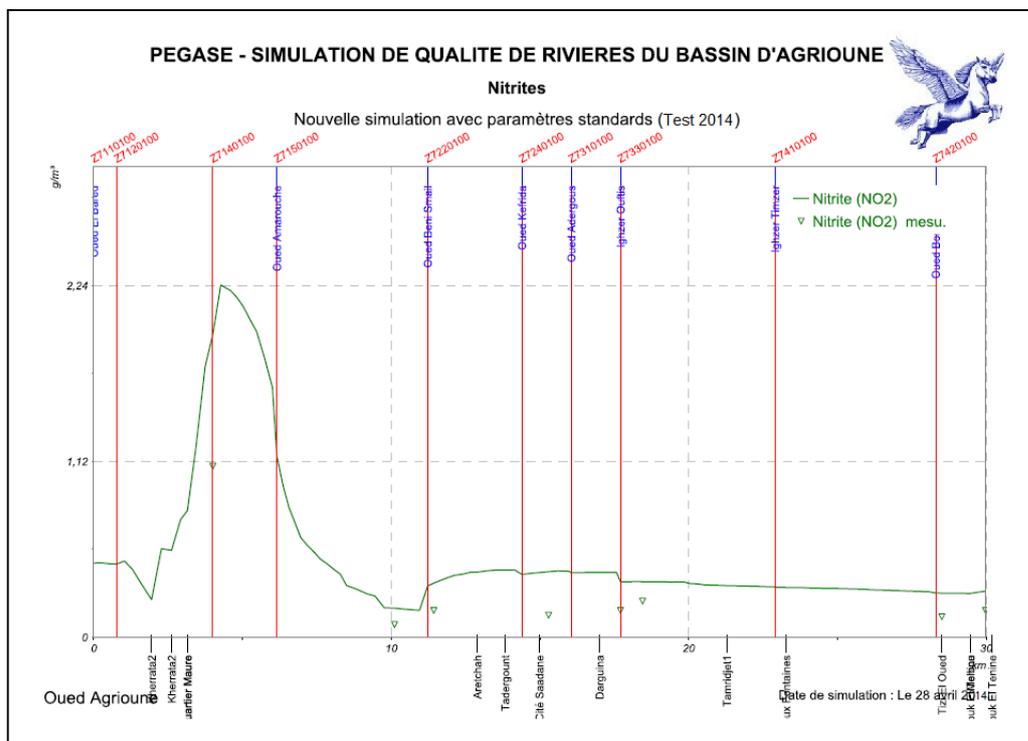


Figure IV.25. Evolution longitudinale des nitrites le long de l'oued Agrioune pour le 28 avril 2014

Chapitre IV : Etude et modélisation de la qualité des eaux de surface d'Agrioune par le modèle PEGASE

Afin de mieux appuyer la validation de notre modélisation, les performances du modèle ont été vérifiées à l'aide de trois paramètres statistiques :

1. le coefficient de détermination (R^2) ;
2. l'efficacité de Nash-Sutcliffe (NSE) (Nash et Sutcliffe, 1970) ;
3. et le coefficient d'erreur quadratique moyenne normalisée (NRMSE).

Ces coefficients ont été utilisés pour comparer les prédictions du modèle aux valeurs mesurées.

La valeur R^2 est un indicateur de la force de la relation entre les valeurs mesurées et simulées.

Le coefficient (NSE) est également très souvent utilisé en hydrologie. Il sert à mesurer la part de variance expliquée par le modèle. Il est généralement utilisé pour estimer la qualité des débits simulés, mais, peut très bien s'appliquer à toute variable pour laquelle on dispose de valeurs observées et simulées. L'efficacité de la simulation de Nash-Sutcliffe indique dans quelle mesure le tracé de la valeur mesurée par rapport à la valeur simulée correspond à la courbe 1:1.

Si les valeurs R^2 et NSE sont inférieures ou très proches de 0.0, la prédiction du modèle est considérée comme « inacceptable ou médiocre ». Si les valeurs sont très proches de 1.0, la prédiction du modèle est 'parfaite'. Une valeur supérieure à 0.5 pour ces coefficients est considérée acceptable (Santhi *et al.*, 2001).

Le coefficient NRMSE indique l'écart entre les valeurs simulées et mesurées. Plus il est petit, plus la prédiction est bonne. Les expressions de ces trois paramètres sont :

$$(1) R = \frac{1}{n} \times \frac{\sum_{i=1}^n (mes_i - \overline{mes})(sim_i - \overline{sim})}{\sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (mes_i - \overline{mes})^2} \times \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (sim_i - \overline{sim})^2}} \quad (IV.3)$$

$$(2) RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (mes_i - sim_i)^2} \quad (IV.4)$$

$$(3) NRMSE = \frac{RMSE}{\max(mes_i) - \min(mes_i)} \quad (IV.5)$$

$$(4) NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (sim_i - mes_i)^2}{\sum_{i=1}^n (mes_i - \overline{mes})^2} \quad (IV.6)$$

Où mes_i est la valeur mesurée ; sim_i est la valeur simulée ; (\overline{mes}) et (\overline{sim}) sont respectivement la moyenne des valeurs mesurées et la moyenne des valeurs simulées ; et n est le nombre de valeurs comparées. Les valeurs de ces paramètres sont reportées dans le tableau VI.7 et les ajustements sont illustrés sur les figures IV.28 et IV.29 pour chaque paramètre. Les résultats de la corrélation (Tableau IV.8) entre les valeurs

Chapitre IV : Etude et modélisation de la qualité des eaux de surface d'Agrioune par le modèle PEGASE

mesurées et simulées montrent que le modèle est bien calibré de manière satisfaisante pour le bassin hydrographique de l'Agrioune. Le coefficient de détermination (R^2), compris entre 0,66 et 0,94, montre la capacité du modèle à simuler les principaux paramètres de pollution (OD, DBO₅, DCO, NO₂⁻, et PO₄³⁻).

Tableau IV.7. Résultats de la performance statistique du modèle

Paramètre	R	R ²	NRMSE	NSE
Température	0,59	0,35	0.25	0.217
Oxygène dissous	0.81	0,66	0.36	0.440
DBO ₅	0.95	0,90	0.08	0.890
DCO	0.87	0,76	0.12	0.600
Nitrites	0.94	0,88	0.13	0.680
Nitrates	-0.68	0,46	0.45	-2.380
Phosphates	0.96	0,94	0.07	0.850

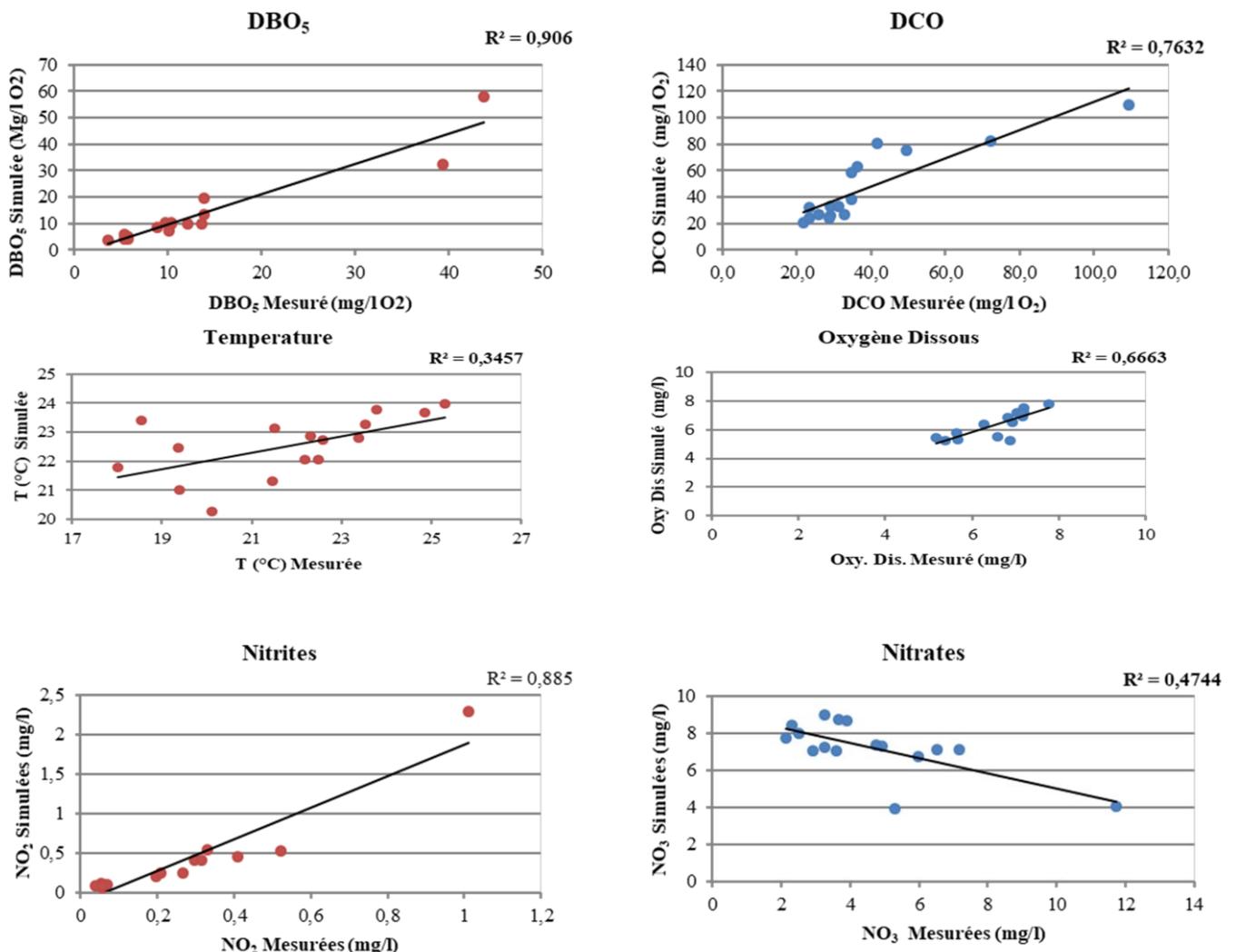


Figure IV.28. Diagrammes de valeurs mesurées simulées et R^2 , pour DBO₅, DCO, T, OD,

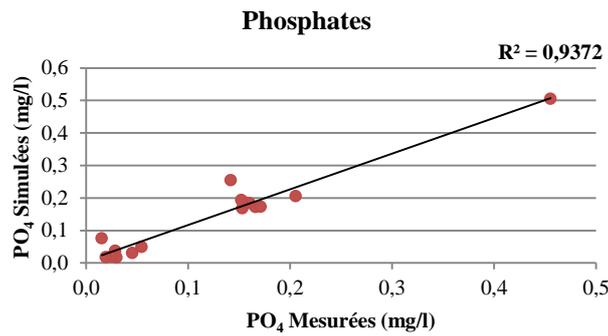


Figure IV.29. Diagramme de valeurs mesurées-simulées et R2 des phosphates (PO_4^{3-})

4.6 Discussion des résultats

4.6.1 Evolution longitudinale des paramètres

Dans cette section, les résultats des valeurs simulées et mesurées de sept (07) paramètres de qualité de l'eau sont présentés et discutés. La discussion porte sur l'évolution longitudinale, le long de l'oued Agrioune, de chaque paramètre représenté dans les figures IV.22 à IV.27.

Oxygène dissous

La figure IV.22 montre l'oxygène dissous mesuré et simulé le long de l'oued Agrioune. En aval du barrage (Figure IV.2), on peut noter que les valeurs simulées d'OD diminuent entre km 2 et km 6 (Figure IV.22), ceci est probablement dû à l'arrivée de rejets d'eaux usées de différents affluents. Après le km 6, les concentrations d'OD deviennent acceptables compte tenu de la réduction des rejets directs d'eaux usées, de la faible densité de la population et de l'enrichissement en eau de l'oued Agrioune par les sources d'eau douce de « la source bleue » (située à Taskeriout) et de « Kefrida » (au environ de Darguina).

Température de l'eau

La température des eaux de surface influe sur les processus physiques, chimiques et biologiques dans les masses d'eau et, par conséquent, sur la concentration de nombreuses variables (Chapman *et al.*, 1996). La figure IV.23 montre l'évolution de la température de l'eau calculée et des valeurs mesurées associées le long de l'oued Agrioune. Nous pouvons voir sur cette figure que la température moyenne de l'eau de la rivière est d'environ 20 °C, sauf près du barrage où elle diminue à 10 °C. La légère différence entre les mesures et les valeurs simulées est due à la moyenne de la température journalière utilisée par le modèle alors que les mesures sont ponctuelles dans le temps.

Demande biochimique en oxygène (DBO₅)

La demande biochimique en oxygène (DBO₅) est une mesure approximative de la quantité de matière organique biodégradable présente dans un échantillon d'eau. Elle est définie par la quantité d'oxygène nécessaire aux microorganismes aérobies présents dans l'échantillon pour oxyder la matière organique en une forme inorganique stable. Nous notons à la figure IV.24 qu'une forte consommation d'oxygène se situe en aval du barrage jusqu'au km 6. Elle atteint une valeur de $95 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$ en raison des rejets d'eaux usées domestiques par les diverses communautés voisines de cette zone. En aval de cette section de la rivière, les valeurs de DBO₅ deviennent acceptables, elles varient entre 5 et $15 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$.

La demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène (DCO) est une mesure de l'équivalent en oxygène de la matière organique d'un échantillon d'eau susceptible d'être oxydée par un oxydant chimique puissant tel que le dichromate. Les valeurs de la DCO suivent toujours celles de la DBO₅. Les concentrations sont plus élevées entre les km 2 et 6 comme le montre la figure IV.24. En aval de cette section, les valeurs de DCO deviennent relativement acceptables, oscillant entre 20 et $50 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$.

Composés azotés

L'ion nitrate (NO_3^-) est la forme commune d'azote combiné trouvée dans les eaux naturelles. Il peut être réduit biochimiquement en nitrite (NO_2^-) par des processus de dénitrification. Des concentrations supérieures à $5 \text{ mg L}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$ indiquent généralement une pollution par des rejets humains ou animaux, ou un ruissellement d'engrais.

La figure IV.25 montre que les valeurs importantes de nitrites sont situées en aval du barrage, atteignant des valeurs de 2 mg.L^{-1} au km 5. Les concentrations sont réduites à des valeurs inférieures à $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$. Cependant, l'évolution longitudinale du nitrate, illustrée à la figure IV.26, oscille entre $2,5$ et 6 mg.L^{-1} pour les mesures in situ et entre $2,5$ et 10 mg.L^{-1} pour les valeurs simulées. Il est à noter que les valeurs de nitrates simulées ne suivent pas les mesures. Le modèle PEGASE a considérablement surestimé les concentrations de nitrates après Km 6 par rapport aux valeurs mesurées ; cela peut probablement être causé par : (i) l'estimation des sources et des quantités de rejets, (ii) une dénitrification non identifiée sur l'oued Agrioune ou (iii) les valeurs de la fonction de lessivage pour les différentes utilisations des terres du bassin.

Les phosphates

Le phosphore est un nutriment essentiel pour les organismes vivants et existe dans les masses d'eau sous forme d'espèces dissoutes ou particulières. Les coefficients statistiques utilisés pour évaluer la performance du modèle appliqué au bassin et l'oued

Chapitre IV : Etude et modélisation de la qualité des eaux de surface d'Agrioune par le modèle PEGASE

Agrioune, pour les phosphates, sont très acceptables. De plus, les valeurs de $R^2 = 0,94$, 7% de NRMSE et $NSe = 0,85$ illustrent la très bonne performance. La figure IV.27 montre que les valeurs de ce paramètre sont élevées dans la section (en aval du barrage jusqu'au km 6). En aval de cette section, les valeurs des phosphates deviennent acceptables en fonction de la réduction des rejets urbains et agricoles.

4.6.2 Prévisions cartes 2D

L'étude réalisée dans le cadre des travaux actuels permet de construire des cartes prédictives de la qualité des eaux de surface du bassin versant d'Agrioune. La suite logicielle PegOpera inclut le module Seq-Eau. Ce dernier est un système d'évaluation de la qualité de l'eau basé sur la notion d'altération de la qualité de l'eau, et donne, à partir de tous les paramètres de pollution analysés, la qualité physico-chimique de l'eau à chaque altération, ainsi que l'impact de cette qualité sur les ressources aquatiques, organismes et utilisation de l'eau. Cette dernière peut être soit pour la production d'eau potable, les loisirs et les sports nautiques, l'aquaculture, l'abreuvement des animaux et l'irrigation. Chaque paramètre est classé, selon une grille d'évaluation, en cinq (05) classes de très mauvais (indice 0) à très bon (indice 100). Les détails de cette classification sont donnés dans (Baudot *et al.*, 2002 ; MEDD *et al.*, 2003).

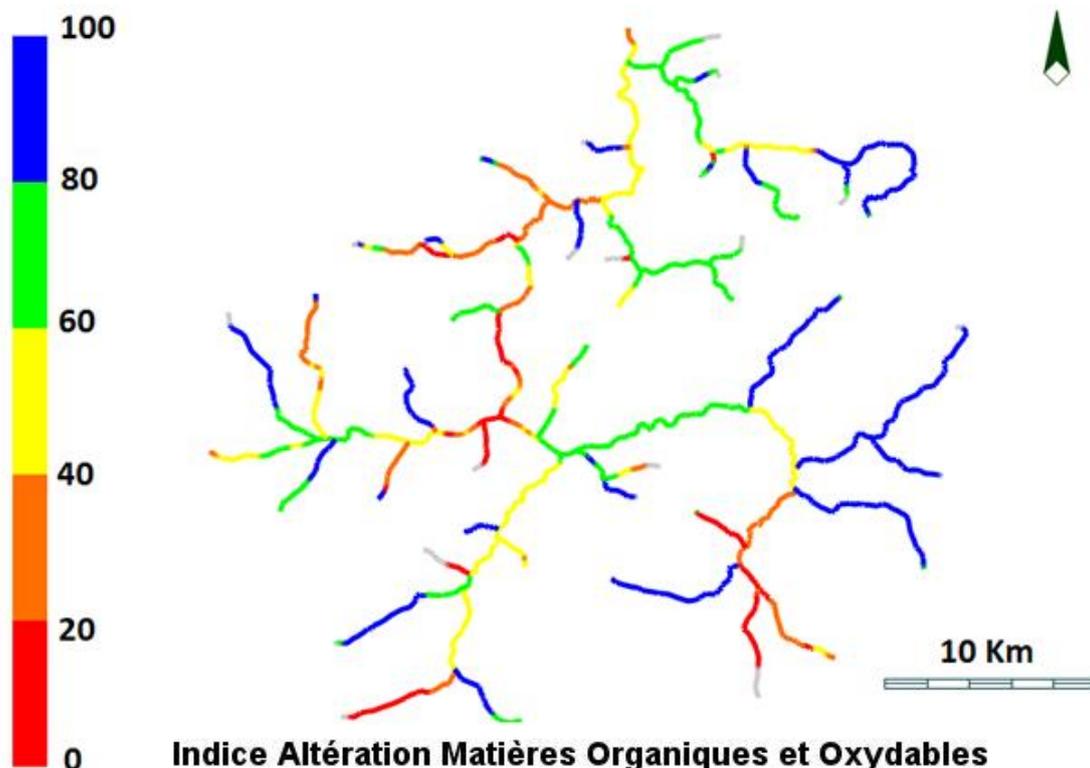


Figure IV.30. Indice d'altération des matières organiques et oxydables

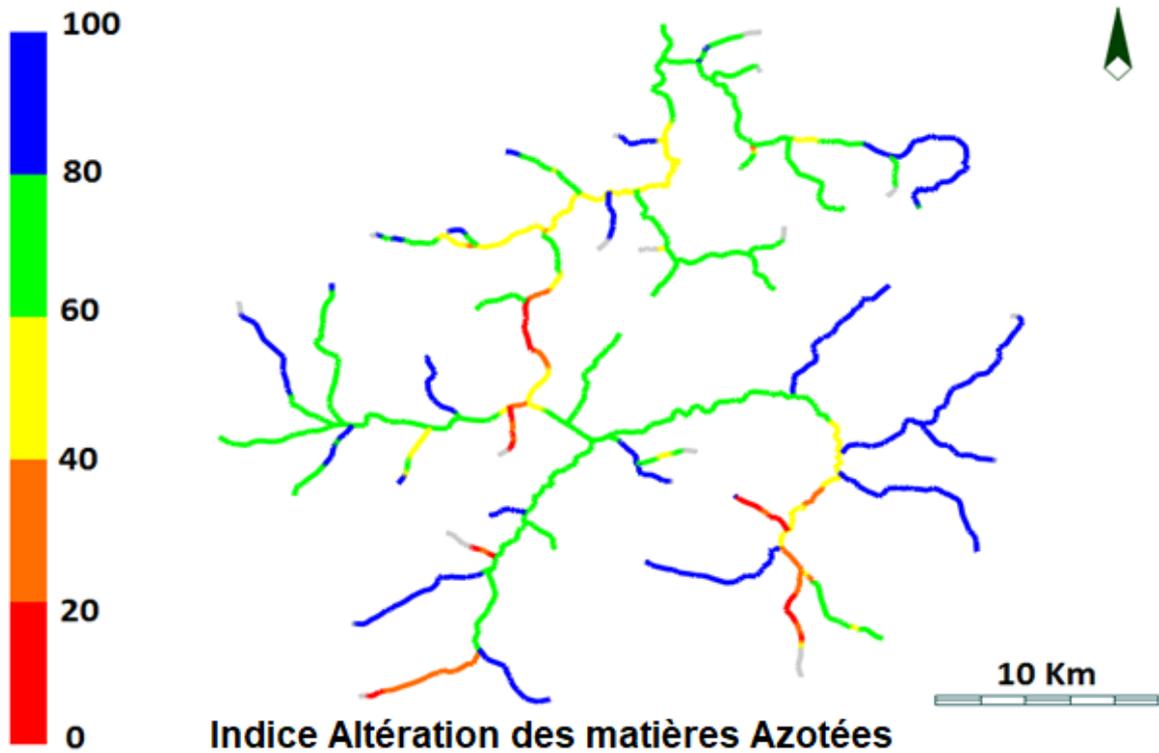


Figure IV.31. Indice Seq-Eau d'altération des matières azotées sur l'ensemble du bassin versant d'Agrioune,

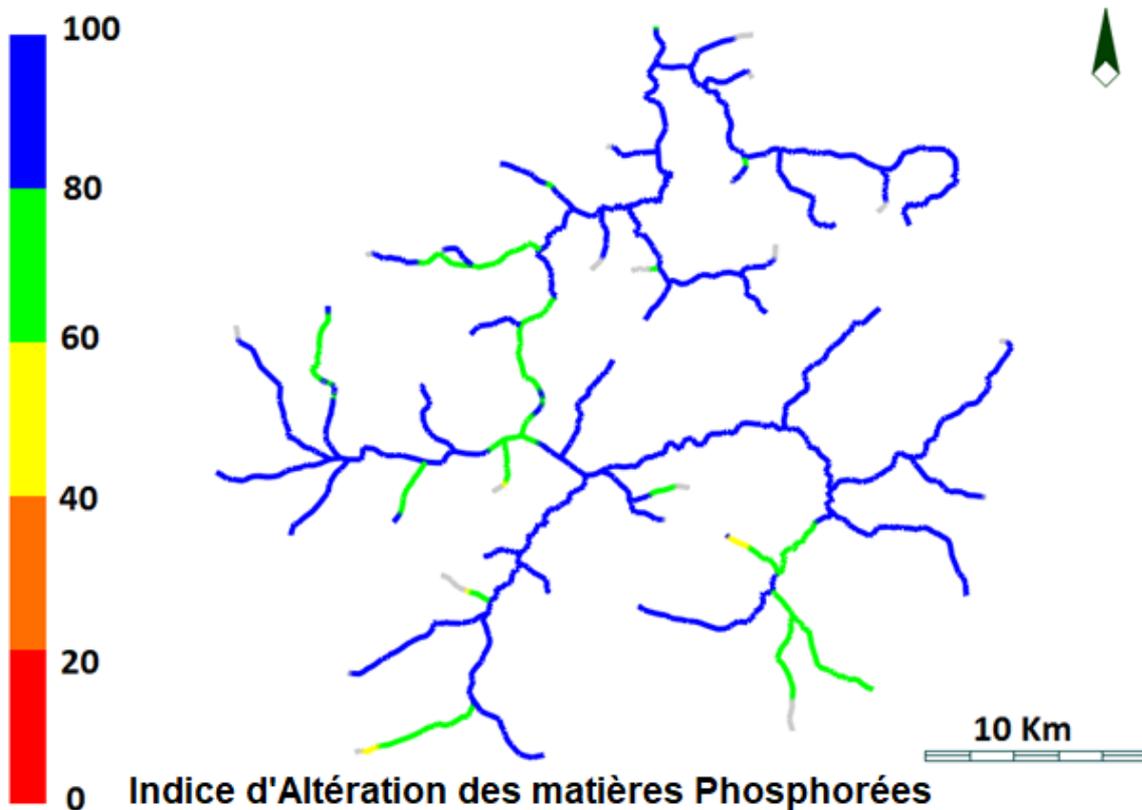


Figure IV.32. Indice SeqEau d'altération des matières phosphorées

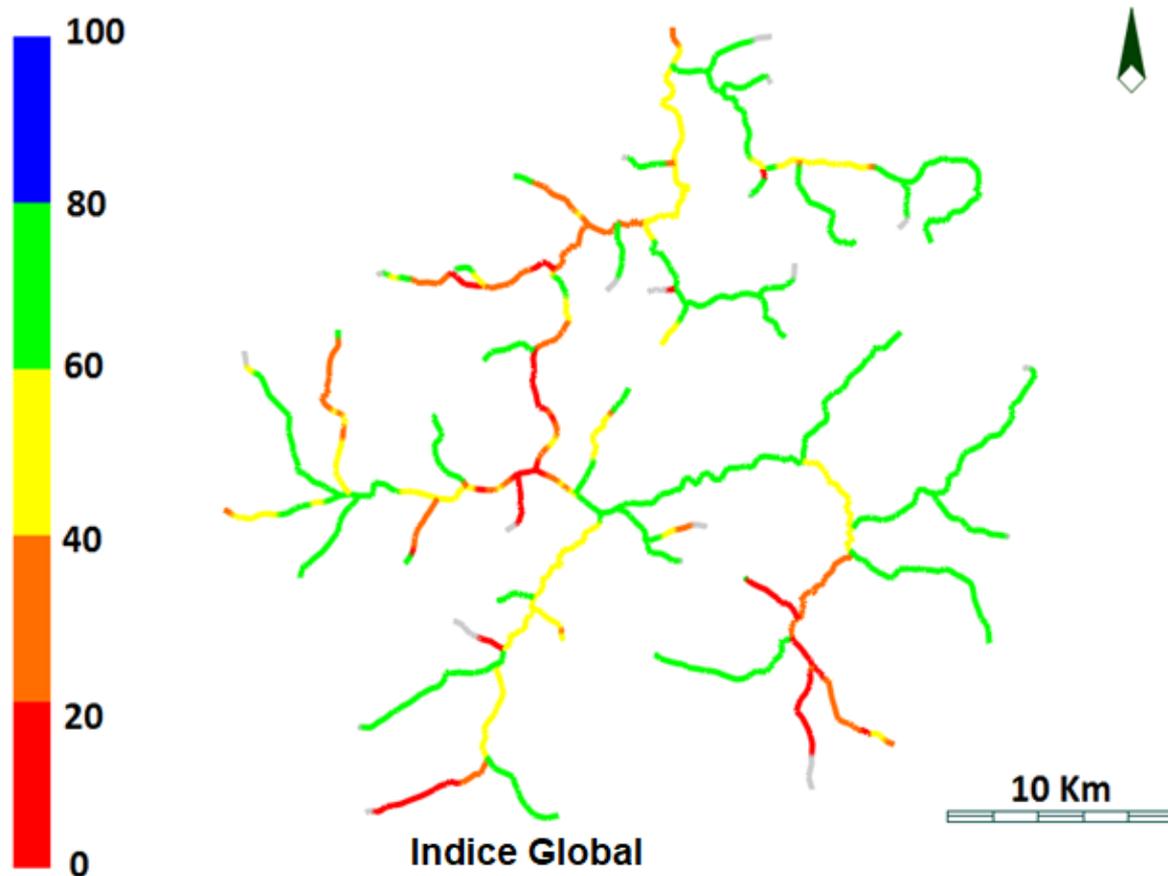


Figure IV.33. Indice global de SeqEau sur l'ensemble du bassin d'Agrioune

Les figures IV.30 à IV.33 représentent la distribution spatiale des trois principales altérations de qualité examinées dans la présente étude et reportées dans le tableau II.6. L'indice global déduit de la combinaison des trois indices est également représenté. La figure IV.30 montre qu'il existe une forte altération de la qualité des matières organiques et oxydables dans les zones à forte urbanisation, par exemple dans les villes de Kherrata, Taskeriout et Darguina (figure IV.17). Cette altération est essentiellement due aux rejets domestiques urbains et à l'inefficacité des bassins de décantation utilisés dans cette zone comme outil de dépollution de l'eau usée. Les concentrations élevées sont également liées au manque d'oxygénation de l'eau lors de son écoulement. Cette zone semi-aride est caractérisée par de faibles débits, une stagnation de l'eau et l'inexistence de bancs d'aération. Toutefois, l'indice d'altération des matières organiques et oxydables s'améliore à mesure que le flux s'approche de la mer, en raison de l'afflux d'eau de bonne qualité provenant d'Ighzer Oufdis et d'Oued Boulezazene.

La prévision cartographique 2D de l'azote (Figure IV.31) montre une forte présence de cet élément, qui pourrait non seulement provenir des eaux usées rejetées, mais également des activités agricoles. La mauvaise qualité ne concerne qu'une petite partie de l'oued près du barrage. Cette zone de relief accidenté ne compte pas une agriculture intensive parmi ses activités économiques. Cette observation se reflète également dans la faible présence de composés phosphoriques, comme le montre la figure IV.32.

Chapitre IV : Etude et modélisation de la qualité des eaux de surface d'Agrioune par le modèle PEGASE

La combinaison de tous les indices précédents dans un indice global (Figure IV.33) illustre assez bien le niveau de pollution de l'eau dans le bassin d'Agrioune. Les zones de faible qualité de l'eau qui correspondent aux zones de forte densité d'urbanisation semblent être les principales zones de pollution de l'oued.

La classification de la qualité des eaux de surface basée sur les indices Seq-Eau, appliquée à l'ensemble des rivières du bassin d'Agrioune, a permis de localiser et de différencier la qualité de l'eau qui coule dans le bassin. Ceci est utile pour les études technico-économiques sur les prélèvements d'eau. Ces classes de qualité ont identifié des sections de rivière qui n'atteignent pas le bon statut physico-chimique et qui doivent être traitées avec des mesures prioritaires.

4.6.3 Scénarios prédictifs

Dans cette partie du présent travail, nous allons tenter de trouver une solution pour améliorer la qualité de l'eau de l'oued Agrioune. Les efforts se concentrent sur la partie inférieure du bassin qui se révèle être la plus polluée. La simulation d'un scénario prospectif dans l'ensemble du bassin versant d'Agrioune a été réalisée. Le scénario consiste à remplacer les bassins de décantation existants par de nouvelles stations d'épuration des eaux usées dans la partie inférieure du bassin d'Agrioune (figures IV.34 et IV.35). Les stations d'épuration projetées présentent les mêmes caractéristiques techniques de purification que celles de la station d'épuration existante située à Souk El-Tenine.

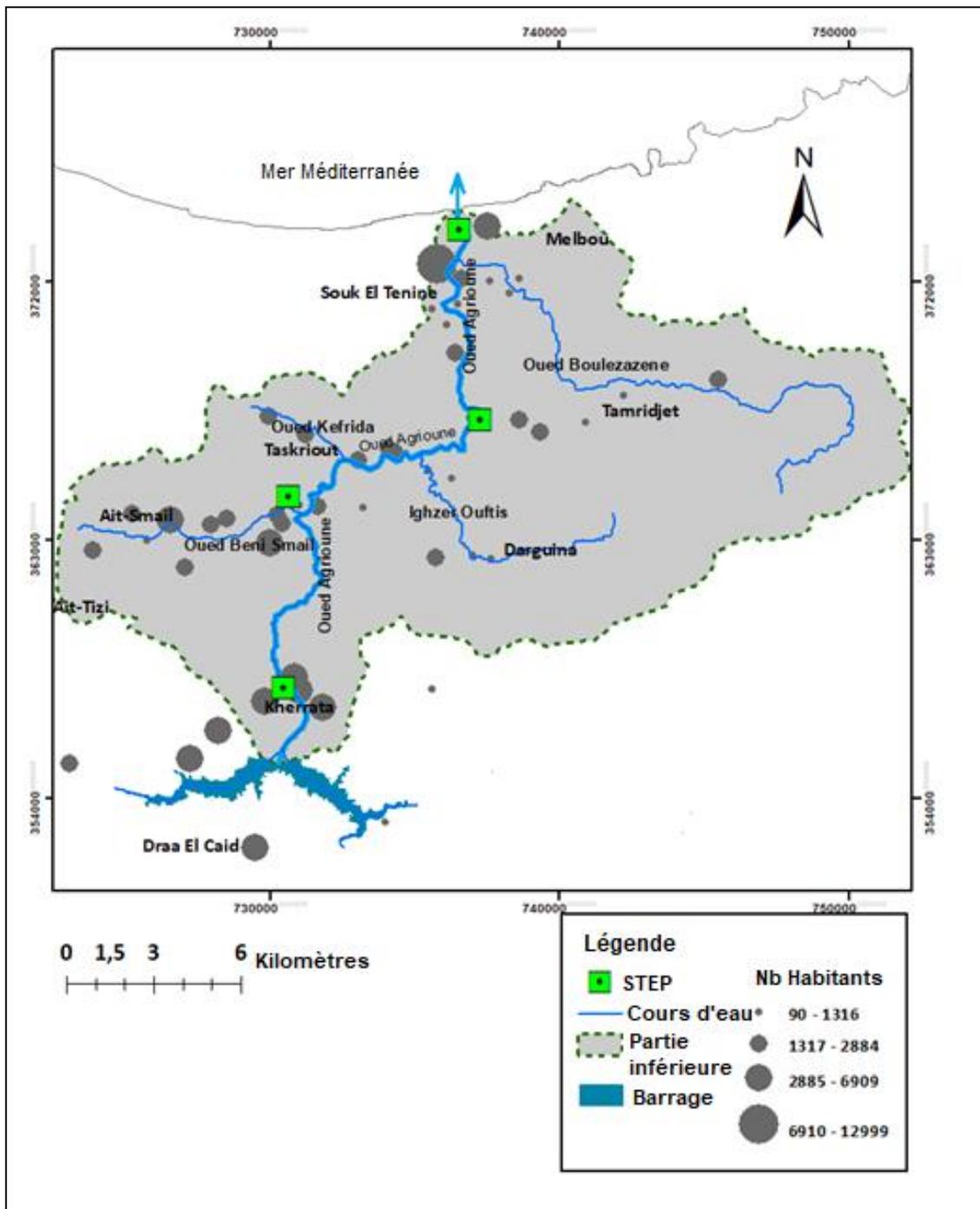


Figure IV.35. Partie inférieure du bassin Agrioune – remplacement par des nouvelles STEP.

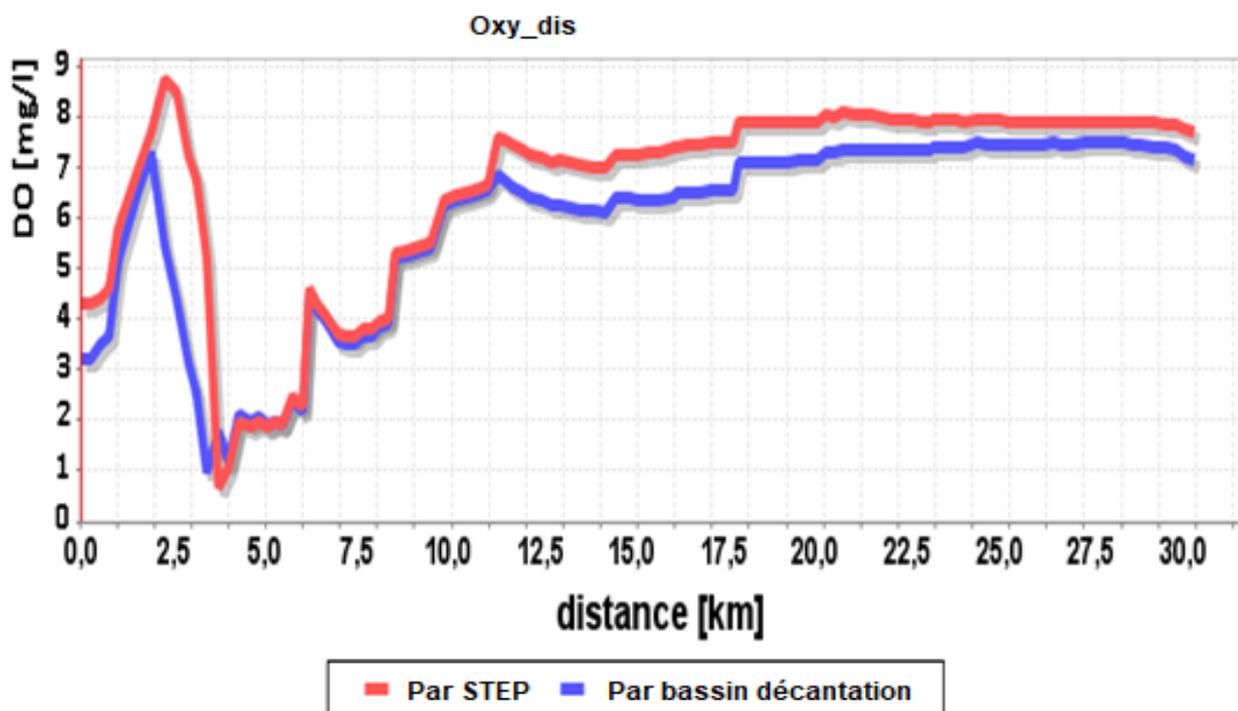


Figure IV.36. Résultats de la simulation et comparaison de l'Oxygène dissous le long d'oued Agrioune

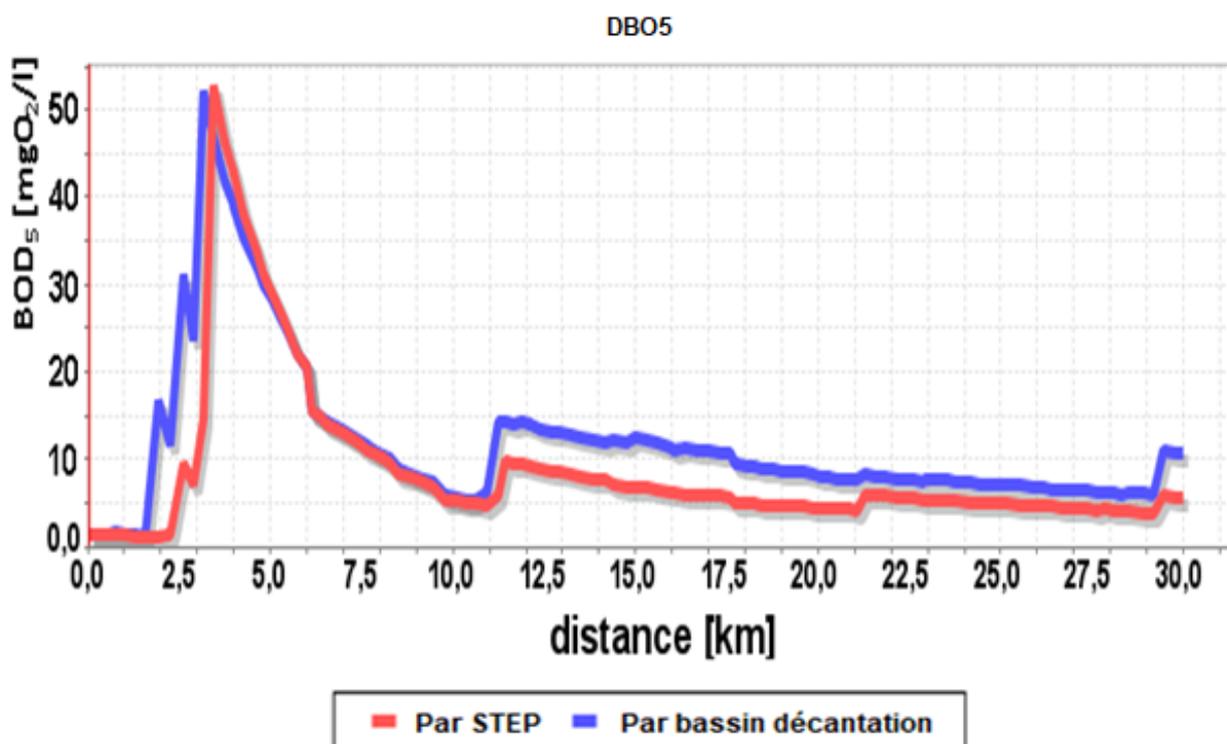


Figure IV.37. Résultats de la simulation et comparaison de la DBO₅ le long d'oued Agrioune

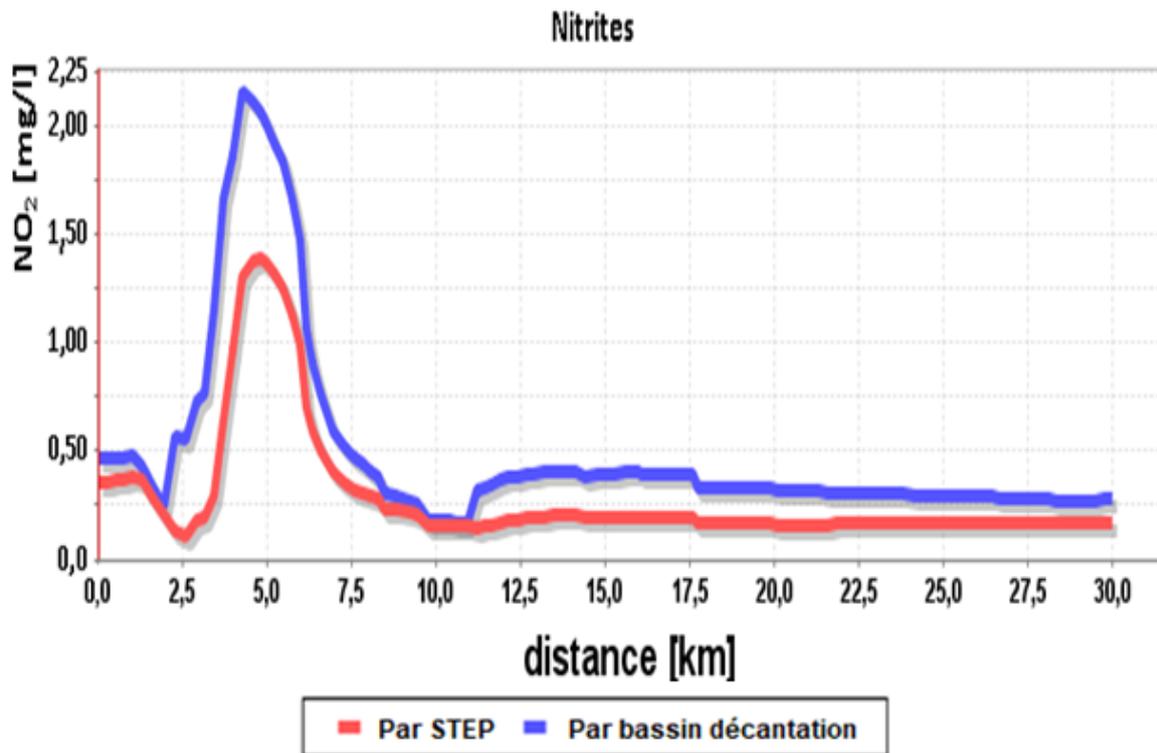


Figure IV.38. Résultats de la simulation et comparaison des nitrites le long de l'oued Agrioune

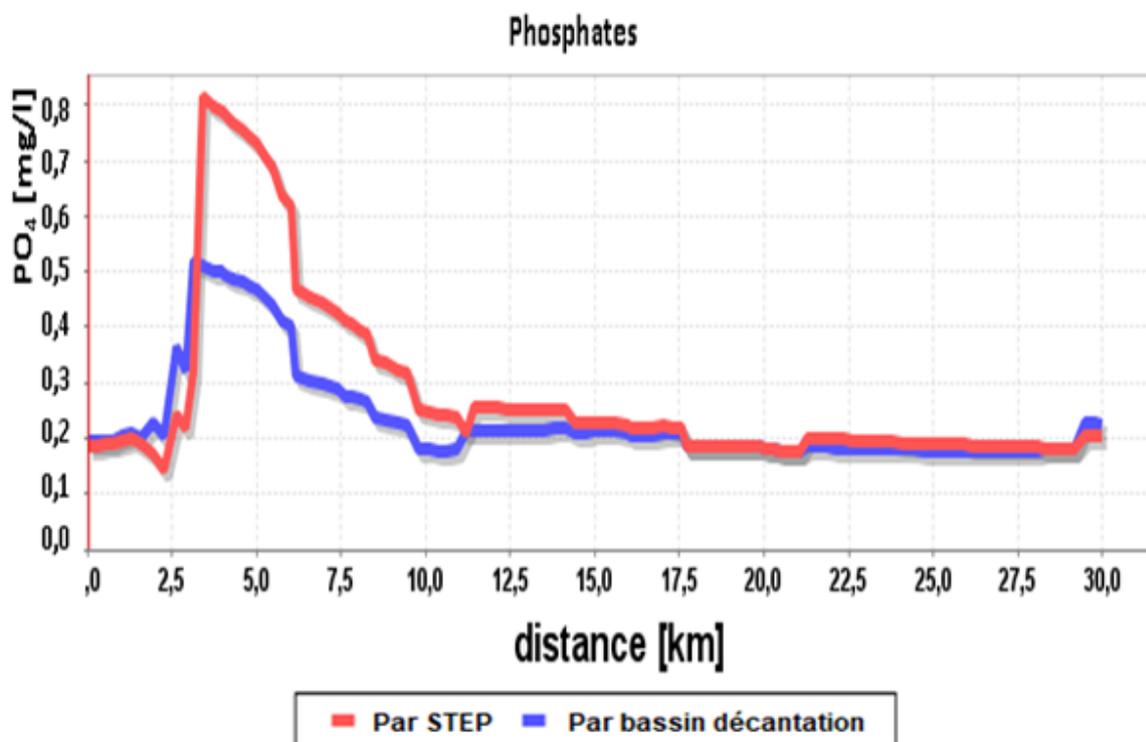


Figure IV.39. Résultats de la simulation et comparaison des phosphates le long de l'oued Agrioune

Chapitre IV : Etude et modélisation de la qualité des eaux de surface d'Agrioune par le modèle PEGASE

Le résultat de cette simulation montre que l'état de la plupart des paramètres de qualité a été nettement amélioré (Figure IV.36 à IV.39). La figure IV.36 montre les valeurs prévues d'OD pouvant être augmentées d'environ 1 à 2 mg.L⁻¹ et jusqu'à 3 mg.L⁻¹ à quelques endroits le long de la rivière Agrioune. Les nouvelles valeurs simulées atteignent des valeurs comprises entre 7 et 8 mg.L⁻¹ du km 17 à la sortie du bassin versant.

Comme le montre la figure IV.37, les concentrations de DBO₅ prévues sont améliorées de 3 à 10 mg de O₂ L⁻¹. Les concentrations en nitrites suivent cette amélioration, comme illustrées à la figure IV.38. Les valeurs de nitrites simulées diminuent entre 30 et 50%. Enfin, ils ont atteint des valeurs inférieures à 0,15 mg.L⁻¹ à la sortie du bassin. Compte tenu de ce qui précède, les stations d'épuration proposées n'effectuent pas d'élimination du phosphate, les valeurs de PO₄³⁻ prédites augmentent. Comme indiqué à la figure IV.39, il existe à chaque sortie des stations de traitement des valeurs cumulées pour les phosphates aux km 4 à km 6. Les concentrations de phosphates restent très faibles au-delà du km 17 ; ils augmentent considérablement après les rejets de la station d'épuration du Souk El Tenine située à la sortie du bassin.

L'utilisation d'une méthodologie commune et les mêmes variables permet de fournir des résultats comparables et cohérents, qui sont d'une grande utilité pour les autorités afin d'établir les plans de gestion de l'oued Agrioune et de déterminer les mesures optimales et les plus rentables.

5 CONCLUSION

A travers les différents diagrammes obtenus, il s'avère que la précipitation des formations dolomitiques et carbonatées sont les principaux mécanismes régissant la minéralisation des eaux de surface de l'oued Agrioune. Le faciès hydrochimique des eaux est chloruré-sulfaté calcique et magnésien. Le diagramme de Schöeller-Berkaloff montre aussi bien la dominance des bicarbonates et du calcium dans l'ensemble des échantillons analysés.

La représentation des échantillons sur les diagrammes de Wilcox et de Richards qualifie ces eaux d'excellente à bonne qualité pour l'irrigation.

La modélisation de la qualité de l'eau de rivière par le modèle PEGASE nécessite une grande quantité de données d'entrée afin de créer la base de données requise, d'étalonner et de valider le modèle et de générer des simulations ainsi que d'avoir des scénarios prédictifs. Dans le cas du bassin d'Agrioune, étudié dans ce travail, certaines données ont été obtenues par des mesures in situ et d'autres ont été collectées auprès de différentes organisations et agences (données hydrométéorologiques, pollution et localisation des rejets associés...etc.).

Chapitre IV : Etude et modélisation de la qualité des eaux de surface d'Agrioune par le modèle PEGASE

Comme indiqué dans la discussion des résultats obtenus, le modèle calibré et validé a fourni des résultats, pour les deux années de simulation le long de l'oued Agrioune, en bon accord avec les paramètres mesurés (DBO_5 , DCO, T° , OD, NO_2^- , PO_4^{3-}), quand ils sont disponibles. Cependant, peu d'exceptions ont été signalées lorsque les résultats simulés ne sont pas conformes aux valeurs mesurées (par exemple, les nitrates).

Le long de l'itinéraire de l'oued Agrioune, le niveau de pollution élevé est concentré à plusieurs endroits, comme l'illustrent différents profils longitudinaux et différentes cartes en 2D. En effet, la contribution des débits urbains est déterminante, comme dans les tronçons de rivière situés en aval du barrage au km 6, et entre les localités de "Cité Sonelgaz" et "la ville de Darguina".

Les bassins de décantation existants utilisés en tant que système d'épuration ne réduisent pas de manière significative les concentrations des différents paramètres de pollution. Leur efficacité n'est pas satisfaisante comme cela a été vérifié dans certaines sections de la rivière (km 2 et km 6) où il existe plusieurs débits et où les concentrations des paramètres mesurés et simulés sont significativement élevées (par exemple $C_{\text{DBO}_5} = 90 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$; $C_{\text{OD}} = 1,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$).

En raison du scénario prédictif construit, la substitution de ces bassins de décantation par des futures stations d'épuration des eaux usées afin de réduire les concentrations de rejets a été démontrée. Des simulations effectuées sur la partie inférieure du bassin d'Agrioune ont donné des résultats satisfaisants et appropriés. De plus, on peut remarquer que le modèle PEGASE avec son logiciel PegOpera semblait être un outil approprié pour évaluer et interpréter la qualité des eaux de surface de la rivière Agrioune. Cela peut être très utile pour les acteurs des plans de gestion afin d'atteindre un état de qualité satisfaisant des eaux de surface.

Conclusion générale et perspectives

Conclusion générale et perspectives

Ce présent travail a traité l'étude et la modélisation des impacts des rejets des eaux usées, d'industrie et d'agriculture sur la qualité des eaux de surface l'oued Agrioune.

Le site de l'étude est localisé dans le Nord Est de l'Algérie partagé entre les deux wilayas Béjaïa et Sétif. Notre bassin fait partie des bassins côtiers Constantinois, c'est l'une des régions les plus arrosées d'Algérie, qui se trouve dans les zones hydrologiques des montagnes plissées du littoral. Il s'étend sur une superficie de 960 Km². Le secteur étudié est jalonné par un réseau hydrographique très développé qui draine 180 Hm³ par an. La majorité de la population est concentrée dans les grandes agglomérations comme Amoucha et Tizi N'Bechar pour la wilaya de Sétif et Kherrata et Draa El-Kaid pour la wilaya de Béjaïa pour des populations oscillant entre 25000 et 45000 habitants. Le bassin d'Agrioune est caractérisé par une couverture végétale dense dans sa partie Nord avec des forêts de cèdre, bois de liège et de pin d'Alep. Par contre sa partie Sud (Côté Sétifien) est marquée par une couverture forestière très faible avec une présence des terres agricoles utilisées dans des cultures maraichères et des céréales.

Au plan climatique, le bassin versant d'Agrioune est localisé dans une région répartie sur deux climats. D'une part, un climat semi-aride dans sa partie Sud (Côté Sétif), qui se caractérise d'une précipitation moyenne annuelle de 480 mm et d'une température mensuelle moyenne variant de 5,5°C (en janvier) à 27 °C (en août). Et d'autre part, un climat subhumide dans sa partie Nord (de Kherrata vers le littoral) qui se définit par une précipitation moyenne annuelle allant de 750 à 1100 mm et d'une température mensuelle moyenne variant de 11°C (en janvier) à 25,9 °C (en août). L'étude climatique nous a conduit à dégager les éléments suivants :

- Ces précipitations sont variables et irrégulières d'une année à une autre et conditionnent l'écoulement saisonnier, influence directement le régime des cours d'eau ;
- Les Diagrammes ombrothermiques montrent que la saison sèche s'étale sur quatre mois allant de mi-Mai jusqu'à la fin du mois d'Août ;
- Les diagrammes montrent clairement que le climat est de type méditerranéen, des hivers humides et doux et des étés chauds ;
- Le bassin versant fait partie de l'étage bioclimatique semi-aride et subhumide.

Au plan géologique, la région d'étude se trouve dans la partie orientale du domaine plissé de l'Atlas Tellien et se localise dans la limite de la dorsale Kabyle et le domaine externe. Elle est constituée de deux grands ensembles une géologie assez complexe au Nord vers la partie de la Wilaya de Béjaïa et une présence de différence nappes au Sud de la partie Sétifienne.

L'oued Agrioune connaît actuellement une dégradation accrue de la qualité de son eau en raison de différentes sources de pollution. Cette pollution est notamment due à des rejets urbains déversés directement dans les cours d'eau du bassin d'Agrioune.

Dans le but de suivre cette altération de la qualité, une caractérisation des paramètres de pollution ainsi qu'une modélisation du bassin versant ont été effectuées.

Afin de comprendre l'origine de chimisme des eaux de l'Oued Agrioune, nous avons effectué des analyses des échantillons des stations de prélèvement pour les quatre campagnes.

Et sur la base d'une étude hydrochimique, nous relatons les conclusions suivantes :

- Le diagramme de piper a souligné que la qualité de l'eau de surface de l'oued Agrioune, présente un faciès bicarbonaté calcique magnésienne et des faciès chlorurés calciques magnésiennes ;
- Le diagramme de Schoeller-Berkaloff a montré que les eaux de la région sont majoritairement chlorurées à hyper chlorurées-sodiques, calciques et magnésiennes ;
- Le diagramme présentant l'ion de sodium en fonction de celui de chlorure a montré un excès des teneurs en Cl^- , qui s'explique par l'existence d'une autre origine pour les chlorures autre que la halite telles que les activités anthropiques.
- La répartition spatiale des éléments chimiques a montré que l'origine de ces faciès est probablement liée à la nature lithologique. La dissolution des formations carbonatées, évaporatiques et anthropique sont à l'origine de distribution ;
- La représentation des échantillons sur les diagrammes de Wilcox et de Richards qualifie ces eaux d'excellente à bonne qualité pour l'irrigation.

Avant d'arriver à modéliser la qualité d'eau de l'oued Agrioune, nous avons donné un aperçu de l'évolution du cadre de modélisation de différents processus, de l'hydrologie à la qualité des eaux. Cette évolution débouche à la construction des outils de gestion intégrée et multi-compartmentée. D'où découle le modèle PEGASE. Ce dernier fait partie de la nouvelle génération de modèles, s'appuyant sur une représentation plus détaillée de la dynamique du système. Nous avons présenté les grands points caractérisant le modèle à savoir son principe de fonctionnement, les données nécessaires à l'entrée et les résultats et leurs différentes manières de présentation (évolution temporelles, profils longitudinaux, cartes et bilan).

Pour la partie récolte des données nécessaires à l'application du modèle PEGASE, nous avons suivi la méthode suivante :

- Recueil des cartes d'état-major pour délimiter le bassin d'Agrioune (04 cartes 1/50000) ;
- Reproduction de la quasi-totalité toutes les données nécessaires de PEGASE sous ArcGis (réseau hydrographique, délimitation, zones hydrographiques, limites administratives...);
- Positionnement de toutes les stations hydrométriques

- Localisation des différentes agglomérations générant les flux des eaux usées domestiques et des eaux industrielles ;
- Mise sous fichiers Excel des différentes données liées aux données débitométriques et températures et les mesure de qualité.

La modélisation de la qualité de l'eau de rivière par le modèle PEGASE a nécessité une grande quantité de données d'entrée afin de créer la base de données requise, d'étalonner et de valider le modèle et de générer des simulations ainsi que différents scénarios prédictifs.

Comme illustré dans la partie modélisation, le modèle calibré et validé a fourni des résultats, pour les deux années de simulation le long de la rivière Agrioune, en bon accord avec les paramètres mesurés. Cependant, peu d'exceptions ont été signalées lorsque les résultats simulés ne sont pas conformes aux valeurs mesurées (par exemple, les nitrates).

Le long de l'itinéraire de l'oued Agrioune, le niveau de pollution élevé est concentré à plusieurs endroits, comme l'illustrent différents profils longitudinaux et différentes cartes en 2D. En effet, la contribution des débits urbains est déterminante.

Les bassins de décantation existants utilisés en tant que système d'épuration dans le bassin étudié, ne réduisent pas de manière significative les concentrations des différents paramètres de pollution. Leur efficacité n'est pas satisfaisante, comme cela a été vérifié dans certaines sections de l'oued Agrioune (km 2 et km 6) où les concentrations des paramètres mesurés et simulés sont significativement élevées.

Pour cette raison, un scénario prédictif est construit. Il a consisté à effectuer la substitution de ces bassins de décantation par des futures stations d'épuration des eaux usées afin de réduire les concentrations de rejets. Les simulations effectuées sur la partie inférieure du bassin d'Agrioune ont donné des résultats satisfaisants et appropriés.

Le modèle PEGASE a montré sa capacité à répondre aux besoins de la modélisation de la qualité de l'eau de surface du bassin d'Agrioune. En effet, il a montré son aptitude à simuler (pour autant que les données nécessaires soient disponibles) des différents paramètres physico-chimiques des eaux de surface du bassin de l'étude. -

Nous pouvons remarquer que le modèle PEGASE avec son logiciel PegOpera semblait être un outil approprié pour évaluer et interpréter la qualité des eaux de surface de l'oued Agrioune. Cela peut être très utile pour les gestionnaires de l'eau afin de prioriser des interventions et la bonne planification de la gestion afin d'atteindre un état satisfaisant de la qualité des eaux de surface de l'Oued Agrioune.

Les perspectives

À la lumière des principales conclusions de cette étude, les recommandations et les directives suivantes sont proposées pour renforcer les études futures de modélisation des eaux des cours d'eau algériens :

- L'arrêt des déversements directs des rejets urbains et industriels au niveau des oueds du bassin par la réalisation des traitements préalables de ces effluents avant qu'ils atteignent les oueds ;
- L'implantation de stations hydrométrique et de suivi de la pollution en continu le long du cours d'eau pourrait être un outil complémentaire et intéressant dans la quantification de la variation de débit et des flux de contaminants ainsi que des différents rapports de dilution en adéquation avec les teneurs en éléments chimiques des eaux souterraines et de surface.
- Il serait utile de poursuivre les travaux pour compléter l'étude par le dosage des métaux lourds et des substances indésirables pour mieux évaluer la qualité des eaux de surface de l'Oued Agrioune.
- Il serait intéressant de continuer la modélisation actuelle, soit sur le même bassin et sur les micropolluants (si les données de rejets sont améliorées), soit sur d'autres rivières pour lesquels les rejets seraient plus importants, et les données plus fiables ; ceci permettrait de simuler des scénarios de réduction de flux, tels que prévus initialement.
- Validation du modèle PEGASE sur les oueds alimentant le barrage d'Ighil Emda et réalisation de plusieurs scénarios prospectifs pour améliorer la qualité de l'eau de surface de ces affluents.
- La généralisation du modèle utilisé dans la présente étude implique son application éventuelle à d'autres rivières du bassin versant d'Agrioune, notamment celles soumises à de fortes influences anthropiques et susceptibles de présenter de grandes variations des concentrations des paramètres d'évaluation de la qualité d'eau de surface. Le modèle PEGASE pourra ainsi devenir un outil important pour le diagnostic et la gestion de la qualité de l'eau des rivières.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

- ABH-CSM, 2000. Les cahiers de l'agence du Bassin Hydrographique Constantinois-Seybouse- Mellegue- Bassin Côtiers Constantinois (The notebooks of the agency - Constantinian Coastal Basin). Constantine: ABH Constantine.
- ABBOTT M.B., BATHURST J.C., CUNGE J.A., O'CONNEL P.E., RASMUSSEN J., 1986. An Introduction to the European Hydrological System. Système hydrologique européen, "SHE", 2: Structure of a Physically-Based, Distibuted Modelling System. *Journal of Hydrology*, 87, 61-77.
- AFNOR (Collectif), 1999. La qualité de l'eau. Ed. AFNOR, PARIS, Tome 1.
- ALVAREZ A., RUBIÑOS PANTA E., GAVI REYES F., ALARCÓN CABAÑERO J.J., HERNÁNDEZ ACOSTA E., RAMÍREZ AYALA C., MEJÍA SAENZ E., PEDRERO SALCEDO E., NICOLAS NICOLAS E., SALAZAR SOSA E., (2006), Indice de calidad del agua en la cuenca del río Amajac, Hidalgo, México: Diagnóstico y Predicción, *phyton*, 75, p. 71-83.
- APHA (American Public Health Association), AWWA (American Water Works Association) & WEF (Water Environment Federation), 2005. In: Arnold E. Greenberg, Andrew D. Eaton, Lenore S. Clesceri eds. Standard methods for the examination of water and wastewater, 21st ed., Washington, DC: American Public Health Association, American WATER WORKS ASSOCIATION AND WATER ENVIRONMENT FEDERATION.
- AZZAOUI S., EL HANBALI M., LEBLANC M., 2002. Copper, lead, iron and manganese in the Sebou drainage basin; sources and impact on surface water quality, *Water Quality Research Journal Canada*, 37, (4), p. 773-784.
- Bagnouls et H. Gaussen H. 1953. Saison sèche et indice xérothermique. Doc: Cartes Product. végét., Sér. : Généralités, 3 (1), art. 8 : 47 p. + 1 carte.
- Baudot, B., Cadilhac, L and Albinet, M., 2002. SYSTÈME D'ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DES EAUX SOUTERRAINES. Agences de l'Eau et le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (France) ISSN : 1161 - 0425.
- BERGSTRÖM S., FORSMAN A., 1973. Development of a conceptual deterministic rainfall-runoff model. *Nordic Hydrology*, 4, 147-170.
- BEVEN K.J., KIRKBY M.J., 1979. A Physically Based Variable Contributing Area Model of.

- Billen, G. and Garnier, J., 1999. Nitrogen transfer through the Seine drainage network: a budget based on the application of the RIVERSTRAHLER model. *Hydrobiologia*, 410, 139-150.
- BOES, M. 1978. The biocenotic model. In: Modeling the Water Quality of the Hydrological Cycle Symposium. Proceedings of the Baden Symposium, Sept. 78, IAHS-MASA, 125: 86-94.
- Bouchetata Tarik-Boumediene. 2006. Analyse des agro-systèmes en zone tellienne et conception d'une base de données. Mascara- Algérie. Matser en science. Institut Méditerranéen de Montpellier
- Boudoukha, A., Belhadj, M. and Benkadja, R., 2012. Impact d'une pollution anthropique et d'une contamination naturelle sur **le barrage de Zit** Emba-Est algérien (Impact of anthropogenic pollution and natural contamination on the Zit Emba dam -eastern Algeria). *La Houille Blanche*, 4-5, 34-41.
- Boudoukha, A. and Boulaarak, M., 2013. Water pollution Hammam Grouz dam by nutrients (Eastern Algeria). *Bulletin of National Geological Service-Algeria*, 24 (2), 139–149.
- Bouillin, J.P., 1986. Le bassin magrébin une ancienne limite entre l'Europe et l'Afrique à l'Ouest des Alpes. *Bull. Soc. Géol. Fr.*, (8), t. II, n° 4, p 547-558.
- BOUSSINESQ J., 1904. Recherches théoriques sur l'écoulement des nappes d'eau infiltrées dans le sol sur le débit des sources. *Journal de Mathématiques Pures et Appliqués*, 5. série, 10, 5-78.
- CALVER A., 1988. Calibration, sensitivity and validation of a physically-based rainfall-runoff model. *Journal of Hydrology*, 103, 103-115.
- Chapman, D. and Kimstach, V., 1996. Selection of water quality variables. Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environment monitoring, Chapman edition, 2nd ed. E & FN Spon, London, pp. 59-126.
- CAMP T.R., 1963. Water and its impurities, Chapman and Hall, Londres.
- Chapra, S.C. 1997. Surface Water Quality Modelling, McGraw-Hill Inc., New York, 1997, p. 844.
- Chapra, S.C. 2014. Surface Water-Quality Modelling, Waveland Press, Long Grove, 844p. ISBN 1-57766-605-4.
- Clesceri, L.S., Greenberg, A.E. and Eaton, A.D., 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington.
- C.N.E.S., 2000. L'eau En Algérie : Le Grand défi de demain. B.O. N_9, pp. 105e149.

- XVème session plénière, Alger, 15e16 Mai 2000. In: Travaux de la Commission Aménagement du Territoire et de L'Environnement.
- CRAWFORD N.H., LINSLEY R.S., 1966. Digital Simulation in Hydrology: The Stanford 1 Watershed Model IV. Technical Report 39, Department of Civil Engineering, Stanford University, Palo Alto, CA.
- DARCY H., 1856. Les Fontaines Publiques de la Ville de Dijon, Dalmont, Paris.
- Durand Delga, M. 1969. Mise au point sur la structure du Nord-Est de la Berberie. Publ. Serv. Carte géol. Algérie, N. S., Bull. n° 39, p 89-131.
- Deliège, J. F., Everbecq, E. and Grard, A., 2009. Pegase : un modèle intégré bassin hydrographique / rivière pour la Directive Cadre Européenne (Pegase: an integrated model Basin/River to the European Water Framework Directive). 9ème journées internationales de Limnologie (p. 20). Luxembourg: Luxembourg.
- Deliège J.F. 2010. Modélisation intégrée du cycle de l'eau : méthodologie et perspectives. Bulletin de la Société Royale des Sciences de Liège, Vol. 79, 2010, p. 91 - 130
- Deliège, J. F., Everbecq, E., Magermans, P., Grard, A., Bourouag, M., and Blockx, C., 2010. Pegase, an integrated river/basin model dedicated to surface water quality assessment : Application to cocaine. Acta Clinica Belgica , 65, 42-48.
- Deliège, J.F., Grard, A., Everbecq, E., Weingertner, P., Conan, C., Salleron, J.L., Coulon, O. and De Guibert, O., 2011. PEGASE, A model dedicated to Surface Water Quality Assessment that helps stakeholders implementing the WFD. European Geosciences Union General Assembly 2011 Vienna, Austria, 03-08 April 2011, <http://hdl.handle.net/2268/90747>
- Deliège, Jean François, 2013. Méthode d'intégration de modèles adaptée aux systèmes hydrologiques multicompartimenté. Thesis. University of Liège, 266p. <http://hdl.handle.net/2268/145793>
- Descy, J.P., Servais, P., Smitz, J.S., Billen, G. and Everbecq, E., 1987. Phytoplankton biomass and production in the River Meuse (Belgium). Water Res. 21, 1557-1566.
- Descy, J.P., Leitao, M., Everbecq, E., Smitz, J.S. and Delière, J.-F., 2012. Phytoplankton of the River Loire, France: a biodiversity and modelling study. J. Plankton Res., 34 (2), 120-135.
- DGF. 2011. Direction générale des forêts, Une stratégie nationale de gestion durable des zones humides est en cours d'élaboration.

- DOBBINS W.E., 1964. BOD and Oxygen relationships in streams. Comptes rendus de l'American Society of Civil Engineers, Journal of Sanitary Engineering Division 90(SA3), 53-78.
- DUPUIT J., 1863. Études théoriques et pratiques sur le mouvement des eaux dans les canaux découverts et à travers les terrains perméables, 2. édition, Dunod, Paris.
- Dupont, J., Smitz, J., Rousseau, A. N., Mailhot, A. and Gangbazo, G., 1998. Utilisation des outils numériques d'aide à la décision pour la gestion de l'eau. Revue des Sciences de l'Eau 11 (numéro spécial): 5-18.
- Eckenfelder W.W., 1998. Gestion des eaux usées urbaines et industrielles. Caractérisation. Techniques d'épuration. Technique et documentation, Paris.
- ESRI., 2013. ArcGis 10.2 Desktop Help. Cartography, ArcMap Use. Redlands: Environmental Systems Research Institute.
- Esterby S. R., 1996. Review of methods for the detection and estimation of trends with emphasis on water quality applications, *Hydrological Processes*, vol. 10, no. 2, pp. 127–149
- European Parliament, 2000. European Water Framework Directive 2000/60/EC . Bruxelles: Official Journal of the European Communities .
- Everbecq, E., Gosselain, V., Viroux, L. and Descy, J., 2001. Potamon: a dynamic model for predicting phytoplankton composition and biomass in lowland rivers. *Water Resource* , 35(4),901-912.
- FERNANDEZ-ALAEZ C., FERNANDEZ-ALAEZ M., BECARES E., 1992. Utilisation de deux indices chimiques (ICG et ISQA) dans la détermination de la qualité de l'eau de plusieurs rivières espagnoles, *Hydroécologie Appliquée*, tome 4(1), p. 37-47.
- FORTIN J.P., MOUSSA R., BOCQUILLON O, VILLENEUVE J.P., 1995. HYDROTEL, un modèle hydrologique distribué pouvant bénéficier des données fournies par la télédétection et les systèmes d'information géographique. *Revue des sciences de l'eau*, 8, 97-124.
- Garnier, J., Billen, G. and Coste, M., 1995. Seasonal succession of diatoms and chlorophyceae in the drainage network of the River Seine: observations and modelling. *Limnol. Oceanogr.*, 40, 750-765.
- GAUJOUS D. 1995. La pollution des milieux aquatiques : aide-mémoire. 2ème édition Lavoisier TEC & DOC, 220 p.

Références bibliographiques

- GHAZAL C., DUMOULIN S., LUSSIER M.-C., 2006. *Portrait de l'environnement du bassin-versant de la rivière Nicolet*, Québec, Corporation de gestion des rivières des Bois-Francs, 173 p. et 9 annexes.
- GOUAIDIA L., 2008. Influence de la lithologie et des conditions climatiques sur la variation des paramètres physico-chimiques des eaux d'une nappe en zone semi-aride, cas de la nappe de MESKIANA Nord-Est Algérien. Thèse Doctorat en sciences. Univ. BADJI MOKHTAR-ANNABA.
- Grard, A., Everbecq, E., Magermans, P., Bourouag, M. and Deliège, J.F., 2014. Transnational modelling of the Meuse District with PEGOPERA simulation software. *International Journal of River Basin Management*, vol 12 N°3 , 251-263.
- GRAYSON R.B., MOORE I.D., MCMAHON T A , 1992. Physically-based hydrologic modeling, 1 : A terrain-based model for investigative purposes. *Water Resources Research*, 26(10), 2639-2658.
- Güler, C., Thyne, G., Maccray, J and Tuner, A.,2002. Evaluation of graphical and multivariate statistical methods for classification of water chemistry data. *Hydrogeology Journal* 10(4): P 455-474. DOI: 10.1007/s10040-002-0196-6
- HÉBERT S., 1997. *Développement d'un indice de la qualité bactériologique et physicochimique de l'eau pour les rivières du Québec*, Québec, ministère de l'environnement et de la faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN/970102, 20 p., 4 annexes.
- JORADP, 2007. Journal Officiel de la République Algérienne Démocratique et Populaire N°34 du 23/05/2007
- JORADP, 2008. Journal Officiel de la République Algérienne Démocratique et Populaire N°60 du 19/10/2008
- JORADP, 2011. Journal Officiel de la République Algérienne Démocratique et Populaire N°77 du 22/12/2011
- Kannel, P. R., Lee, S., Lee, S., Kanel, S. and Pelletier, G., 2007. Application of automated QUAL2Kw for water quality modelling and management in the Bagmati River, Nepal. *Ecological Modelling* , 2007 (503-517), 503-517.
- KHAMAR M., BOUYA D., RONNEAU C., 2000. Pollution métallique et organique des eaux et des sédiments d'un cours d'eau marocain par les rejets liquides urbains, *Water Quality Research Journal*, 35(1), Canada, p. 147-161.
- LABORDE J.P., 2000. *Éléments d'hydrologie de surface*. Univ. de NICE-SOPHIA ANTIPOLIS, Centre National de la Recherche Scientifique, Ed 2000.

- Mangin A., (1974) Contribution à l'étude hydrodynamique des aquifères karstiques. Concepts méthodologiques adoptés. Systèmes karstiques étudiés. *Annales de Spéléologie*. 29, 4 : 495-601.
- MANNING R., 1891. On the flow of water in open channels and pipes. *Transactions of the Institute of Civil Engineering of Ireland*, 20,161-207.
- MARGAT J., VALLÉE D., 1999. *Ressources en eau et utilisations dans les pays méditerranéens : repères et statistiques*, PNUE. PAM. Plan Bleu, 224 p.
- Mebarki Azzedine, 2005. HYDROLOGIE DES BASSINS DE L'EST ALGERIEN RESSOURCES EN EAU, AMENAGEMENT ET ENVIRONNEMENT. Thèse de doctorat d'état. Université de Constantine. 370 p.
- MEDD et Agences de l'eau (France), 2003. Système d'évaluation de la qualité des eaux des cours d'eau (SEQ-Eau) Grilles d'évaluation Version 2.
- Meinck F., Stoof H., et Kohlschutter H., 1977. Les eaux industrielles. Masson Edition Paris.
- MORIN G., FORTIN J.P., LARDEAU J.P., SOCHANSKA W., PAQUETTE S., 1981. *Modèle CEQUEAU : manuel d'utilisation*. INRS-Eau, Rapport scientifique n° 93, 449 p.
- MUTIN G., 2000. *L'eau dans le monde arabe*, Ellipse, Paris 160 p.
- Nash, J.E. and Sutcliffe J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models: Part I. A discussion of principles. *J. Hydrol.* 10:282–290. doi:10.1016/0022-1694(70)90255-6.
- O'CONNOR D.J., DI TORO D.M., 1968. The distribution of dissolved oxygen in stream with time-varying velocity. *Water Resources Research* 4(3), 639-646.
- Pesson, P., 1976. La pollution des eaux continentales. Indice sur les biocénoses aquatiques – Gauthier-Villars, Bordas, Paris.
- Pesson P. 1980. *Actualités d'Écologie forestière*. Paris, Gauthier-Villars, 517 P.
- Polus, E., Flipo, N., de Fouquet, Ch. and Poulin, M., 2011. Geostatistics for assessing the efficiency of a distributed physically-based water quality model: application to nitrate in the Seine River. *Hydrol. Process.* 25, 217–233.
- PROVENCHER M., LAMONTAGNE M.-P., 1977. *Méthode de détermination d'un indice d'appréciation de la qualité des eaux selon différentes utilisations*, Service de la Qualité des Eaux, ministère des richesses naturelles, Québec, 70 p. + annexes.
- QUERALT R., 1982. La calidad de las aguas en los rios, *Tecnología del agua*, 4, p. 449-457

- Quinggai, W., Shibeï, L., Changjun, Q. and Feng, D., 2013. A review of surface water quality models. *The scientific World Journal*, Volume 2013, Article ID 231768, 7 pages, <http://dx.doi.org/10.1155/2013/231768>.
- Ramade François, 2005. *Eléments d'écologie - Ecologie appliquée*, Dunod. Collection Sciences Sup. ISBN 9782100068388.
- Raoult, J.F., 1974. Géologie du centre de la chaîne Numidique (Nord Constantinois, Algérie). *Mém. Soc. Géol. Fr., N.S., t. LIII, n° 121, p. 164*.
- Reichert, P., Borchart, D., Henze, M., Rauch, W., Shanahan, P. and Vanrolleghem, P., 2001. River water quality model n°1: biochemical process equations. *Water Science and Technology*, 43 (5), 11-30.
- REJSEK F. 2002. *Analyse des eaux : aspect réglementaire et technique*. Edition CRDP AQUITAINE. Collection biologique technique, 64 p.
- Remini B., 2010. La problématique de l'eau en Algérie. *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, n° 08, Juin 2010, pp. 27-46.
- RICHARDS L.A., 1931. Capillary conduction of liquids through porous médiums. *Physics*, 1, 318-333.
- Rodier, J., 1984. *L'analyse de l'eau, eaux naturelle, eaux résiduaires, eau de mer*, 7^e édition Dunod, Paris, France.
- RODIER J., LEGUBE B., MERLET N. & Coll, 2009. *L'analyse de l'eau : Eaux naturelles eaux résiduaires eaux de mer*, 9^{ème} Ed DUNOD, PARIS. 1526 Pages. ISBN 13 : 9782100072460
- Rousseau, AN., Mailhot, A., Turcotte, R., Duchemin, M., Blanchette, C., Roux, M., Dupont and J.Villeneuve, J.P., 2000. GIBSI - An integrated modelling system prototype for river basin management. *Hydrobiologia*, 422/423: 465-475. URL: <http://dx.doi.org/10.1023/A:1017030618572>.
- Safiolea, E., Baki, S., Makropoulos, C., Deliège, J.F., Magermans, P., Everbecq, E., Gkesouli, A., Stamou, A. and Mimikou, M., 2011. Integrated modelling for river basin management planning. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers: Water Management*, 164 (8), 405-419.
- SAINT-VENANT, BARRÉ DE, 1871. Théorie du mouvement non permanent des eaux avec application aux crues des rivières et à l'introduction des marées dans leurs lits. *Comptes rendus des séances de l'Académie des Sciences*, 73, 147-154.
- Santhi, C., Arnold, J.G., Williams, J.R., Dugas, W.A. and Hauck, L.M., 2001. Application of a watershed model to evaluate management effects on point and nonpoint pollution.

- Transactions of the American Society of Agricultural Engineering 44 (66), 1559e1770.
- Saou, A/H., Maza, M., and Seidel, J.L, 2011. Hydrogeochemical Processes Associated with Double salinization of Water in an Algerian Aquifer, Carbonated and Evaporitic. Pol.J. Environ. Stud. Vol. 21 N°4, P 1013- 1024.
- Seltzer.P.1946. Le climat de l'Algérie. Université d'Alger, Institut de Météorologie et de la physique du Globe.
- SEYTRE Sophie — CETE de Lyon, LRPC de Clermont-Ferrand « Catalogue de modèles de qualité des cours d'eau », mars 2010.
- Sharma, D. and Kansal, A., 2013. Assessment of river quality models: a review. Environ Sci Biotechnol , 285-311.
- Simler.R.. 2011. Le logiciel Diagramme, version 5.5 du laboratoire d'hydrogéologie d'Avignon
- Smitz, J., 1976. Modèle thermique de rivière, température naturelle et rejets thermiques. Application à la Meuse Liégeoise. Recherche et technique au service de l'environnement, Ed. CEBEDOC, Liège, P 117-137.
- Smitz, J., Everbecq, E., Deliège, J., Descy, J., Wollast, R. and Vanderborght, J., 1997. PEGASE, une méthodologie et un outil de simulation prévisionnelle pour la gestion de la qualité des eaux de surface. Tribune de l'eau ,588 (4), 73-82.
- Streeter, H.W. and Phelps, E.B.,1925. A Study of the Pollution and Natural Purification of the Ohio River. U.S. Public Health Service, Bulletin n° 146, February 1925.
- Tahar-Cherif, Z., 1994. Méthodes Spectroscopiques d'analyses chimiques, édition OPU.
- Tarda-Henry Monique et Beaudry Jean-Pau, 1984. La chimie des eaux. Edition Le Griffon d'Argile. 340 pages. ISBN 2920210319
- Ternisien J.A, 1968. Les pollutions et leurs effets. Collection Sciences vivantes- PUF 1968
- THOMAS H.A., 1948. Pollution load capacity of streams. *Water and Sewage Works*, 95, 409.
- Tsakiris, G. and Alexakis, D., 2012. Water quality models : An Overview. *European Water* , 2012 (37), 33-46.
- Vila, J.M. 1980. La Chaîne Alpine d'Algérie orientale et des confins Algéro-Tunisiens. Thèse Sc. Univ. Paris VI, 3 vol, 665 p.
- Vilaginès Roland, 2003. Eau, environnement et santé publique, Introduction à l'hydrologie. 2ème édition. TEC et DOC Lavoisier. 198 Pages. ISBN 13 978-2-7430-0604-4
- Wasson Christina. 2000. Ethnography in the Field of Design. *Human Organization: Winter 2000*, Vol. 59, No. 4, pp. 377-388

Références bibliographiques

- Wildi, W., 1983. La chaîne tello- rifaine (Algérie, Maroc, Tunisie) : structure, stratigraphie et évolution du Trias au Miocène. *Rev. Géol. Dyn. Géog. Phys.*, (24), 3, pp. 201-297
- Wilcox, L.V., 1948. The quality of water for agricultural use. US Dept Agriculture Tech. Bull. 1962, Washington D.C.
- Zareg . 2019. Impacts de l'irrigation sur la qualité des eaux souterraines des régions semi-arides. Cas de la région de Tébessa. Thèse de doctorat. Univ. Mostefa Benboulaid Batna 2
- Zarei H. and Bilondi M.P. 2013. Factor analysis of chemical composition in the Karoon River Basin, Southwest of Iran. *Applied Water Science*, 3 (4): 753-761.

Annexes

Annexe I

Tableau AI.1 : Répartition des altitudes en fonction de la surface (Bassin Agrioune)

Tranche d'altitude	Si(Km ²)	∑Si	Si/St	Si/St (%)	∑Si/St (%)	Hmoy(m)
						2004
1800-2004	4,09	4,09	0,00	0,44	0,44	1884,5
1600-1800	8,78	12,87	0,01	0,94	1,38	1700
1400-1600	23,31	36,19	0,02	2,50	3,88	1500
1200-1400	57,86	94,05	0,06	6,20	10,08	1300
1000-1200	166,58	260,63	0,18	17,86	27,95	1100
800-1000	309,92	570,55	0,33	33,23	61,18	900
600-800	251,96	822,51	0,27	27,02	88,20	700
400-600	44,17	866,68	0,05	4,74	92,94	500
200-400	40,08	906,76	0,04	4,30	97,24	300
0-200	25,78	932,54	0,03	2,76	100,00	100

Tableau AI.2 : Classification d'ORSTOM

Classe	Type de relief	Intervalle de D _s
R1	Relief très faible	05 à 10m
R2	Relief faible	10 à 25m
R3	Relief assez faible	25 à 50m
R4	Relief modéré	50 à 100m
R5	Relief assez fort	100 à 250m
R6	Relief fort	250 à 500m
R7	Relief très fort	500 à 750m

Annexe I

Tableau AI.3 : Population du bassin d'Agrioune

Communes de Béjaïa	Population(2008)	Population (2014)	Superficie appartenant au bassin
KHERRATA	35077	39502	Complète
DRAA EL -GAID	29221	32908	Complète
DARGUINA	14146	15931	Complète
AIT-SMAIL	11783	13270	Complète
TASKRIOUT	8947	10076	Complète
SOUK EL-TENINE	14045	15817	Complète
MELBOU	11396	12834	Complète
TAMRIDJET	8413	9474	Complète
Communes de Sétif			
BABOR	15762	17751	Partielle
OUED EL BARED	2333	2627	Complète
TIZIN'BECHAR	21086	23746	Complète
AMOUCHA	22767	25639	Complète
AIN KEBIRA	36295	40874	Partielle
AIN ABASSA	16770	18886	Partielle
AIN ROUA	11499	12950	Partielle
MAOUKLANE	15715	17698	Partielle
TALA IFACENE	21280	23965	Partielle
BOUANDAS	32812 ⁽²⁰¹⁴⁾	32812	Partielle
AIT TIZI	6983	7864	Partielle

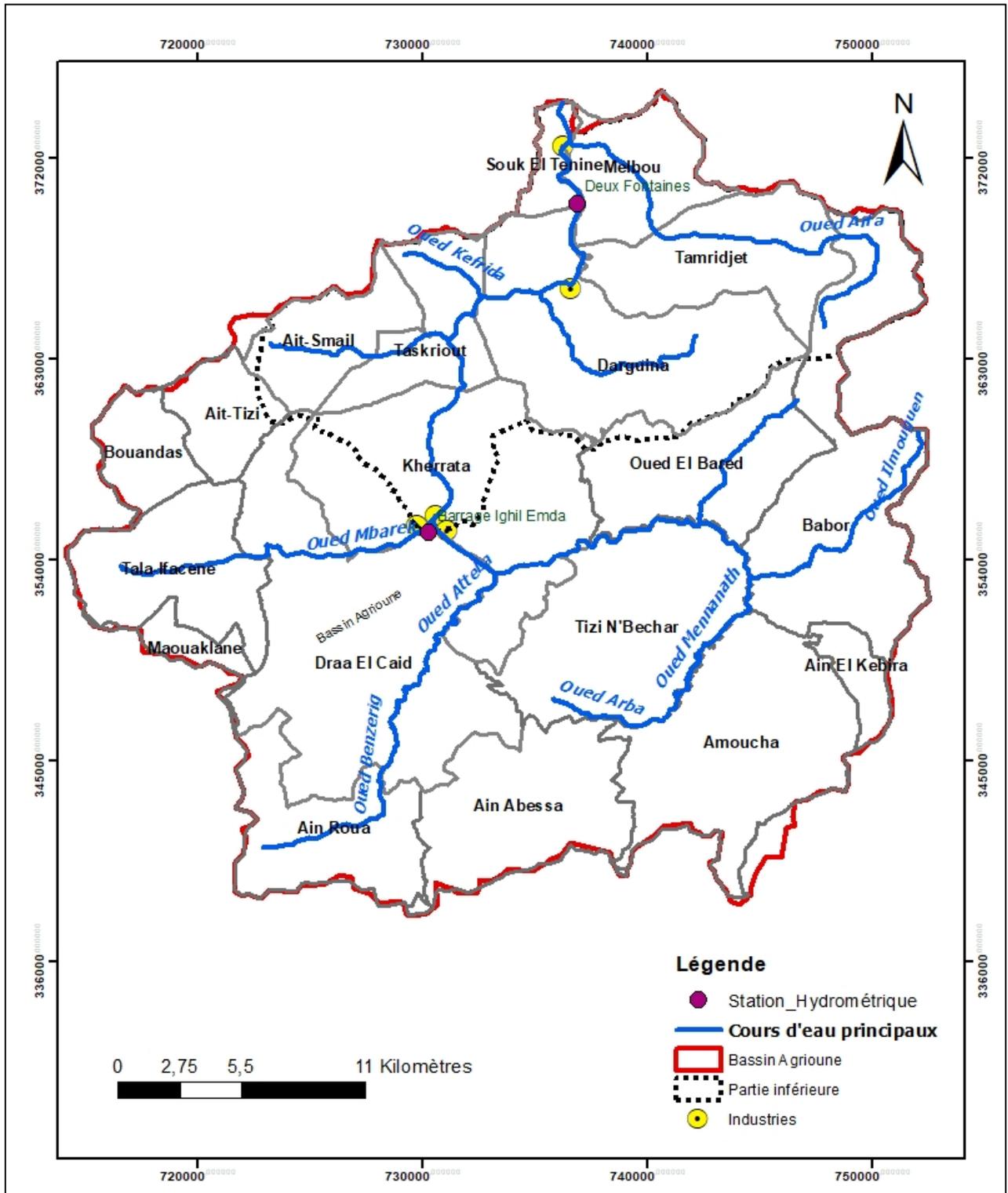


Figure A1.1. Données descriptives du bassin d'Agrioune

Annexe II

Les analyses physicochimiques

1-Turbidité (Méthode d'atténuation de radiation (lecture directe))

➤ **Mode opératoire :**

Pour effectuer la lecture de l'échantillon, il faut :

- Entrer le N° du programme mémorisé pour la turbidité.
- Presser PRGM ; l'affichage indique : PRGM ?
- Presser 95, Enter. L'affichage indique FAU.
- Homogénéiser 500 ml d'échantillon dans un homogénéisateur à grande vitesse pendant 02 minutes, et le verser dans un bêcher de 600 ml
- Ramener l'appareil à (0 FAU) en effectuant la lecture avec le blanc (Eau distillé).
- Verser 25 ml de l'échantillon dans une l'autre cuvette colorimétrique, l'agiter pour éliminer les bulles de gaz et obtenir une suspension uniforme, le placer dans le puits de mercure.
- Placer le capot de l'appareil (Pare-lumière) sur la cuvette d'échantillon et presser la touche READ. Après une courte pause, les résultats sont affichés. On trouve les valeurs en unité FAU.

2-Matière en suspension (Méthode photométrique) :

➤ **Mode opératoire :**

Entrer le N° du programme mémorisé pour les MES.

- presser PRGM ; l'affichage indique : PRGM ?
- Presser 94, enter. L'affichage indique mg/l.
- Homogénéiser 500 ml d'échantillon dans un homogénéisateur à grande vitesse pendant 02 minutes, et le verser dans un bêcher de 600 ml.
- Ramener l'appareil à (0 mg/l) en effectuant la lecture avec le blanc (Eau distillé).
- Verser 25 ml de l'échantillon dans une autre cuvette colorimétrique, l'agiter pour éliminer les bulles de gaz et obtenir une suspension uniforme, le placer dans le puits de mercure.
- Presser READ, le résultat en mg/l des matières en suspension s'affiche.

3-Détermination de l'alcalinité (méthode pH-métrique)

➤ **Mode Opérateur**

Introduire dans un bêcher :

- 100 ml d'eau à analyser.
- La sonde du pH-mètre + un barreau aimanté. Mettre l'agitation en route.

Si la solution à un pH > 8,3 ; verser l'acide chlorhydrique jusqu'à atteindre le pH de 8,275.

Si la solution a un pH < 8,3, le TA est nul.

Dans tous les cas, sans refaire une prise d'essai, continuer à verser l'acide chlorhydrique

Jusqu'à pH = 4,5. Noter le volume d'acide versé.

Expression des résultats

▪ **Titre Alcalimétrique : TA**

$$TA = \frac{C_{HCl} \times (V1 - V0)}{100} \times 1000$$

Où :

- V₁ : Volume d'acide versé (ml).
- V₀ : Volume d'échantillon (ml).
- C_{HCl} : Concentration d'acide chlorhydrique.
- TA : Titre Alcalimétrique (mmol/l).

▪ **Titre Alcalimétrique Complet : TAC**

$$TAC = \frac{C_{HCl} \times (V2 - V0)}{100} \times 1000$$

Où :

- V₂ : Volume d'acide versé.
- V₀ : Volume d'échantillon (ml).
- C_{HCl} : Concentration d'acide chlorhydrique.
- TAC : Titre Alcalimétrique Complet (mmol/l).

4-Dosage des chlorures (méthode de Mohr)

➤ **Mode opératoire**

Introduire 25 ml d'eau à analyser dans un bécher contenant un barreau aimanté, et compléter à 100ml avec de l'eau distillée dans un erlen, puis 1ml de la solution de chromate de potassium à 5% jouant le rôle d'un indicateur coloré est ajouté.

Remplir la burette de la solution de nitrate d'argent à 0,2N et titrer ensuite goutte à goutte la solution du départ contenant l'eau à analyser et le chromate de potassium en prenant soin de bien entretenir assez vigoureuse la solution de façon à briser les grumeaux qui se forment au fond de l'erlen.

Aux approches du point d'équivalent, la couleur de la solution passe du vert-jaune au jaune, mais celui-ci est atteint lorsque la couleur jaune foncé vire vers l'orange, couleur qui doit persister 1 minute.

Retenir le nombre de millilitres de nitrate d'argent utilisés (Cb).

6-Dosage des nitrites (méthode au réactif de ZEMBELLI)

➤ **Mode opératoire**

-prélever 50 ml d'eau à analyser ajouter 2 ml de réactif de ZEMBELLI, agiter et laisser au repos 10 minutes, ajouter ensuite 2 ml d'ammonium pure.

-Effectuer la lecture au spectromètre à la longueur d'onde de 435 nm et tenir compte de la valeur lue pour le témoin, se reporter à la courbe d'étalonnage. (J. RODIER, 1984)

➤ **Réactifs**

-Ammoniaque pure : d=0,925

-Réactif de ZEMBELLI :

- Acide chlorhydrique pure (d= 1,19) 260 ml.
- Acide sulfalinique 5 g.
- phénol cristallisé 7,5 g.
- Chlorure d'ammonium 135 g.
- Eau distillée 625 ml.

Introduire dans une fiole jaugée d'un litre, l'acide chlorhydrique et l'eau distillée, puis dissoudre l'acide sulfalinique et le phénol en chauffant légèrement au bain-marie, après dissolution complète, ajouter le chlorure d'ammonium et agiter jusqu'à dissolution. Après refroidissement ajuster s'il y a lieu le volume de la solution à 1 litre avec de l'eau distillée.

- Solution mère étalon de NO₂ à 0,23 g/l
- Nitrite de sodium 0,345 g.
- Eau fraîchement distillée 1000 ml.

Cette se conserve mieux si l'on prend la précaution d'y ajouter 1 ml de chloroforme.

- solution fille étalon d'ion NO₂ à 0,0023 g/l
- Amener 1 ml de la solution mère à 100 ml avec de l'eau distillée.

7-Dosage des nitrates (méthode au salicylate de sodium)

➤ Mode opératoire

- Introduire 10 ml d'eau à analyser dans un erlen meyer de 100 ml (pour des teneurs en azote nitrique supérieur à 10 mg/l opérer à une dilution).
- Alcaliniser faiblement avec la solution d'hydroxyde de sodium.
- Ajouter 1 ml de la solution de salicylate de sodium pour suivre le dosage comme pour la courbe d'étalonnage.
- Préparer de la même façon un témoin avec 10 ml d'eau distillée.
- Tenir compte de la valeur lue pour le témoin, se rapporter à la courbe d'étalonnage. (J. RODIER, 1984)

➤ Réactifs

- Solution de salicylate de sodium à 0,5% à renouvelable toutes les 24 heures.
- Acide sulfurique concentré (d= 1,84).
- Solution d'hydroxyde de sodium et de tartrate double de sodium et de potassium :
 - Hydroxyde de sodium 400g.
 - Eau distillée 1000 ml.
 - Tartrate double de sodium et de potassium 60 g.
- Faire dissoudre les sels dans l'eau, laisser refroidir et compléter à 1000 ml.
- A conserver dans un flacon en polyéthylène.
- Solution mère étalon d'azote nitrique à 0,1 mg/l :
 - Nitrate de potassium anhydre 0,722 g.
 - Eau distillée 1000 ml.
 - Chloroforme (pour conserver) 1ml.
- Solution fille étalon d'azote nitrique à 0,005 g/l.
- Amener 50 ml de la solution mère à 1000 ml de l'eau distillée.

8-Dosage des phosphates

➤ Mode opératoire

Introduire 40 ml de l'eau à analyser dans une fiole jaugée de 50 ml, ajouter 4 ml de solution d'acide molybdate et 10 gouttes de la solution de chlorures stanneux, ajouter jusqu'au trait de

jauge avec l'eau distillée et bien mélanger, laisser reposer 5 minutes puis effectuer les mesures au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 690 nm

➤ **Réactifs**

-Solution mère de phosphate à 0,5 mg/l

Dissoudre 0,07615 g d'hydrogénophosphate de potassium (KH_2PO_4) dans 10 ml d'eau distillée (dans un bêcher, transférer la solution dans une fiole jaugée de 100 ml et rincer le bêcher avec 1 ml de CHCl_3 puis compléter au trait de jauge avec l'eau distillée.

-Solution standard de phosphate à 0,05 mg/l:

-Solution mère de phosphate (0,5mg/l) 1 ml.

- Eau distillée 100 ml.

-Solution de Molybdate d'ammonium:

-Acide sulfurique concentré 25 ml.

-Eau distillée 40 ml.

(1)-Ajouter l'acide sulfurique à l'eau distillée, mélanger la solution et laisser refroidir.

-Molybdate d'ammonium ($(\text{NH}_4)_6 \text{Mo}_7 \text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$) 2,5 g.

-Eau distillée 7,5 ml.

(2)-Dissoudre le Molybdate d'ammonium dans l'eau distillée.

Mélanger les solutions (1) et (2), laisser refroidir et diluer à 100 ml.

-Solution de chlorure stanneux :

-Chlorure stanneux ($\text{SnCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) 0,25 g.

-Glycérol 10 ml.

Chauffer le mélange dans un bain-marie jusqu'à dissolution complète du chlorure stanneux.

9-Dosage du Sodium, Potassium et Calcium (Méthode par spectrométrie d'émission de flamme)

➤ **Mode opératoire**

-Pulvériser de l'eau distillée et faire le réglage de zéro (Afficher 0 à l'aide du bouton "Blank").

-Placer le filtre sur Na, K ou Ca selon le dosage.

-Faire passer les solutions étalons filles, noter l'indication correspondante à chaque solution.

-Faire passer les solutions à doser (Eau diluée si nécessaire), noter la graduation.

-Entre chaque mesure, rincer le dispositif de pulvérisation à l'eau distillée.

10- Dosage de l'élément (Mg, Cu, Zn, Fe, Pb) par spectrométrie d'absorption atomique (SAA)

➤ **Mode opératoire**

Avant de commencer le dosage par l'absorption atomique il faut introduire les conditions expérimentales de l'analyse pour chaque cation dosé.

-Mettre d'abord en marche le micro-ordinateur et introduire les données (la méthode de dosage de flamme ou au four, élément à doser, la longueur d'onde de résonance de l'élément, nombre et concentrations des étalons, l'unité de concentration).

-Ouvrir les bouteilles de gaz carburant et combustible (Air + Acétylène)

-Allumer la flamme

- Sélectionner la lampe qui correspond à l'élément à doser
- Attendre quelques minutes pour chauffer la lampe après en passe l'échantillon à blanc.
- Puis, on fait appel à des données en mémoires des mesures effectuées sur des étalons contenant l'élément à doser. Si la courbe d'étalonnage n'est pas mémorisée, on pourra préparer d'autres étalons correspondant au domaine de concentrations déterminées au préalable. Puis on mesure leurs absorbances, en faisant passer les étalons l'un après l'autre pas le capillaire qui aspire le liquide de la solution et sera pulvérisé puis atomisé à la flamme. On note l'absorbance et la concentration. Les résultats sont consignés dans un tableau puis sont mémorisés sous forme de fichier dans une disquette.
- Après établissement de toutes ces conditions, l'appareil est prêt pour le dosage.

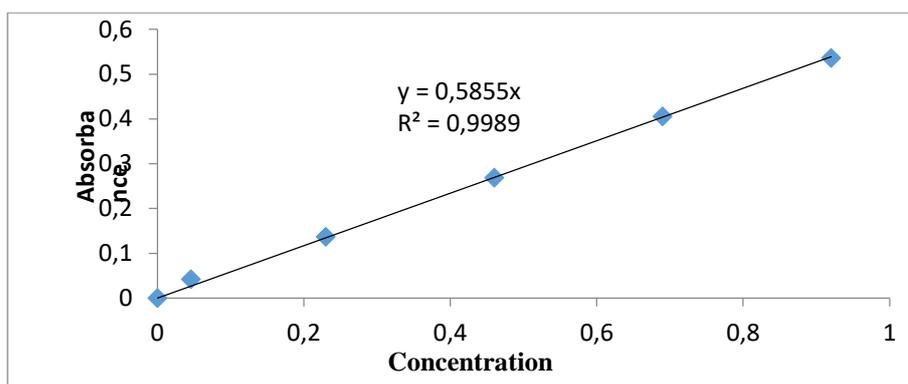
Pour les expériences que nous avons réalisées, nous avons commencé par l'injection de l'eau distillée dans la flamme (blanc), ensuite les échantillons d'eau acidifiées par HNO₃ concentré (1ml/l d'échantillon).

Les courbes d'étalonnages

1- Dosage des nitrites :

Etablissement de la courbe d'étalonnage ($\lambda= 435$)

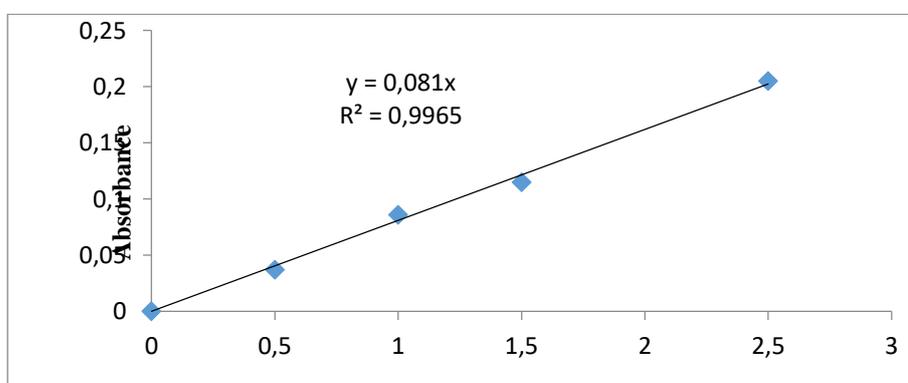
Numéro des fioles	T	I	II	III	IV	V
Solution fille étalon à 0,0023g/l de NO₂⁻ (ml)	0	1	5	10	15	20
Eau distillée (ml)	50	49	45	40	35	30
Réactif de Zambelli (ml)	2	2	2	2	2	2
Attendre 10 minutes						
Ammoniaque pure (ml)	2	2	2	2	2	2
Correspondance en mg/l de NO₂⁻	0	0,04 6	0,23	0,46	0,69	0,92
Abs	0	0,04 2	0,13 7	0,269	0,406	0,536



2- Dosage des nitrates :

Etablissement de la courbe d'étalonnage ($\lambda = 415$)

Numéro des fioles	T	I	II	III	IV
Solution étalon d'azote nitrique à 0,005 g/l	0	1	2	5	10
Eau distillée	10	9	8	5	0
Solution de salicylate de sodium (ml)	1	1	1	1	1
Correspondance en mg d'azote nitrique (NO_3^-)	0	0,5	1	1,5	2,5
Abs	0	0,037	0,086	0,115	0,205

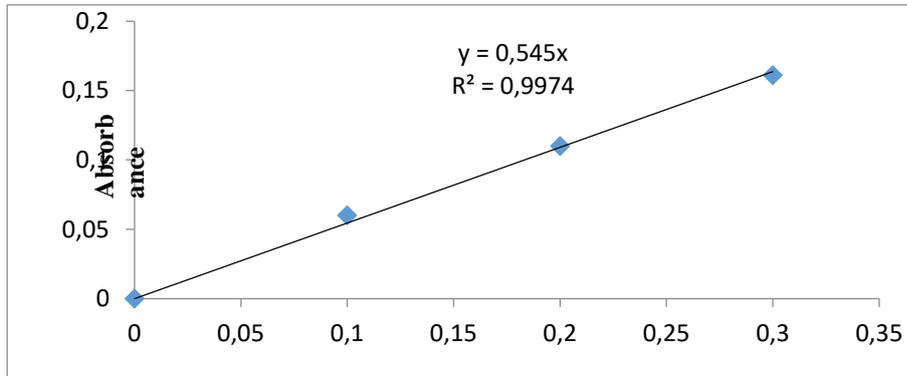


3- Dosage des phosphates :

Etablissement de la courbe d'étalonnage ($\lambda = 960 \text{ nm}$)

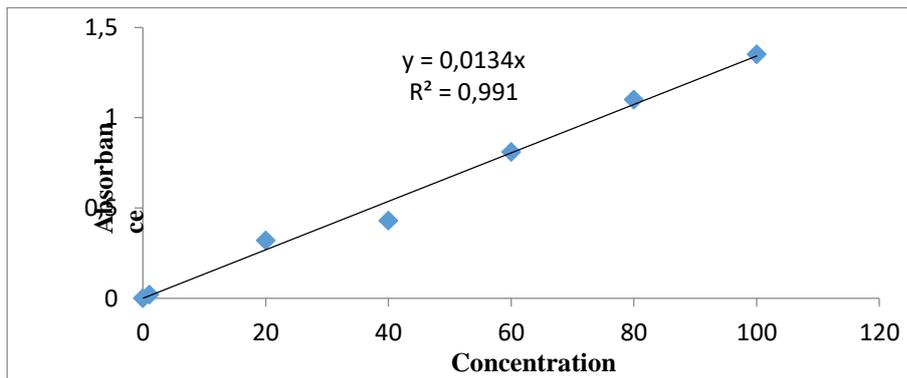
Numéro des fioles	T	I	II	III
Solution standard de phosphate 0,005 g/l	0	1	2	3
Eau distillée (ml)	50	49	48	47
Solution de chlorure stanneux (gouttes)	10	10	10	10
Solution d'acide molybdate (ml)	4	4	4	4

Equivalence en mg/l de phosphate	0	0,1	0,2	0,3
Abs	0	0,06	0,11	0,161



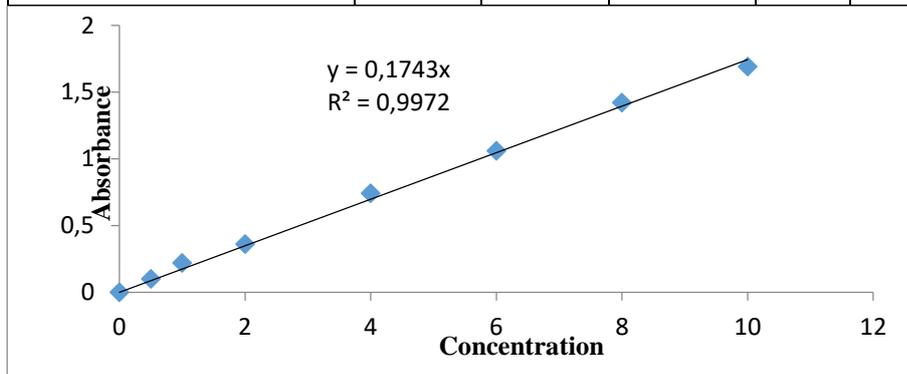
4-Courbe d'étalonnage de sodium :

Concentrations mg/l	0	1	20	40	60	80	100
Signaux électriques	0	0,02	0,32	0,43	0,81	1,10	1,35



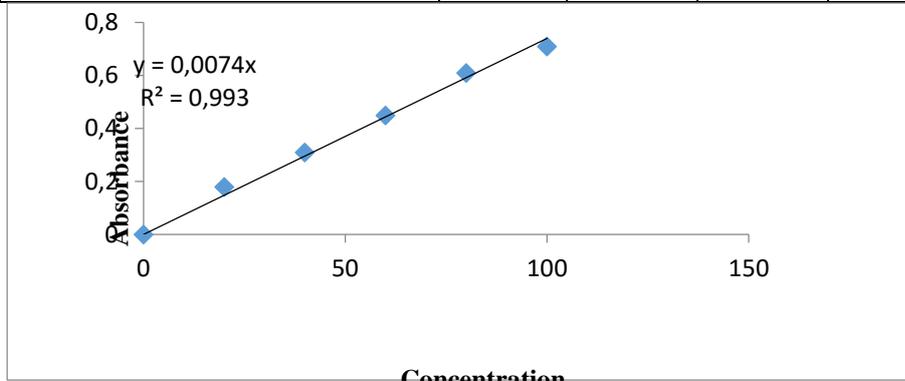
5-Courbe d'étalonnage du potassium

Concentrations (mg/l)	0	0,5	1	2	4	6	8	10
Signaux électriques	0	0,1	0,22	0,36	0,74	1,06	1,42	1,69



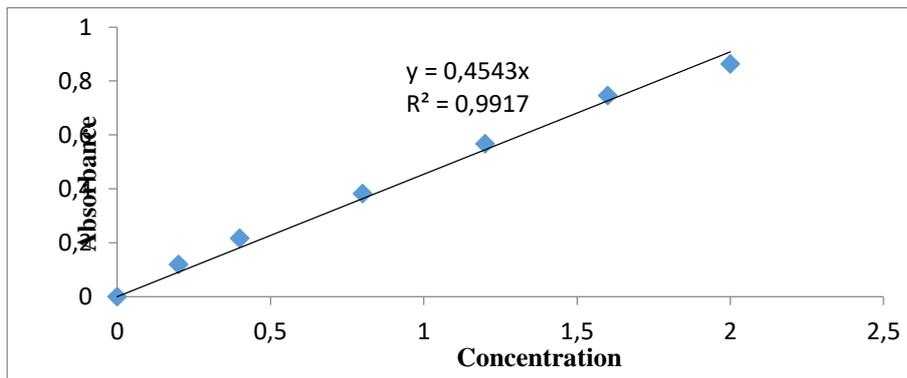
6-Courbe d'étalonnage de calcium :

Concentrations mg/l	0	20	40	60	80	100
Signaux électriques	0	0,17	0,31	0,45	0,61	0,71



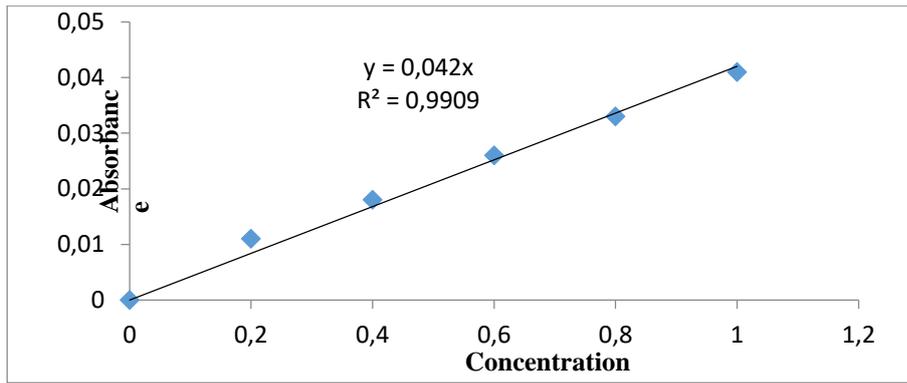
7-Courbe d'étalonnage du magnésium

Concentrations (mg/l)	0	0,2	0,4	0,8	1,2	1,6	2
Absorbances	0	0,119	0,216	0,382	0,567	0,746	0,863



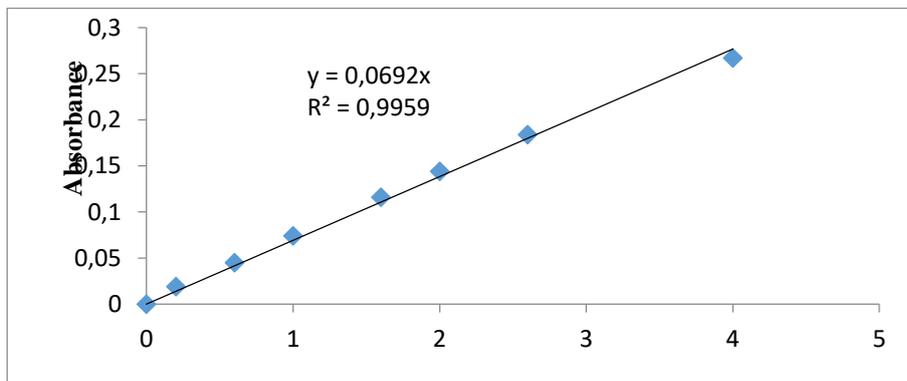
8-Courbe d'étalonnage du fer

Concentrations (mg/l)	0	0,2	0,4	0,6	0,8	1
Absorbances	0	0,011	0,018	0,026	0,033	0,041



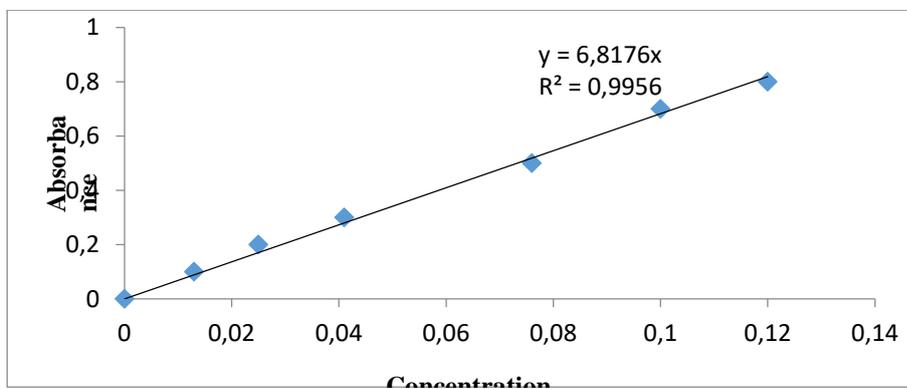
9-Courbe d'étalonnage du cuivre :

Concentrations mg/l	0,2	0,6	1	1,6	2	2,6	4
Absorbances	0,019	0,045	0,074	0,116	0,144	0,184	0,267



10-Courbe d'étalonnage du zinc :

Concentrations (mg/l)	0	0,1	0,2	0,3	0,5	0,7	0,8
Absorbances	0	0,013	0,025	0,041	0,076	0,1	0,12



Annexe III

Copies écran PegOpera

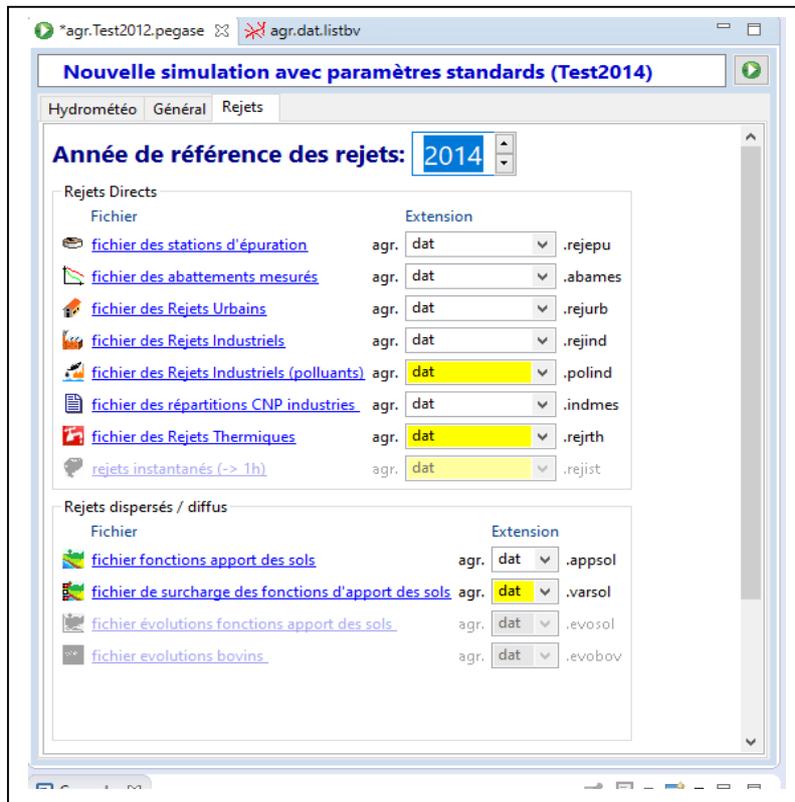


Figure AIII.1. Données nécessaires à la simulation

	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O							
commentaire >																					
eUrb	CodeSta	Xreel	Yreel	CdeRiv	CdeZn	Imai	Jmai	Iriv	CZlm	DistSource	DistReleas	Z Dval	Tp	NlnhEqu	TxRac	TxFui	AsRac	AsnRac	Urban release	Name	River Name
11	BD001	730260	363829	43	58	40	2422	8004.20	155.81	194.00	2014	HR	2564	0.70	0.00	0.00	0.15	Bordj	Mira1	Oued Beni Smail	Taskeriout
12	BD002	731261	366631	45	64	2	2723	2636.70	315.91	488.00	2014	HR	2507	0.65	0.00	0.00	0.15	Ait Idriss		Oued Kefrida	Taskeriout
11	BD003	733080	365770	49	62	1	2724	14978.40	208.98	114.00	2014	HR	1612	0.65	0.00	0.00	0.15	Cité Saadane		Oued Agrioune	Darguina
12	BD004	734148	366124	52	63	1	2731	17003.90	571.79	98.00	2014	HR	1803	0.70	0.00	0.00	0.15	Darguina		Oued Agrioune	Darguina
13	BD005	736453	369479	56	68	1	2741	23271.10	554.35	96.00	2014	HR	2062	0.70	0.00	0.00	0.15	Deux Fontaines		Oued Agrioune	Darguina
11	BD006	736149	370476	56	71	1	2741	24935.20	633.81	116.00	2014	HR	523	0.65	0.00	0.00	0.15	Iremanen		Oued Agrioune	Souk El Te
12	BD007	735864	371621	55	75	1	2741	27854.30	895.57	47.00	2014	HR	958	0.65	0.00	0.00	0.15	Bouakraz		Oued Agrioune	Souk El Te
15	Step01	737531	373925	56	78	1	2742	29468.80	864.03	23.00	2014	HR	4064	0.75	0.00	0.00	0.05	Melbou		Oued Agrioune	Melbou
11	BD010	730871	358184	44	46	1	2712	3148.20	397.39	508.00	2014	HR	5053	0.65	0.00	0.00	0.05	Kherrata1		Oued Agrioune	Kherrata
12	BD009	731043	357715	44	46	1	2712	3148.20	377.66	482.00	2014	HR	5620	0.65	0.00	0.00	0.05	Quartier Maure		Oued Agrioune	Kherrata
13	BD008	731863	357140	45	45	1	2712	2614.80	880.87	531.00	2014	HR	6218	0.65	0.00	0.00	0.05	Kherrata2		Oued Agrioune	Kherrata
14	BD011	728252	356339	41	40	18	2331	14512.10	1782.34	734.00	2014	HR	4479	0.65	0.00	0.00	0.05	Cité des 75 Logements		Oued Mbarek	Kherrata
-01	BD012	723109	339992	29	12	23	2212	475.70	1033.39	1106.00	2014	HR	4341	0.65	0.00	0.00	0.15	Ain Roua		Oued Ain Roua	Ain Roua
-02	BD013	723721	341348	30	13	23	2212	966.50	187.19	953.00	2014	HR	2035	0.65	0.00	0.00	0.15	Ain Roua VGA		Oued Ain Roua	Ain Roua
-02		741626	351462	67	31	27	2122	11236.00	1625.79	889.00	2014	HR	1002	0.55	0.00	0.00	0.25	Mantanou		Oued Mennanath	Tizi nbech
-03	BD014	741193	355414	66	42	26	2153	9901.60	372.82	704.00	2014	HR	104	0.55	0.00	0.00	0.35	Tizmaline		Oued El Bared	Oued El Ba
16	BD015	733675	358434	50	46	37	2162	1400.10	804.09	871.00	2014	HR	844	0.35	0.00	0.00	0.50	El Menchar		Acif Timeslalt	Kherrata
-05	BD016	742056	356222	67	43	26	2142	8160.50	284.94	732.00	2014	HR	414	0.65	0.00	0.00	0.15	Oued El Bared		Oued El Bared	Oued El Ba
-06	BD017	741923	355827	66	42	26	2153	9901.60	467.09	626.00	2014	HR	81	0.65	0.00	0.00	0.15	Tamajta		Oued El Bared	Oued El Ba
14	BD019	737017	362433	57	55	9	2521	6493.00	123.71	285.00	2014	HR	498	0.60	0.00	0.00	0.20	Ait Chabouba		Ighzer Oufitis	Darguina
15	BD018	737684	362333	58	55	9	2513	5823.70	138.33	346.00	2014	HR	485	0.65	0.00	0.00	0.15	Ait Slimane		Ighzer Oufitis	Darguina
17	BD020	733516	365424	54	61	9	2523	11342.70	170.67	101.00	2014	HR	995	0.55	0.00	0.00	0.25	Ighzer Oufitis (bas)		Ighzer Oufitis	Darguina
12		738319	371562	59	74	39	2634	22780.60	416.94	115.00	2014	HR	662	0.15	0.00	0.00	0.75	Taremante		OuedBouleazazene	Melbou
13	BD021	737641	371996	58	76	39	2635	23960.00	602.44	100.00	2014	HR	762	0.65	0.00	0.00	0.15	L'annab		OuedBouleazazene	Melbou
14	Step01	736645	372083	56	76	1	2742	28513.30	922.28	21.00	2014	HR	2270	0.75	0.00	0.00	0.05	Tizi El Oued		Oued Agrioune	Melbou
12	BD022	745520	368570	74	67	39	2611	11637.00	354.93	427.00	2014	HR	1896	0.55	0.00	0.00	0.25	Laalam		Oued Kob en Nekah	Tamridjet
19	BD023	733378	364130	47	61	1	2722	13827.20	1744.14	470.00	2014	HR	1058	0.30	0.00	0.00	0.50	Tadergount		Oued Agrioune	Darguina
13	BD024	739384	366722	57	65	1	2733	21280.50	7673.51	500.00	2014	HR	1499	0.55	0.00	0.00	0.30	Tamridiet2		Oued Agrioune	Tamridiet

Figure AIII.2. Données rejets domestiques

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M									
1	irec	iriv_code	hydro	fnode	tnode	px	py	distance	altitude	source	Conflue	Surfbv	bovin	agric	urbai	feull	conif	prair	divers	BVtot(km?)	Larg(m)	
2																						
3	1	1	Z7110100	10	9	730431.5	355752.2	0.0	460.000	99999999	0.010	0.10	0.00	0.004	0.000	0.003	0.001	0.001	0.001	639.0	20.222	
4	2	1	Z7110100	10	9	730572.7	355930.9	228.8	458.000		1.050	10.86	0.00	0.409	0.042	0.347	0.073	0.063	0.116	640.0	20.239	
5	3	1	Z7110100	10	9	730735.5	356105.5	472.9	456.000		1.220	12.62	0.00	0.476	0.049	0.403	0.085	0.073	0.134	641.2	20.258	
6	4	1	Z7110100	10	9	730937.9	356280.1	741.0	454.000		2.410	24.92	0.00	0.940	0.096	0.795	0.169	0.145	0.265	643.7	20.296	
7	5	1	Z7110100	10	9	731128.4	356482.5	1019.3	452.000		0.930	9.62	0.00	0.363	0.037	0.307	0.065	0.056	0.102	644.6	20.311	
8	6	1	Z7110100	10	9	731267.3	356819.9	1384.3	450.000		0.190	1.96	0.00	0.074	0.008	0.063	0.013	0.011	0.021	644.8	20.314	
9	7	1	Z7110100	10	9	731180.0	357137.4	1714.3	448.000		4.070	42.09	0.00	1.587	0.163	1.343	0.285	0.244	0.448	648.8	20.378	
10	8	1	Z7110100	10	9	731033.1	357443.0	2055.4	446.000		0.110	1.14	0.00	0.043	0.004	0.036	0.008	0.007	0.012	649.0	20.380	
11	9	1	Z7110100	10	9	730858.5	357689.0	2357.9	444.165		0.250	2.59	0.00	0.097	0.010	0.083	0.018	0.015	0.027	649.2	20.384	
12	10	1	Z7110100	10	9	730683.9	357839.8	2588.8	441.256		0.880	9.10	0.00	0.343	0.035	0.290	0.062	0.053	0.097	650.1	20.397	
13	11	1	Z7110100	10	9	730429.9	357875.6	2866.0	438.679		0.750	7.76	0.00	0.292	0.030	0.248	0.052	0.045	0.083	650.8	20.409	
14	12	1	Z7110100	10	9	730338.6	358177.2	3181.8	436.118		0.450	4.65	0.00	0.175	0.018	0.149	0.032	0.027	0.049	651.3	20.416	
15	13	1	Z7130100	10	9	730291.0	358430.3	3439.3	433.564		0.150	1.55	0.00	0.058	0.006	0.050	0.010	0.009	0.016	651.4	20.419	
16	14	1	Z7130100	9	8	730205.2	358687.1	3715.8	431.053		0.380	3.93	0.00	0.148	0.015	0.125	0.027	0.023	0.042	651.8	20.424	
17	15	1	Z7130100	9	8	730117.9	358931.5	4048.3	428.681		0.390	4.03	0.00	0.152	0.016	0.129	0.027	0.023	0.043	652.2	20.431	
18	16	1	Z7130100	9	8	730129.0	359120.4	4256.3	426.360		0.200	2.07	0.00	0.078	0.008	0.066	0.014	0.012	0.022	652.4	20.434	
19	17	1	Z7130100	9	8	730308.7	359269.7	4519.9	423.359		0.490	5.07	0.00	0.191	0.020	0.162	0.034	0.029	0.054	652.9	20.441	
20	18	1	Z7130100	9	8	730263.7	359506.5	4799.5	417.041		0.850	8.79	0.00	0.331	0.034	0.281	0.060	0.051	0.094	653.7	20.455	
21	19	1	Z7130100	9	8	730257.3	359747.8	5040.9	406.950		0.060	0.62	0.00	0.023	0.002	0.020	0.004	0.004	0.007	653.8	20.456	
22	20	1	Z7130100	9	8	730143.0	359970.0	5325.8	393.992		0.990	10.24	0.00	0.386	0.040	0.327	0.069	0.059	0.109	654.8	20.471	
23	21	1	Z7130100	9	8	730200.2	360205.0	5598.2	381.050		0.100	1.03	0.00	0.039	0.004	0.033	0.007	0.006	0.011	654.9	20.473	
24	22	1	Z7150100	9	8	730200.2	360344.7	5740.3	368.107		0.010	0.10	0.00	0.004	0.000	0.003	0.001	0.001	0.001	663.5	20.607	
25	23	1	Z7150100	9	8	730352.5	360462.1	5946.2	352.359		0.230	2.38	0.00	0.090	0.009	0.076	0.016	0.014	0.025	663.8	20.611	
26	24	1	Z7150100	8	7	730504.9	360579.6	6152.1	336.017		1.460	15.41	0.00	0.569	0.058	0.482	0.102	0.088	0.161	665.2	20.633	
27	25	1	Z7150100	8	7	730866.9	360700.3	6546.1	317.255		0.040	0.41	0.00	0.016	0.002	0.013	0.003	0.002	0.004	665.3	20.634	
28	26	1	Z7150100	8	7	731041.5	360776.5	6762.3	298.445		0.680	7.03	0.00	0.265	0.027	0.224	0.048	0.041	0.075	665.9	20.644	
29	27	1	Z7150100	8	7	731216.2	360852.7	6978.6	279.642		0.180	1.86	0.00	0.070	0.007	0.059	0.013	0.011	0.020	666.1	20.647	
30	28	1	Z7150100	8	7	731305.0	361024.1	7212.5	262.106		0.310	3.21	0.00	0.121	0.012	0.102	0.022	0.019	0.034	666.4	20.652	

Figure AIII.3. Fichier LISTBV pour la simulation

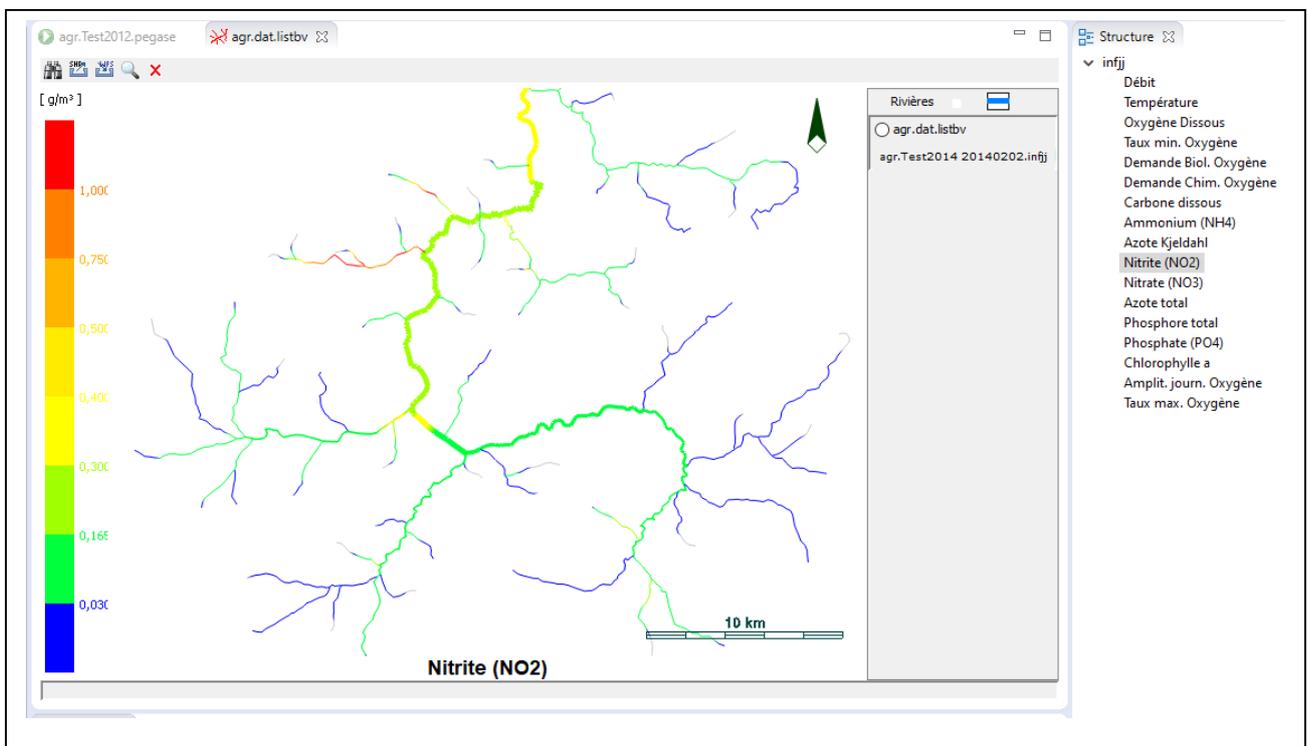


Figure AIII.4. Représentation 2D du paramètre Nitrites

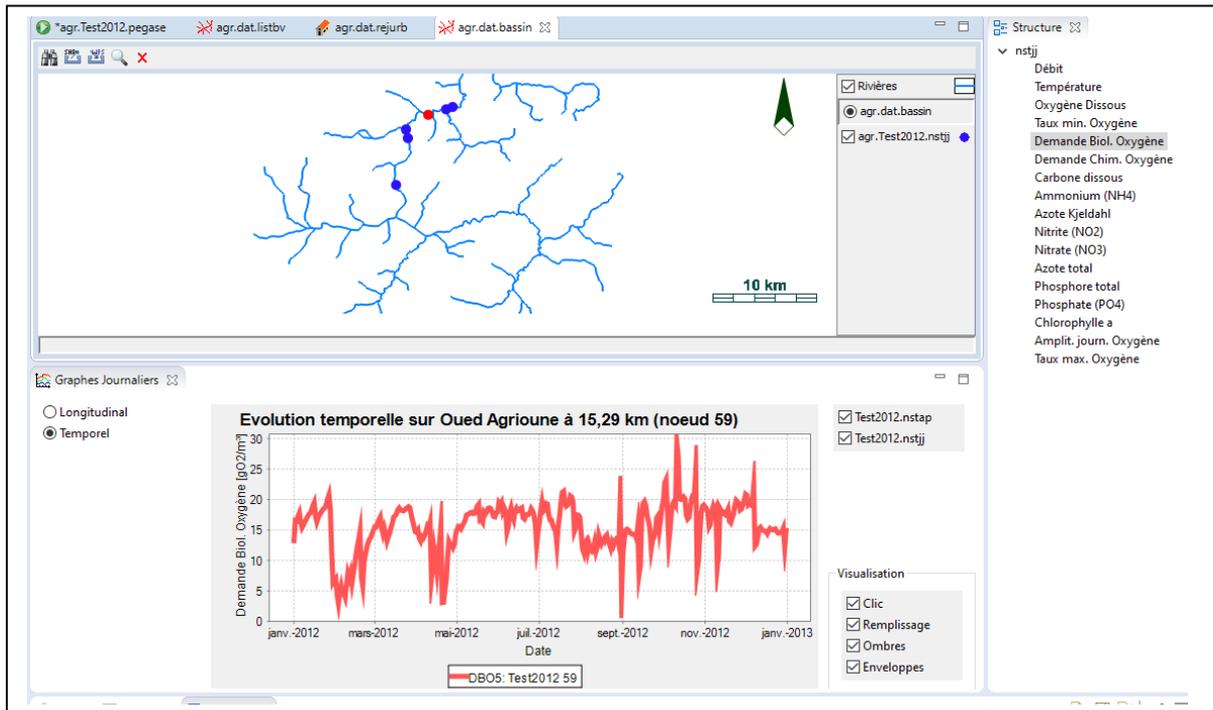


Figure AIII.5. Représentation temporelle du paramètre DBO5 au noeud 59

```

annee : 2014
mois : Mai
Débit de référence Barrage Ighil Emda : 2.92 m3/sec
Température de référence : 19.57 c
Insolation journalière : 1384 (J/cm2)
Reference des rejets : Année fictive : 2014
    
```

Rivière	irec	xkm	cdra	cdla	cdna	cpna	cpna	cpna	NO3	NO2	NH4	nord	norgn	norp	po4	po4l	porc	porp	Bhet	Bnas	Bner	Phy Macro	Ox2	Oxmin	Oxmax	Ci	
1	1	0.0	0.26	0.26	2.46	0.25	0.13	0.62	1.86	0.167	0.547	0.053	0.638	0.057	0.070	0.062	0.012	0.017	0.044	1.001	1.001	0.535	0.4	2.90	2.89	2.92	4
1	2	0.3	0.27	0.26	2.47	0.25	0.13	0.61	1.86	0.168	0.545	0.054	0.638	0.057	0.072	0.061	0.012	0.017	0.044	1.001	1.001	0.545	0.4	3.00	2.95	3.04	4
1	3	0.6	0.26	0.24	2.44	0.23	0.13	0.52	1.85	0.162	0.538	0.052	0.634	0.054	0.070	0.060	0.012	0.016	0.056	1.000	1.000	0.574	0.4	3.29	3.27	3.31	4
1	4	0.8	0.41	0.34	2.46	0.33	0.15	0.58	1.86	0.162	0.582	0.052	0.633	0.059	0.071	0.060	0.012	0.017	0.058	1.060	1.060	0.576	0.4	3.54	3.52	3.57	4
1	5	1.0	0.37	0.36	2.48	0.09	0.06	0.27	2.07	0.187	0.372	0.047	0.639	0.017	0.083	0.006	0.010	0.005	0.059	1.279	1.279	0.700	0.4	4.03	3.83	4.18	3
1	6	1.3	0.33	0.35	2.48	0.03	0.02	0.11	2.37	0.072	0.208	0.041	0.639	0.006	0.072	0.002	0.009	0.001	0.059	1.272	1.272	0.063	0.4	5.42	5.33	5.46	3
1	7	1.6	0.29	0.37	2.42	0.04	0.02	0.10	2.43	0.062	0.101	0.038	0.626	0.009	0.059	0.001	0.008	0.002	0.058	1.523	1.523	0.066	0.4	7.17	7.10	7.21	3
1	8	1.9	8.46	5.59	3.43	5.23	1.30	3.32	2.45	0.023	2.578	0.069	0.602	0.292	0.082	0.001	0.019	0.073	0.190	4.871	4.871	0.069	0.4	8.53	8.48	8.57	27
1	9	2.3	5.84	4.38	3.25	1.85	0.49	1.58	1.06	0.394	1.704	0.062	0.626	0.112	0.077	0.001	0.015	0.026	0.172	5.294	5.290	0.091	0.4	4.82	4.53	5.06	17
1	10	2.6	12.71	7.11	3.83	9.84	1.61	4.10	1.67	0.201	2.793	0.536	0.785	0.495	0.188	0.001	0.029	0.094	0.338	7.742	7.738	0.067	0.4	1.77	1.57	1.85	39
1	11	2.9	10.10	5.94	3.47	4.89	0.87	2.35	0.32	0.525	2.023	0.433	0.733	0.262	0.160	0.001	0.024	0.049	0.296	7.324	7.314	0.071	0.4	2.05	1.94	2.42	28
1	12	3.1	21.02	11.19	4.71	14.90	2.55	6.41	0.64	0.555	4.507	0.890	0.910	0.749	0.282	0.001	0.045	0.149	0.51810	84910	838	0.064	0.4	1.44	1.20	1.54	61
1	13	3.4	20.02	10.86	4.67	10.56	1.85	4.73	0.15	0.826	4.197	0.849	0.909	0.534	0.274	0.002	0.043	0.106	0.50910	72610	707	0.066	0.4	1.44	0.42	2.04	53
1	14	3.7	18.96	10.54	4.62	6.97	1.27	3.30	0.45	0.967	3.856	0.806	0.902	0.355	0.261	0.002	0.041	0.070	0.50410	56510	541	0.065	0.4	1.15	0.33	3.81	46
1	15	4.0	18.39	10.43	4.60	5.56	1.04	2.70	0.42	1.034	3.681	0.782	0.901	0.283	0.250	0.002	0.040	0.056	0.50410	49810	472	0.064	0.4	0.89	0.21	1.21	43
1	16	4.0	18.39	10.43	4.60	5.56	1.03	2.70	0.42	1.035	3.680	0.782	0.901	0.283	0.250	0.002	0.040	0.056	0.50410	49810	472	0.064	0.4	0.89	0.22	1.21	43
1	17	4.3	17.40	10.13	4.53	3.93	0.76	2.01	0.39	1.163	3.403	0.742	0.890	0.202	0.235	0.002	0.038	0.040	0.49410	32310	292	0.065	0.4	2.56	2.03	4.01	39
1	18	4.6	16.68	10.06	4.53	2.68	0.54	1.44	0.69	1.069	3.084	0.712	0.890	0.138	0.220	0.003	0.036	0.027	0.50910	26910	238	0.064	0.4	1.72	1.65	1.87	36
1	19	4.8	16.04	9.89	4.49	2.09	0.44	1.17	0.76	1.059	2.859	0.696	0.884	0.109	0.209	0.003	0.035	0.021	0.51010	17210	139	0.065	0.4	2.05	1.98	2.09	34
1	20	5.0	15.59	9.85	4.49	1.67	0.36	0.97	0.90	1.004	2.672	0.667	0.884	0.087	0.200	0.002	0.034	0.017	0.51810	14310	111	0.064	0.4	1.83	1.79	1.85	33
1	21	5.2	14.78	9.58	4.43	1.34	0.30	0.83	0.96	0.966	2.429	0.634	0.875	0.072	0.187	0.002	0.033	0.014	0.51210	011	9.979	0.066	0.4	1.94	1.91	1.97	31
1	22	5.5	14.19	9.44	4.39	1.10	0.25	0.71	1.04	0.920	2.233	0.609	0.869	0.060	0.177	0.002	0.032	0.012	0.511	9.931	9.899	0.065	0.4	1.81	1.76	1.83	30
1	23	5.7	12.80	8.81	4.25	0.85	0.21	0.66	1.11	0.842	1.907	0.553	0.851	0.053	0.157	0.002	0.029	0.010	0.487	9.663	9.632	0.069	0.4	2.51	2.45	2.53	28
1	24	6.0	12.20	8.68	4.22	0.69	0.18	0.56	1.29	0.720	1.714	0.528	0.846	0.043	0.148	0.002	0.028	0.008	0.490	9.590	9.561	0.065	0.4	2.05	1.97	2.08	27
1	25	6.2	8.75	6.49	3.93	0.58	0.19	0.93	1.39	0.514	1.177	0.389	0.841	0.056	0.111	0.002	0.021	0.011	0.377	9.013	8.992	0.083	0.4	4.84	4.78	4.87	21
1	26	6.4	8.48	6.43	3.91	0.53	0.18	0.87	1.57	0.420	1.099	0.377	0.837	0.051	0.107	0.002	0.021	0.010	0.380	8.969	8.949	0.077	0.4	4.33	4.21	4.38	20

Figure AIII.6. Résultats sous forme ASCII des indices SeqEau

تعد نماذج جودة المياه السطحية من الأدوات الأساسية للتنبؤ بتركيزات الملوثات الكيميائية في المجاري المائية. النتائج التي تم الحصول عليها من هذه النماذج لمستقبل البيئة. لا يسمح حجم أحواض الأنهار الجزائرية لـ ANRH بتغطية كامل شبكة الأنهار بمعدات القياس والمراقبة. تبحث ANRH عن أدوات محاكاة لإجراء تقييم فعال لجودة المياه (وليس فقط الأنهار الرئيسية) باستخدام أداة سهلة الاستخدام (لتكون تستخدم مباشرة من قبل أصحاب المصلحة).

في هذا الإطار، تم تصميم نموذج PEGASE (تخطيط وإدارة تنقية المياه) لحساب جودة المياه في الأنهار وفقاً لمدخلات الملوثات في المواقع الهيدرولوجية المختلفة. يسمح نموذج PEGASE بإقامة علاقات "تأثير الضغط" ويساعد على اتخاذ القرارات لإدارة جودة المياه من خلال تقييم أداء نوعية المياه. تحتوي منطقة مستجمعات المياه في وادي أغريون على موارد كبيرة من المياه السطحية والجوفية (يبلغ متوسط تدفق السنوي 182 مليون متر مكعب في السنة). مصادر التلوث في هذا الحوض هي من أصول مختلفة: النمو السكاني، التوسع في القطاع الصناعي والتنمية الزراعية. أتاح نمذجة مستجمعات المياه من خلال نموذج PEGASE إمكانية حساب نوعية المياه لمستجمعات المياه في الحوض، لتحديد تأثير مختلف إطلاقات النقاط المعروفة وموارد المياه في الحوض.

تظهر نتائج المحاكاة أن نتائج النمذجة ستعرض للأوكسجين والنيتريت والفوسفات. تهدف هذه النتائج الأولية إلى إرشادك في مجال إدارة المياه في مستجمعات المياه في Agrioune.

الكلمات المفتاحية: الحوض ووادي أغريون، نوعية المياه السطحية، العوامل الفيزيائية والكيميائية، النمذجة، نموذج Pegase، جناح PegOpera.

Résumé :

Les modèles de qualité des eaux de surface sont des outils indispensables pour prévoir les concentrations des polluants chimiques dans les cours d'eau. Les résultats obtenus à partir de ces modèles pour différents scénarios prospectifs permettent l'évaluation des impacts environnementaux et fournissent une base technique d'aide à la décision pour une meilleure gestion environnementale. La taille des bassins hydrographiques algériens ne permet pas à l'ANRH de couvrir l'entière du réseau de rivières avec des appareils de mesures et de surveillance. L'ANRH cherche des outils de simulation permettant l'évaluation efficace de la qualité de l'eau (représentation détaillée des processus biogéochimiques), afin de pouvoir simuler toutes les masses d'eau d'un bassin versant (pas seulement les principales rivières) avec un outil convivial (pour être utilisable directement par les intervenants).

Dans ce cadre, le modèle PEGASE (Planification et gestion de l'assainissement des eaux) est conçu pour calculer de façon déterministe la qualité de l'eau des rivières selon les apports de polluants pour différentes situations hydrologiques. Le bassin versant de l'oued Agrioune contient d'importantes ressources en eaux de surface et souterraines (un débit moyen annuel de 182 Mm³/an). Les sources de pollution sur ce bassin sont d'origines diverses : la croissance démographique, l'expansion du secteur industriel et le développement agricole.

La modélisation du bassin versant Agrioune par le modèle PEGASE a permis de calculer la qualité de l'eau des rivières du bassin, de déterminer l'impact des différents rejets ponctuels connus et des charges diffuses sur les ressources en eau du bassin. Les résultats de la simulation montrent un bon accord avec les valeurs mesurées au cours des quatre campagnes d'échantillonnage réalisées. Les résultats de la modélisation seront présentés pour l'oxygène dissous, les nitrites et les phosphates.

Mots clés : Bassin et Oued Agrioune, Qualité des eaux de surface, paramètres physicochimiques, modélisation, modèle Pegase, suite PegOpera

Abstract:

Surface water quality models are essential tools for predicting the concentrations of chemical pollutants in watercourses. The results obtained from these models for different prospective scenarios allow the assessment of environmental impacts and provide a technical basis for decision support for better environmental management.

The size of the Algerian river basins does not allow ANRH to cover the entire network of rivers with measurement and monitoring equipment.

ANRH is looking for simulation tools for the efficient evaluation of water quality (detailed representation of biogeochemical processes), in order to be able to simulate all the water bodies of a watershed (not just the main rivers) with a user friendly tool (to be used directly by stakeholders).

The PEGASE model allows the establishment of "pressure-impact" relationships and helps to make decisions for surface water quality management by assessing the improvement of water quality following actions to purify or reduce discharges. The catchment area of the Agrioune contains significant surface and groundwater resources (an average annual flow of 182 Mm³ / year, Hydrographic basin Agency, 2000). The sources of pollution in this basin are of various origins: population growth, expansion of the industrial sector and agricultural development.

The modeling of the Agrioune watershed by the PEGASE model made it possible to calculate the water quality of the rivers of the basin, to determine the impact of the various known point releases and the diffuse loads on the water resources of the basin. The results of the simulation show a good agreement with the measured values during the four sampling campaigns carried out. The results of the modeling will be presented for dissolved oxygen, nitrites and phosphates.

Key words: Basin and Wadi Agrioune, Surface water quality, physicochemical parameters, modeling, Pegase model, PegOpera suite.