



HAL
open science

Caractérisation de zones à risque face aux pollutions diffuses et plan d'action sur le bassin versant de Clun, Shropshire, Angleterre

Lucie Zak

► **To cite this version:**

Lucie Zak. Caractérisation de zones à risque face aux pollutions diffuses et plan d'action sur le bassin versant de Clun, Shropshire, Angleterre. Sciences de l'ingénieur [physics]. 2019. dumas-03553818

HAL Id: dumas-03553818

<https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-03553818>

Submitted on 3 Feb 2022

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

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

FORMATION D'INGÉNIEUR

Lucie ZAK

2016/2019

Promotion Grand-Lyon



**Caractérisation de zones à risque face aux
pollutions diffuses et plan d'action sur le
bassin versant de Clun, Shropshire, Angleterre.**

Du 11 mars au 31 août 2019



Mémoire présenté pour l'obtention du diplôme d'ingénieur de l'ENGEES



Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier mon maître de stage Mike Kelly pour avoir rendu ce stage possible, pour la confiance qu'il m'a accordée et sa disponibilité permanente.

La famille Britnell pour leur accueil et hospitalité, tous les rires partagés autour d'un bon repas ou d'un mauvais vin. Bobby nos G&T et cours de dessin, Martin pour sa bonne humeur et ses solos de jazz, et Barney pour tout le reste.

Tous les animaux qui ont rendu mon séjour outre-Manche remarquable ; April, Bran, Freckle, Ben, Jesse, Fifi, Moss, Jez, Vali, Pip, Tigi, Blacky, Brownie, Whitey, Coq.

Enfin, toute la communauté de Bettws-y-Crwyn pour son accueil chaleureux et sa générosité. Bonnie avec ses chansons, David et Jude avec leur humour et leur jeunesse, Delphine et nos merveilleuses balades, Gill et ses bonnes blagues, Mark et Joy pour leurs soutien et conseils.

Merci à Papa et Maman, Sacha et Pipi pour leurs présences physiques et spirituelles.

Sommaire

Remerciements	3
Listes	5
Index des figures	5
Index des tableaux.....	7
Index des annexes	7
Liste des abréviations	7
Résumé	9
Abstract	9
Introduction	10
PARTIE I : Présentation de la zone d'étude	11
I. Contexte géographique et structure d'accueil	11
II. Problématique	12
1) Enjeux.....	12
2) La moule perlière d'eau douce.....	13
III. État de l'art	15
1) Etudes préalables.....	15
2) Objectifs.....	16
Partie II : Présentation du modèle QSWAT+	18
I. Théorie	18
1) Cycle de l'eau	19
2) Érosion.....	21
3) Azote	22
4) Phosphore.....	22
5) Pesticides.....	23
II. Données d'entrée	24
1) Topographie et hydrographie	25
2) Pédologie	26
3) Occupation des sols	27

4) Modèle climatique	29
5) Débit à l'exutoire.....	31
6) Stations de traitement des eaux usées.....	32
7) Pratiques agricoles	33
8) Mesures de qualité de l'eau	34
PARTIE III : Calage du modèle.....	35
PARTIE IV : Résultats.....	39
I. Érosion et sédimentation	39
II. Phosphore.....	42
III. Azote	44
IV. Pesticide : métaldéhyde.....	47
V. Impact du changement climatique	48
VI. Scénarii.....	49
Conclusion	51
Bibliographie	52
Annexes	57

Listes

Index des figures

Figure 1 : Situation géographique de Shropshire Hills AONB.....	11
Figure 2 : Aperçu du bassin versant de Clun et de ses sous-bassins.	13
Figure 3 : Population en moules perlières d'eau douce dans la rivière Clun entre 1995 et 2013. Adapté de Atkins, 2014.	14
Figure 4 : Concentration moyenne en azote oxydé le long de la rivière Clun et de ses affluents en 2019 (EA).....	17
Figure 5 : Concentration moyenne en orthophosphate le long de la rivière Clun et de ses affluents en 2019.....	17

Figure 6 : Schématique du modèle SWAT et de son développement historique (adapted from Gassman et al., 2007).	19
Figure 7 : Schéma du cycle de l'eau (Neitsch et al., 2011)	20
Figure 8 : Processus au sein du cours d'eau, adapté de Neitsch et al., 2011.	21
Figure 9 : Cycle de l'azote dans SWAT+ (adapté de Neitsch et al., 2011).	22
Figure 10 : Cycle du phosphore dans SWAT+ (adapté de Neitsch et al., 2011).	23
Figure 11 : Cycle des pesticides dans SWAT+ (adapté de Neitsch et al., 2011).	24
Figure 12 : MNT et réseau hydrographique du bassin versant de Clun (DEFRA, OS). 25	
Figure 13 : Profil topographique de la rivière Clun.	26
Figure 14 : Pédologie du bassin versant de Clun (BGS).	27
Figure 15 : Carte d'occupation des sols du bassin versant de Clun (CEH).	29
Figure 16 : Stations météorologiques.....	30
Figure 17 : Hydrographe et hyétogramme mensuel du bassin versant.	31
Figure 18 : Stations de traitement des eaux usées du bassin versant de Clun (STW). 32	
Figure 19 : Concentrations mensuelles moyennes en azote oxydé et orthophosphates à l'exutoire entre 2000 et 2019 (EA).	34
Figure 20 : Concentration en matières en suspension et en métaldéhyde à l'exutoire entre 2000 et 2019 (EA).	35
Figure 21 : Débit observé vs simulé (m ³ /s).....	38
Figure 22 : MES observées vs simulées (mg/L).	38
Figure 23 : Nitrates observés vs simulés (mg/L).	38
Figure 24 : Orthophosphates observés vs simulés (mg/L).....	38
Figure 25 : Ruissellement mensuel moyen en sédiment entre 2000 et 2050.....	40
Figure 26 : Erosion des berges mensuelle moyenne entre 2000 et 2050.	40
Figure 27 : Concentration moyenne en sédiments entre 2000 et 2050.	41
Figure 28 : Concentration moyenne en limons entre 2000 et 2050.	41
Figure 29 : Ruissellement mensuel moyen en phosphore organique dans les sédiments entre 2000 et 2050.....	42
Figure 30 : Ruissellement mensuel moyen en orthophosphates entre 2000 et 2050. 43	
Figure 31 : Concentration moyenne en orthophosphates entre 2000 et 2050.....	44
Figure 32 : Ruissellement mensuel moyen en nitrates entre 2000 et 2050.	45
Figure 33 : Ruissellement mensuel moyen en azote organique dans les sédiments entre 2000 et 2050.....	45
Figure 34 : Concentration moyenne en azote organique entre 2000 et 2050.....	46
Figure 35 : Concentration moyenne en nitrates entre 2000 et 2050.....	46
Figure 36 : Concentration en métaldéhyde.	48
Figure 37 : Evolution du ruissellement des différents paramètres entre 2000 et 2050.	48
Figure 38 : Réduction de la charge en polluant après implémentation des solutions. 50	

Figure 39 : Proportion des surfaces des bassins versants de Clun et de l'Upper Teme.

.....	59
Figure 40 : Relation hauteur d'eau - débit.	59
Figure 41 : Débit à l'exutoire du bassin versant de Clun entre 2000 et 2019 (EA).	59

Index des tableaux

Tableau 1 : Exigences physiques de la moule perlière d'eau douce (adapté de Hastie et al. 2000).....	13
Tableau 2 : Critères pour un retour de la SSSI/SAC de Clun à un état favorable (NE, EA).	14
Tableau 3 : Détail des cultures arables et horticole (RPA, 2017).	28
Tableau 4 : Dépôts atmosphériques azotés (CEH).....	30
Tableau 5 : Taux de fertilisants moyens sur les cultures labourées en 2018 (BSFP, DEFRA).....	33
Tableau 3 : Nombre de bétail en 2016 (DEFRA).....	33
Tableau 7 : Paramètres de calage.....	36
Tableau 8 : Evaluation de la performance du modèle.	37
Tableau 9 : Paramètres physico-chimiques du métaldéhyde.....	47
Tableau 10 : Paramètres physiques des sols nécessaire au modèle SWAT+.	58
Tableau 11 : Débit de sortie des stations de traitement des eaux usées.	60
Tableau 12 : Qualité des effluents du bassin versant de Clun en mg/L (STW, EA).....	60

Index des annexes

Annexe 1 : Projet de restauration de la rivière Clun 2015-2019	57
Annexe 2 : Données d'entrée	58
Annexe 3: Relation hauteur d'eau – débit	59
Annexe 4: Effluents des stations d'épuration	60
Annexe 5 : Compte rendu de la réunion du partenariat de Clun.....	63

Liste des abréviations

SAC : Special Area for Conservation

SSSI : Special Site of Scientific Interest

AONB : Area of Outstanding Natural Beauty

DEFRA : Department for Environment, Food and Rural Affairs

NE : Natural England

OS : Ordnance Survey

EA : Environment Agency

CEH : Centre for Ecology and Hydrology
ONS : Office for National Statistics
DCE : Directive Cadre sur l'Eau
GIEC : Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat
SWAT : Soil and Water Assessment Tool
CUP : Calibration Uncertainty Program
MNT : Modèle Numérique de Terrain
HRU : Hydrologic Response Unit
LSU : Landscape Unit
HU : Heat Units
USDA : United States Department of Agriculture
BSFP : British Survey of Fertiliser Practices
STW : Severn Trent Water
RPA : Rural Payment Agency
FWPM : FreshWater Pearl Mussel
TON : Total Oxidised Nitrogen
NH₄ : Ammoniaque
NH₃ : Ammoniac
NO₃ : Nitrate
NO₂ : Nitrite
MUSLE : Modified Universal Soil Loss Equation
QMTS : Débit Moyen journalier de Temps Sec

Résumé

Le modèle SWAT+ du bassin versant de Clun a été développé à cause du mauvais état écologique des masses d'eaux de la section Clun SSSI/SAC dans le cadre de la DCE, et la nécessité d'évaluer l'origine de la pollution diffuse. 85% du bassin versant est agricole et le modèle estime que 75% des sédiments proviennent des terres agricoles, contre 25% de l'érosion des berges, 60% des orthophosphates et 65% des nitrates sont de source agricole.

L'identification des zones critiques permet de cibler spatialement la mise en place de solutions. Installer des bandes filtrantes végétalisées d'une largeur de 2 m aux bordures de ces zones critique entraînerait la diminution des teneurs en nitrates et orthophosphates d'environ 25%, et de presque 20% en sédiment.

Abstract

The SWAT + model of the Clun catchment was developed because of the failing status of the Clun SSSI/SAC ecological status under the WFD, and the need to reduce the origin of diffuse pollution. 85% of the watershed is agricultural and an estimated 75% of the sediments comes from agriculture, compared to 25% of bank erosion, 60% of orthophosphates and 65% of nitrates are also from agricultural sources.

The identification of critical areas makes it possible to spatially target the implementation of solutions. Installing 2 m wide vegetated filter strips at the edges of critical areas results in a reduction of 25% environmental nitrate and orthophosphate levels, and almost 20% sediment.

Introduction

La gestion des terres pour la production de nourriture, tout en garantissant la disponibilité et la propreté de l'eau pour l'homme et l'environnement, pose de gros problèmes (Mueller, 2012). Au Royaume-Uni, on estime qu'environ 75% des sédiments (Collins et al., 2008), 60% des nitrates (Howden et al., 2013) et 25% du phosphore (White et al., 2009) dans les masses d'eau sont d'origine agricole. L'Angleterre étant composée à plus de 76% de terres agricoles (DEFRA, 2007) l'impact de ces polluants est, qu'à l'heure actuelle, seuls 35% des masses d'eau en Angleterre respectent le «bon état écologique», tel que défini par la DCE (DEFRA).

La moule perlière d'eau douce est particulièrement impactée par l'eutrophisation des milieux (Patzner, 2001), et est considérée en danger critique d'extinction (UICN, 2019). La rivière Clun, dans la région du Shropshire, est l'une des trois dernières rivières en Angleterre en accueillant encore, dans un paysage typiquement agricole composé à presque 70% de pâturages et 20% de cultures arables (OS). Une section de la rivière est classée site Natura 2000 et échoue à atteindre les critères chimico-écologiques fixés par la DCE, et ce depuis 2002 (Teme SSSI). Les causes de de cet échec sont les taux élevés en nitrates, phosphates et sédiments fins dans la rivière provenant de sources diffuses de pollution (Atkins, 2012a).

La pollution diffuse est considérée comme la principale cause de la détérioration de la qualité de l'eau dans de nombreux bassins versants à travers le monde (White et al., 2009), et contrairement à la pollution ponctuelle, les rejets de sources diffuses varient considérablement à différentes échelles spatiales et temporelles en raison de l'évolution des conditions climatiques, de la diversité des propriétés hydrologiques et des sols (Squillace et al., 1992). De plus, le caractère aléatoire inhérent de pollution provenant de sources diffuses rend l'identification, le ciblage et la mise en place de solutions palliatives difficiles (Zhao et al., 2013). Il serait techniquement laborieux de prendre des mesures de contrôle à l'échelle du bassin versant tel que celui de Clun, qui représente une zone de presque 300 km².

De nombreuses études ont démontré que le succès des efforts de lutte contre les pollutions diffuses dépend de la capacité à identifier, cibler et agir sur les zones critiques de pollution (Meals et al. 2012, Pionke et al. 2000, Maas et al. 1985). Les modèles de bassins versants sont des outils précieux pour comprendre les processus naturels qui se produisent à petite échelle, et pour simuler les effets de différents régimes de gestion sur les ressources en sol et en eau (Cao et al., 2006). SWAT+ est particulièrement adapté à la modélisation de pratiques agricoles ainsi que de leurs effets sur les ressources (Tuppad et al., 2010), et est fréquemment utilisé pour identifier les zones sources critiques de pollution et fournir une estimation de l'impact des pratiques de conservation sur la qualité de l'eau à l'échelle des

bassins versants (Arabi et al., 2008). Identifier les zones vulnérables et, par conséquent, concentrer les pratiques de gestion sur ces zones est une méthode efficace et pratique pour les autorités de gestion des bassins versants et les décideurs (Zhou et al., 2011).

Le but de cette étude est de modéliser le bassin versant de Clun à l'aide de QSWAT+, afin de caractériser les zones à risque de pollution diffuse, et d'émettre un plan d'action permettant le retour des masses d'eau de la rivière Clun à un bon état écologique.

PARTIE I : Présentation de la zone d'étude

I. Contexte géographique et structure d'accueil

Shropshire Hills AONB est l'une des 34 régions désignées comme « espace de beauté naturelle remarquable » en Angleterre (Figure 1). Située dans les Midlands, elle représente une zone de 800 km², bordée par le pays de Galles à l'ouest et caractérisée par des collines jonchées de bruyères, des vallées escarpées et des plaines agricoles. Le bassin versant de Clun modélisé dans cette étude couvre une région de 280 km², dont la majorité est comprise dans l'AONB (Figure 1).

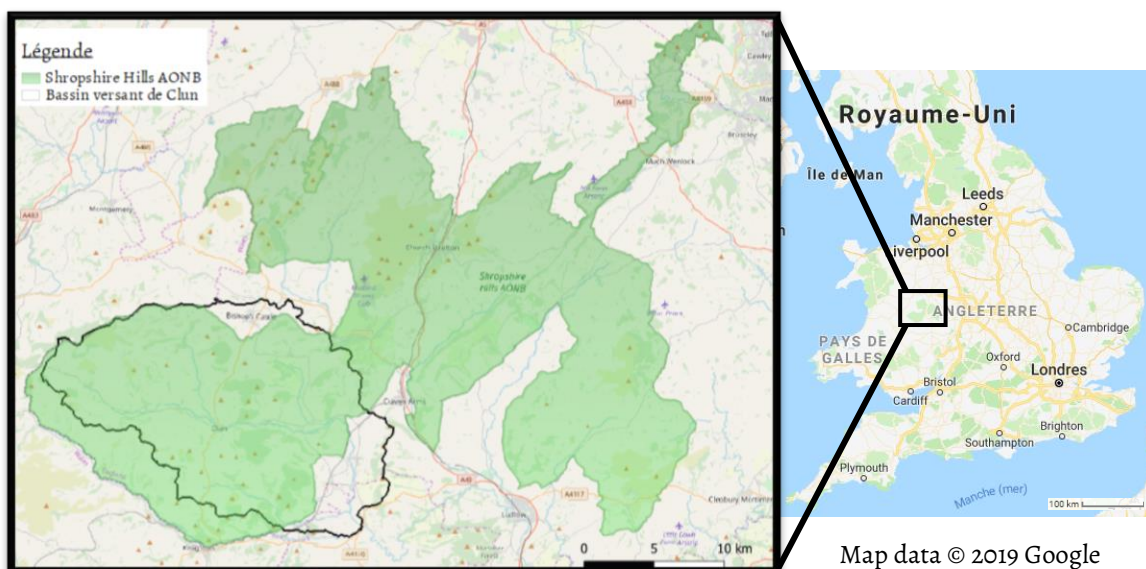


Figure 1 : Situation géographique de Shropshire Hills AONB

Les AONBs sont soumises à des lois spécifiques (Sydenham, 2000), qui facilitent la mise en place d'un plan de management pour la conservation et l'amélioration des paysages. Elles bénéficient du même niveau de protection que les parcs nationaux, mais les décisions

en matière de planification restent du ressort des autorités locales. Les organismes publics sont légalement tenus de "tenir compte des objectifs des AONBs dans l'exercice de leurs fonctions" (article 85, Countryside and Rights of Way Act 2000).

Shropshire Hills AONB Partnership est hébergé par le Shropshire Council et financé par DEFRA et d'autres sources de financements ponctuelles. Il regroupe plusieurs acteurs locaux, les organes statutaires : l'agence environnementale, English Heritage, Natural England, Forest Commission, ainsi que des organes non statutaires composés d'associations pour l'environnement, la faune, la flore, des représentants d'agriculteurs...

Ses champs d'actions consistent à promouvoir une agriculture et un tourisme durables, sensibiliser la population, préserver des sites historiques, restaurer des habitats pour la faune et la flore, améliorer la qualité de l'eau des rivières, réduire les émissions de gaz à effet de serre.

II. Problématique

1) Enjeux

La rivière Clun est classifiée Natura 2000 dans le cadre de la DCE, par la présence de plusieurs espèces protégées : l'écrevisse à pieds blancs (*Austropotamobius pallipes*), le chabot commun (*Cottus gobio*), la lamproie de Planer (*Lampetra planeri*), la loutre européenne (*Lutra*), le saumon atlantique (*Salmo salar*) et la moule perlière d'eau douce (*Margaritifera margaritifera*) (Teme SSSI), qui lui vaut les statuts de SAC (2005) et de SSSI (1996) sur ses 4.7 derniers kilomètres (Figure 2).



Figure 2 : Aperçu du bassin versant de Clun et de ses sous-bassins.

2) La moule perlière d'eau douce

L'espèce est présente dans les cours d'eau oligotrophes sur roches siliceuses, avec des fonds propres et hétérogènes (Geist et al., 2007), et sa survie dépend de la bonne qualité de l'eau et de son milieu (Tableau 1). Au stade juvénile, les larves sont recrutées en s'attachant aux branchies du saumon atlantique ou de la truite fario (Taeubert, 2010), et sont donc dépendantes de la prospérité de ces espèces dans le milieu.

Tableau 1 : Exigences physiques de la moule perlière d'eau douce (adapté de Hastie et al. 2000)

Paramètres	Gamme de valeurs
Température	14 à 18 °C
Conductivité	20 à 70 µS/cm
pH	6 à 7,5
Calcium	< 10 mg/L
Nitrate	0,5 à 1,5 mg/L
Phosphate	0,03 à 1 mg/L
Matières en suspension	3 à 6 mg/L (> 25 mg/L en hautes eaux)

La population présente dans la rivière Clun est considérée comme fonctionnellement éteinte : la population est en déclin net (Figure 3), et il n’y a pas de signe de recrutement (Natural England, 2010). En 2013, la plupart des moules identifiées étaient en mauvaise santé (Killeen, 2013), et il est estimé qu’elles ne seraient plus présentes dans la rivière Clun d’ici 2030 si rien n’est fait pour améliorer leurs conditions de vie (Atkins, 2012a).

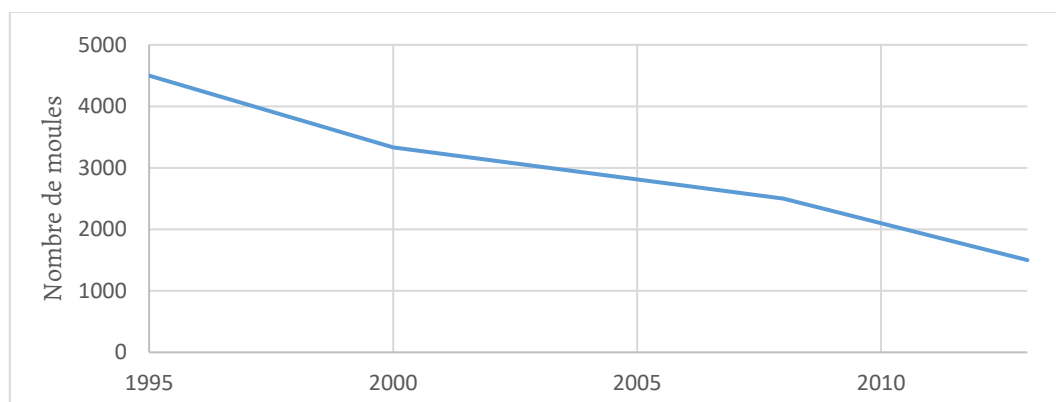


Figure 3 : Population en moules perlières d'eau douce dans la rivière Clun entre 1995 et 2013. Adapté de Atkins, 2014.

Un intérêt particulier est porté sur la moule perlière d’eau douce (FWPM) car elle est en danger critique d’extinction (IUCN, 2019), mais aussi car elle est considérée comme une espèce parapluie, phare, clé et indicatrice (Geist, 2010). Elle joue un rôle important dans la régulation de la turbidité puisqu’elle se nourrit de particules de matières organiques, filtrant ainsi jusqu’à 50 litres d’eau par jour (Puissauve, 2015). Les critères imposés par la DCE pour un retour de la Clun SSSI/SAC à un état favorable sont donc basés sur les besoins de la FWPM (Tableau 2).

Tableau 2 : Critères pour un retour de la SSSI/SAC de Clun à un état favorable (NE, EA).

	Cible	Horizon
Débits (% de déviations par rapport au flux naturalisé quotidien)		
Etiage	5	2021
Hors étiage	10	2021
Orthophosphate (µg/L)		
Moules adultes	20	2019
Moules juvéniles	10	2027
Acidification		
pH	6.54	2021
Capacité acide de neutralisation	80	2021
Pollution organique		
Ammoniaque non ionisé (95^{ile} mg/L)	0.025	2021
Ammoniaque total (90^{ile} mg/L)	0.25	2021
CBOD (mg/L)	1.5	2021

Oxygène dissous (10^{ème}ile de saturation %)	85	2021
Sédiment (mg/L)		
Limon	10	2021

L'état écologique de la Clun est considéré défavorable depuis 2002, et en déclin depuis 2013 par Natural England (Teme SSSI). Les seuils biologiques, chimiques et physiques limites au recrutement des moules juvéniles sont souvent dépassés (Figure 4, Figure 5). Le problème s'étend de l'envasement de la rivière à l'augmentation de la concentration en nutriments et pesticides.

III. État de l'art

1) Etudes préalables

Impact des eaux de ruissellement des routes dans le bassin versant de Clun (Kelly, 2013)

Cette étude démontre un management pauvre des routes et chemins vis-à-vis du transport/ruissellement de sédiments vers les cours d'eau du bassin versant. L'accent est mis sur la connectivité hydraulique importante de la région : des pâturages à sols compactés et à pentes fortes à proximité de routes, elles-mêmes hydrauliquement connectées aux cours d'eau.

Les solutions proposées dans cette étude vont de la mise en place de zones humides, de zones ripisylves tampons, de re-végétalisation des berges, à la conversion de champs agricoles en pâturages. Cependant, à part la mise en évidence visuelle de ruissellement de sédiments par temps de pluie, aucune mesure n'a été faite, et l'étendue des solutions logiques ne démontre pas une amélioration future de la qualité de la rivière Clun.

Infrastructure de traitement des eaux usées dans le bassin versant de Clun (Fildes, 2011)

En 2011, c'est environ 65% des ménages du bassin versant de l'Upper Clun (Figure 2) qui ne sont pas reliés au réseau de traitement des eaux usées. Parmi ceux-ci, 86% des ménages possèdent des fosses septiques, dont presque 70% ont plus de 20 ans et seulement 4% possèdent un traitement secondaire des eaux usées.

Il est estimé que 43% des effluents ont un impact fort sur la qualité de l'eau, dont plus de 70% proviennent des ménages non-reliés au réseau principal de traitement des eaux usées. La charge domestique en phosphate est appréciée à presque 500 kg par an.

NB : sur les sept stations de traitement des eaux usées du bassin versant, six ont été équipées d'unité d'élimination du phosphate en 2018 (Annexe XX).

Rivière Clun SAC, plan de management des nutriments (Atkins, 2014)

Il est estimé que les charges en phosphate dans le bassin versant proviennent pour un tiers de sources ponctuelles, contre deux tiers de sources diffuses. Le bétail représente la moitié des charges en phosphate annuelles, les stations d'épuration 35% de la charge annuelle, les terres arables 5%, les fosses septiques 2%.

En ce qui concerne les charges en azote, l'EA estime que plus de 90% de la charge provient de sources diffuses, mais met en avant le manque de précision de leur modèle. 6 % proviendrait du dépôt atmosphérique.

Enfin les sédiments provenant de sources ponctuelles représenteraient seulement 1 à 2% de la charge annuelle totale. Environ 15% proviendrait de l'érosion des berges et 85% de l'érosion des sols. Il a été estimé que 60% du total des sédiments générés dans le bassin versant de Clun proviennent des sous-bassins versants de Kemp et de Lower Clun (Figure 2), où se trouvent les plus grandes proportions de terres cultivées.

Stratégie de restauration de la Clun SSSI/SAC (Atkins, 2012)

Plusieurs problèmes ont été identifiés : dans les bassins versants de Kemp, Unk, Middle et Lower Clun, les aulnes présents sur les berges dépérissent et menacent la stabilité des berges face aux risques d'érosion. Des taux anormalement élevés d'érosion des berges sont observés dans le Middle Clun, où la rivière a été redressée par le passé et s'ajuste naturellement à présent. Dans la période de l'après-guerre, une intensification générale de l'utilisation des terres et l'extension des réseaux de drainage des champs et des fossés dans le bassin versant entraînent une augmentation de la fréquence des phénomènes de débits extrêmes. Certains barrages et passages à gué empêchent la fraie des poissons migrateurs et la connectivité longitudinale du bassin versant est réduite par la présence de berges artificielles.

2) Objectifs

Les études préalables pointent toutes dans la même direction : il y a un problème majeur de ruissellement de sédiments fins, de nutriments et d'érosion des berges dans le bassin versant, portant atteinte au retour des masses d'eaux vers un bon état écologique.

Malgré la mise en place d'un projet de restauration de la rivière entre 2015 et 2019 suite à ces études (Annexe 1 :), la Clun SSSI/SAC est toujours dans un mauvais état écologique (Annexe 1 :Figure 4, Figure 5).

La concentration en nitrates et nitrites augmente linéairement de la source de la rivière Clun, pour atteindre une valeur plus de deux fois plus élevée que la réglementation à son exutoire. Les concentrations en orthophosphates (Figure 5) sont supérieures à la limite fixée par la DCE (Tableau 2), bien qu'elles se stabilisent près de l'exutoire. Il apparaît que le tributaire Kemp ait une influence notable sur la teneur en polluants dans la rivière.

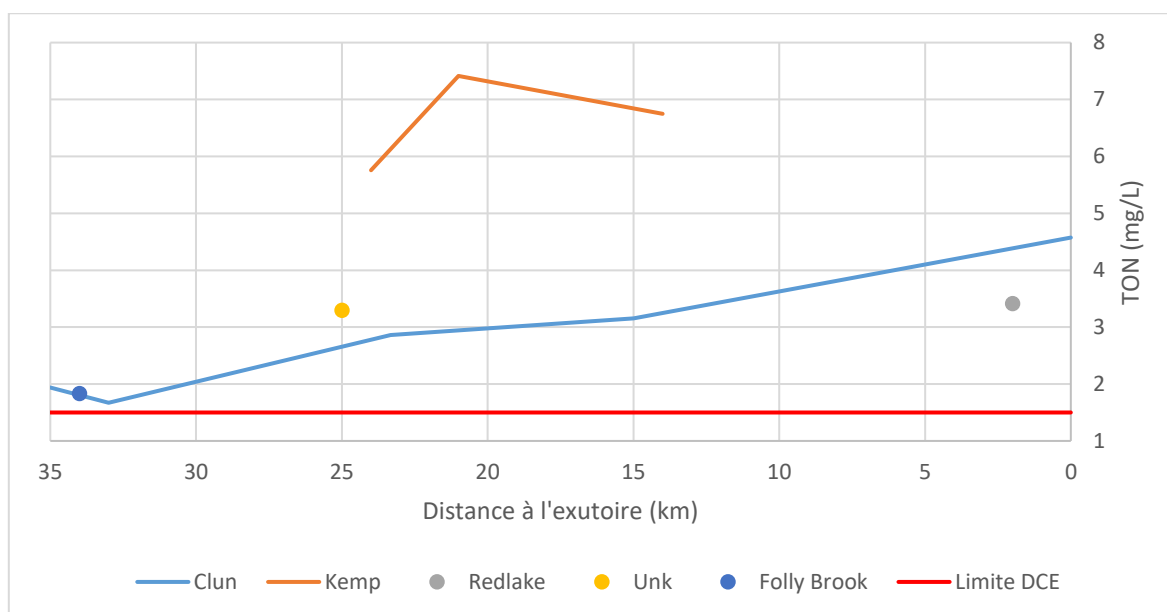


Figure 4 : Concentration moyenne en azote oxydé le long de la rivière Clun et de ses affluents en 2019 (EA).

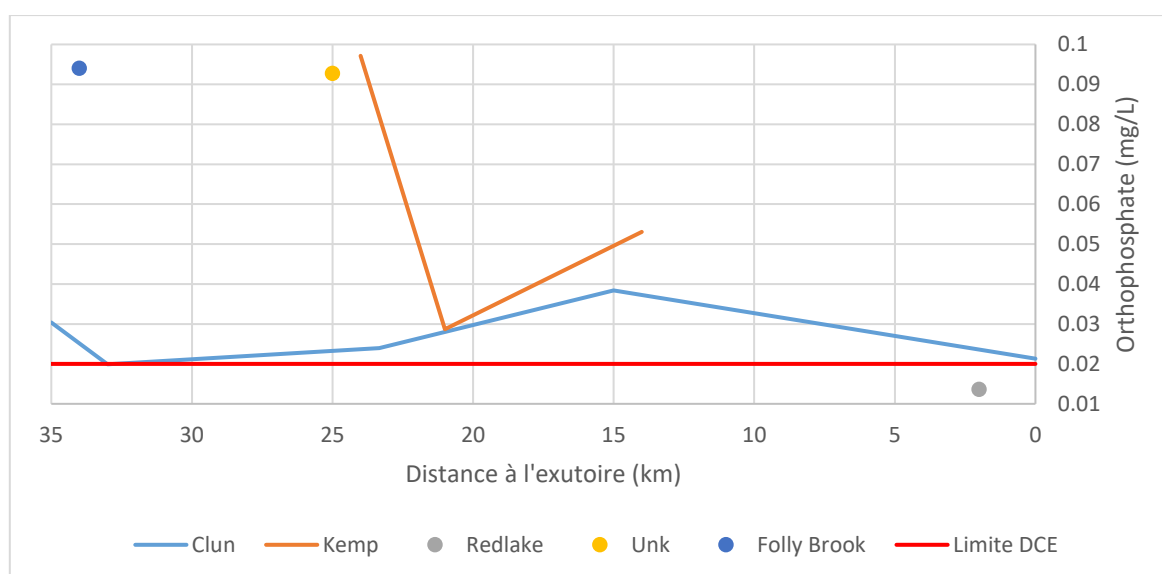


Figure 5 : Concentration moyenne en orthophosphate le long de la rivière Clun et de ses affluents en 2019.

L'objectif de cette étude vise donc à proposer des solutions pouvant conduire à la réalisation des objectifs de la DCE, tels qu'énoncés dans le plan de gestion du bassin de la rivière Severn (Environment Agency, 2009), par le biais d'un modèle prenant en compte les pratiques agricoles, en localisant les sources de pollutions diffuses et en proposant des actions réalisables.

L'enjeu pour Shropshire Hills AONB Partnership est de construire un nouveau plan de management en accord avec les acteurs locaux, en se basant sur les résultats de cette étude.

Partie II : Présentation du modèle QSWAT+

I. Théorie

Développé par l'USDA, SWAT+ est un outil de modélisation de bassin versant. Il a été conçu pour évaluer les impacts des pratiques agricoles et des autres utilisations du sol sur la qualité de l'eau (Arnold et al., 2012), en intégrant des données climatiques, hydrologiques et biologiques ainsi que des phénomènes complexes tels que l'érosion et la sédimentation, la croissance des cultures et leurs gestions, le ruissellement et la percolation d'éléments nutritifs et de pesticides.

SWAT+ est un modèle distribué semi-physique et semi-empirique qui fonctionne au pas de temps journalier. Le bassin versant est discrétisé en sous-bassins contenant chacun un bief principal.

SWAT+ utilise un schéma de discrétisation spatiale à trois niveaux : une identification préliminaire des sous-bassins versants à partir de la topographie, subdivisés en LSU : divisions topographiques (hautes terres et plaines inondables par exemple), puis en HRU : combinaison unique d'occupations du territoire, de pratiques culturales et de types et propriétés de sols. Les HRU forment des unités homogènes de calculs et permettent ainsi de limiter les temps de calcul (Gassman et al. 2007), les résultats sont ensuite agrégés à l'échelle des LSU (Bieger et al., 2017).

SWAT+ est un modèle déterministe, issu d'une série de modèles développés antérieurement (Figure 6). SWRRB : Simulator for Water Resources in Rural Basins (Williams et al. 1985), EPIC : Erosion-Productivity Impact Calculator (Williams et al. 1984), CREAMS : Chemical, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems (Knisel, 1980) et GLEAMS : Groundwater Loading Effects of Agricultural Management System

(Leonard et al., 1987). C'est un outil de modélisation et d'aide à la décision utilisé couramment à travers le monde (Mannschatz et al., 2016).

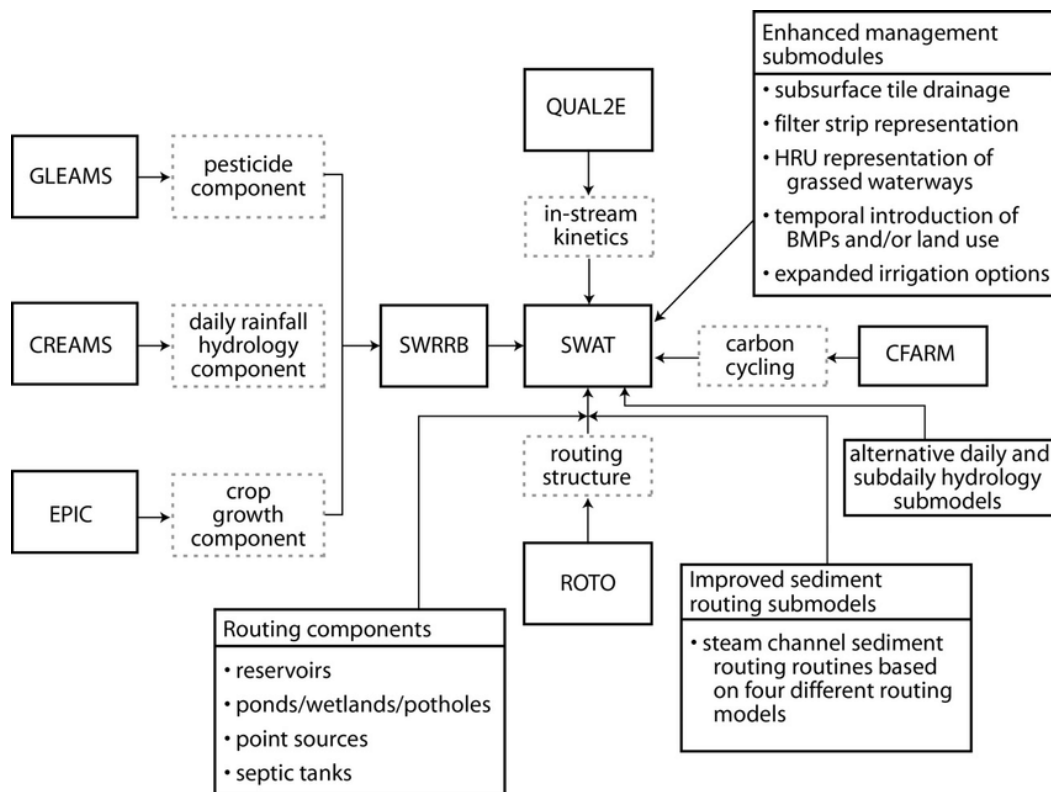


Figure 6 : Schématisation du modèle SWAT et de son développement historique (adapted from Gassman et al., 2007).

Une description détaillée de chaque composant est fournie dans Neitsch et al. 2011. Aux fins de la présente étude, un bref aperçu des composants hydrologiques, sédimentaires et des éléments nutritifs est présenté dans les parties suivantes.

1) Cycle de l'eau

Le module hydrologique dans SWAT+ se divise en deux composantes : la phase terrestre contrôlant le cycle de l'eau et acheminant les sédiments, nutriments et pesticides vers les cours d'eau et aquifères (Figure 7), et la phase hydrographique qui simule le devenir de ces éléments dans la rivière, jusqu'à l'exutoire du bassin versant (Figure 8).

Un bilan de masse, à l'échelle journalière, permet de décrire le cycle hydrologique tout en liant ces deux phases. Cette équation représente la dynamique de l'eau au sein du bassin versant et elle constitue la base du modèle pour la suite des aspects théoriques.

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (P_i - Q_{surface,i} - E_i - Q_{percolation,i} - Q_{aquifère,i})$$

Où :

- SW_i : contenu en eau du sol au jour i (mm)
- R_i : précipitation du jour i (mm)
- $Q_{surface}$: ruissellement (mm)
- E_i : évapotranspiration journalière (mm)
- $Q_{percolation,i}$: percolation journalière (mm)
- $Q_{aquifère,i}$: recharge de l'aquifère (mm)

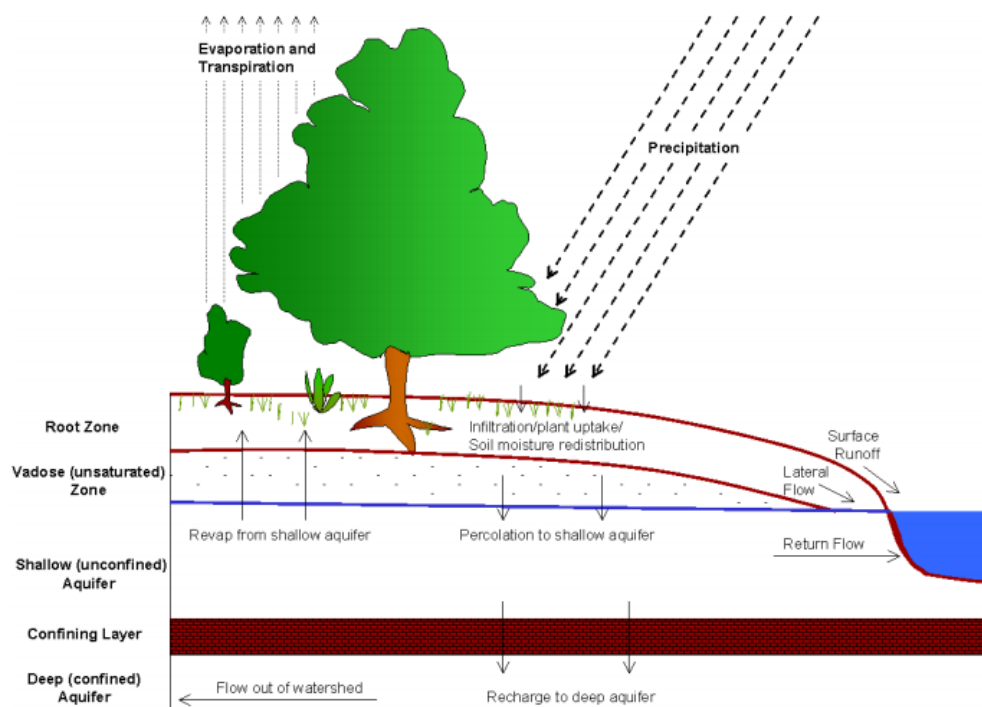


Figure 7 : Schéma du cycle de l'eau (Neitsch et al., 2011)

Après avoir calculé les charges en sédiments, éléments nutritifs et pesticides vers le cours d'eau, SWAT+ calcule leurs mouvements et réactions au sein des cours d'eau, tels que présenté en Figure 8.

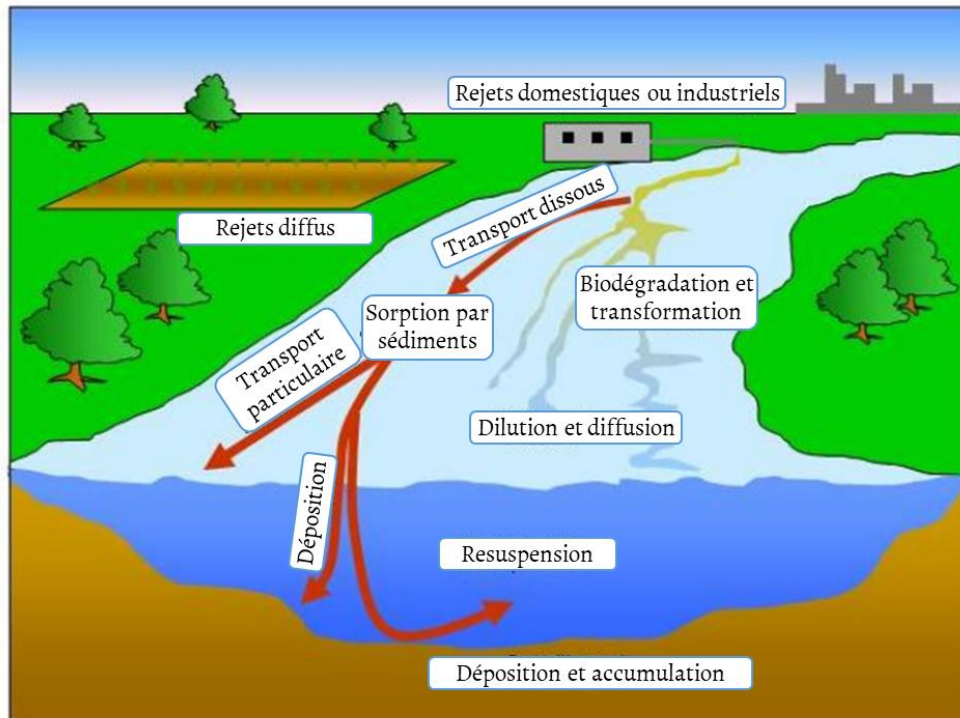


Figure 8 : Processus au sein du cours d'eau, adapté de Neitsch et al., 2011.

2) Érosion

Le modèle calcule l'érosion des sols, le ruissellement des sédiments, leurs dépôts et leur dégradation au sein des cours d'eau.

L'érosion est calculée grâce à la MUSLE (Williams, 1975) :

$$sed = 11,8(Q_{surface} \cdot q_{peak} \cdot A_{HRU})^{0.56} \cdot K_{USLE} \cdot P_{USLE} \cdot C_{USLE} \cdot LS_{USLE}$$

Avec ::

- Sed les sédiments érodés en T
- $Q_{surface}$: le volume ruisselé en m³
- q_{peak} : le débit de pointe en m³/s
- K, P, C, et LS sont respectivement les facteurs d'érodibilité du sol, de pratique de conservation, de culture-végétation et gestion, de longueur et d'inclinaison de la pente.

L'érosion est recalculée pour chaque événement pluvieux. Le dépôt et la dégradation des sédiments dans le chenal du cours d'eau sont tous deux calculés lors de l'acheminement des sédiments. La quantité maximale de sédiments pouvant être transportée à partir d'un tronçon de portée lors de l'acheminement des sédiments dans le chenal est déterminée par l'équation de Bagnold modifiée (Bagnold, 1977).

3) Azote

L'azote est un élément très réactif et mobile, présent sous trois formes principales : azote organique dans l'humus, azote minéral dans les colloïdes du sol et l'azote minéral en solution. Il est décomposé en cinq partitions dans les calculs : en azote minéral (ammonium et nitrates) et en azote organique (parties active et stable issues des substances humiques et partie fraîche issue des résidus de plantes). Le cycle de l'azote dans le sol est décrit en Figure 9.

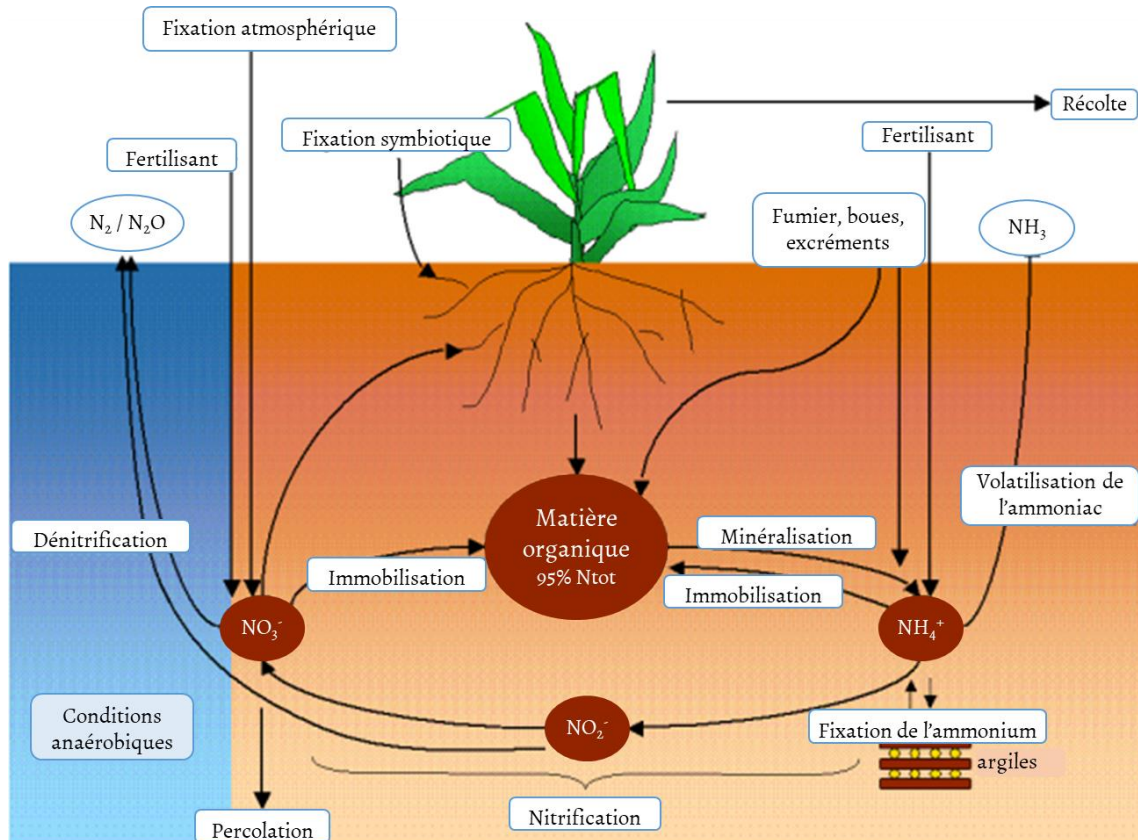


Figure 9 : Cycle de l'azote dans SWAT+ (adapté de Neitsch et al., 2011).

4) Phosphore

Contrairement à l'azote, le phosphore est peu soluble et réagit avec les ions alentour pour se précipiter. Il a tendance à s'accumuler en surface et est transporté principalement par ruissellement (Sharpley et al., 1979). Il se décompose en six éléments : le phosphore minéral (stable, actif et en solution) et phosphore organique (parties active et stable issues des substances humiques et partie fraîche issue des résidus de plantes). Son cycle dans le sol est présenté en Figure 10.

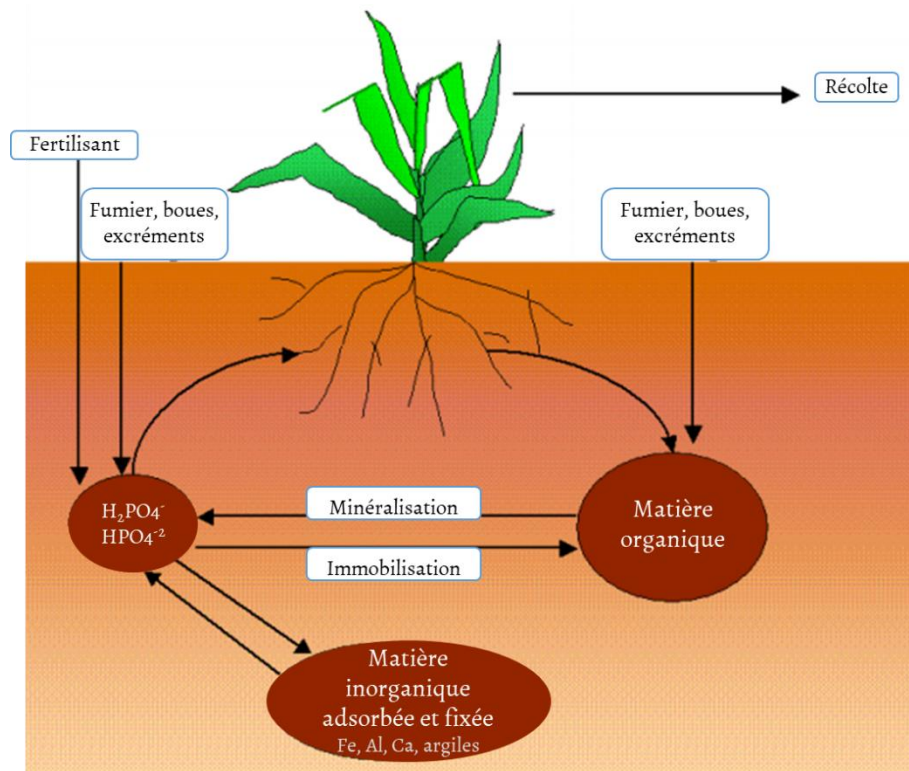


Figure 10 : Cycle du phosphore dans SWAT+ (adapté de Neitsch et al., 2011).

5) Pesticides

Bien que SWAT+ ne simule pas l'impact des mauvaises herbes ou pestes sur les cultures, l'application de pesticides, leur transport et leur dégradation peuvent être modélisés. L'algorithme utilisé pour le calculer est adapté de GLEAMS (Leonard et al., 1987). Les mouvements sont décomposés en ruissellement des pesticides en solution ou sorbés dans les sédiments, ainsi que leur percolation dans les sols et vers les aquifères. Le cycle de vie des pesticides dans les sols est présenté en Figure 11.

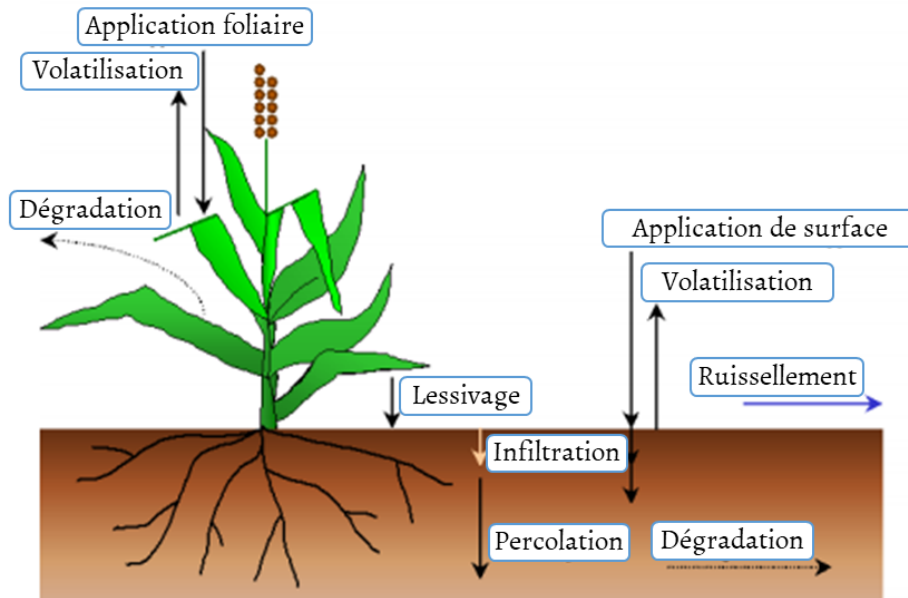


Figure 11 : Cycle des pesticides dans SWAT+ (adapté de Neitsch et al., 2011).

II. Données d'entrée

Un tableau récapitulatif des données utilisées pour la construction du modèle, de leurs résolutions spatiale et temporelle ainsi que de leurs sources est présenté en Annexe 2. Les données sont détaillées dans les parties suivantes.

1) Topographie et hydrographie

Le sous-bassin de l'Upper Clun (Figure 2), culminant à 493 m d'altitude, est marqué par un paysage de landes montagneuses et dégagées, avec des vallées peu profondes en V. La rivière Clun y débite rapidement, ses petits affluents drainent des sols généralement escarpés. La vallée de Clun s'est considérablement élargie du fait de la fonte des glaciers du Pays de Galles à chaque phase de la glaciation jusqu'à la période devensienne, il y a seulement 25 000 ans (Natural England, 2014), créant des vallées ondulantes d'ouest en est avec une hauteur assez uniforme d'environ 430 m. La rivière Clun méandre à travers le sous-bassin du Middle Clun, présentant encore des vallées escarpées, avec un fond relativement plat, en passant par le Lower Clun, arborant des vallées beaucoup plus larges et basses, pour atteindre son exutoire à l'est, à une altitude de 116 m.

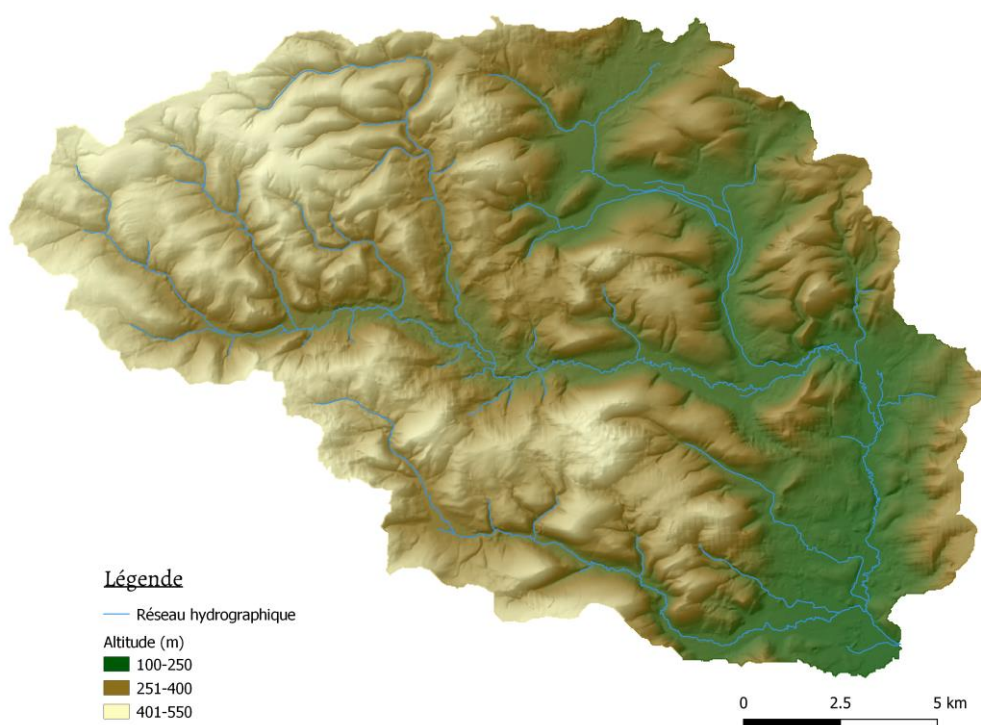


Figure 12 : MNT et réseau hydrographique du bassin versant de Clun (DEFRA, OS).

Le profil topographique de la rivière Clun (Figure 13), met en évidence trois ruptures de pente aux confluences avec les tributaires Folly Brook, Unk et Kemp. Il se peut qu'elles soient contrôlées par la géologie, mais il semble qu'elles sont aussi fonction de l'accroissement des sédiments libérés (à 10 et 18 km de la source).

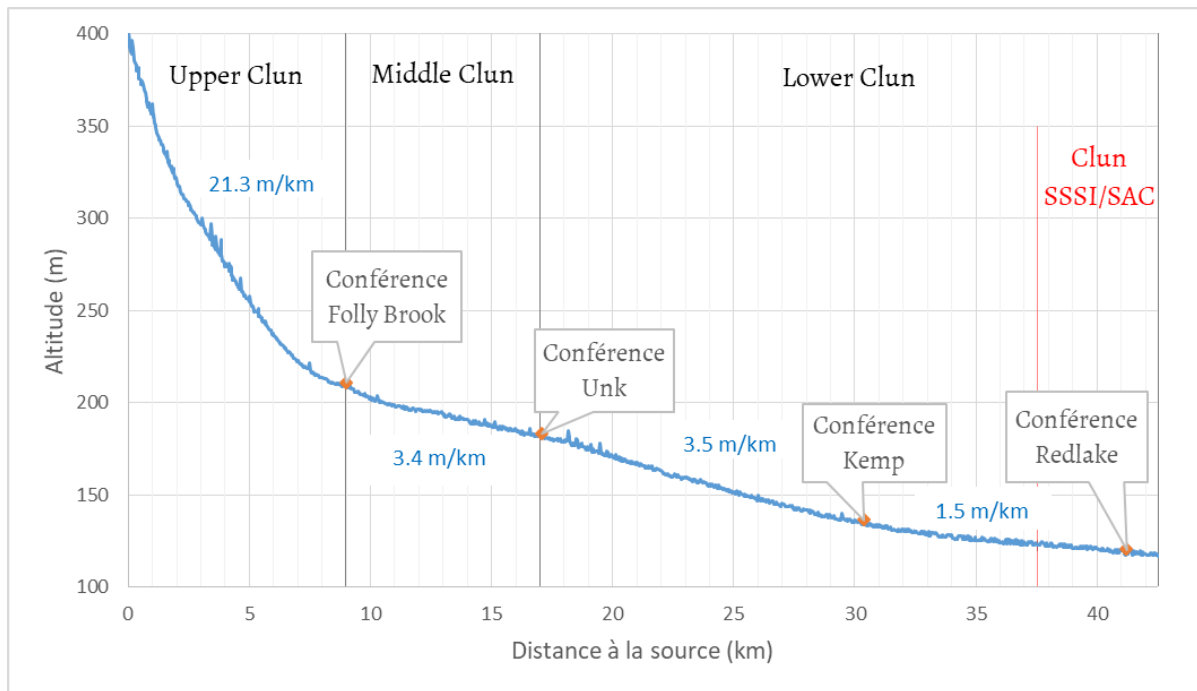


Figure 13 : Profil topographique de la rivière Clun.

Le système hydrographique de Clun apparaît comme naturellement dynamique, avec en amont de la confluence avec le Folly Brook une zone de source et de transfert de sédiments de calibre mixte (Atkins, 2012), tandis que dans le Middle Clun et le Lower Clun, la rivière et les plaines inondables ont tendances à échanger des sédiments à prédominance fines (Atkins, 2012) par des processus d'ajustement latéral et d'accrétion verticale. Des pentes plus prononcées entre l'Unk et la Kemp suggèrent que cet échange pourrait se produire plus rapidement sur ce tronçon.

2) Pédologie

Des sols limoneux légèrement acides et se drainant librement couvrent 65% du bassin versant de Clun, et présentent un risque accru d'érosion, en particulier sur les terres à pente modérée ou forte, et exacerbé lorsque les niveaux de matière organique sont faibles après une culture continue ou lorsque les sols sont compactés (Burnham, 1964). Les limons et argiles alluvionnaires plus riches, adaptés aux cultures arables, ont une étendue limitée dans les vallées fluviales (Figure 14).

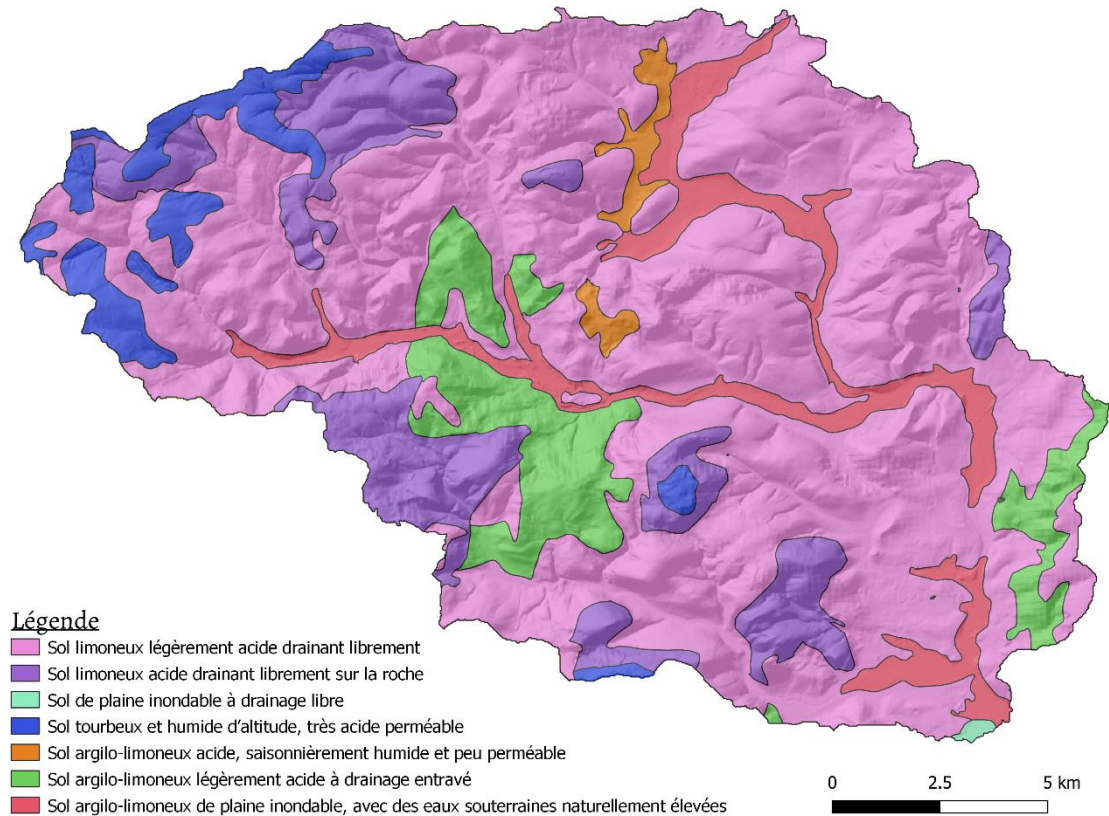


Figure 14 : Pédologie du bassin versant de Clun (BGS).

Près de la source, la rivière draine une zone de montagne basée sur des siltites siluriennes, la géologie du substratum rocheux étant l'influence dominante sur le lit de la rivière, avec des eaux faibles en éléments nutritifs et relativement acides (Cocks, 1989).

Les paramètres physiques des différents sols du bassin versant, nécessaires à la construction du modèle, sont résumés en Annexe 2 Tableau 10.

3) Occupation des sols

Le paysage est principalement agricole (Figure 15), avec un mélange de prairies calcaires, acides, améliorées et brutes (68%), délimitées par des haies ou des clôtures. Des zones importantes du bassin versant sont également consacrées aux cultures arables et fourragères (17%), parfois sur des pentes abruptes et à proximité des cours d'eau. Afin de mieux prendre en compte les pratiques agricoles au sein du bassin versant, la carte d'occupation des sols a été couplée à une carte des cultures (Tableau 3).

Tableau 3 : Détail des cultures arables et horticoles (RPA, 2017).

Arables et horticultures	Surface (%)
Blé d'hiver	32.03
Orge de printemps	14.54
Orge d'hiver	12.34
Avoine d'hiver	9.40
Graines oléagineuses d'hiver	8.89
Maïs	6.13
Avoine de printemps	4.06
Blé de printemps	3.20
Patates	1.89
Jachère	1.85
Haricots de printemps	1.65
Fraises	0.89
Haricots d'hiver	0.80
Betterave sucrière	0.78
Grains d'hiver	0.65
Trèfle	0.31
Lucerne	0.16
Lin d'hiver	0.15
Seigle d'hiver	0.13
Lin de printemps	0.08
Pois de printemps	0.03
Oignons	0.03
Jonquille	0.02
Navet	0.02
Graines oléagineuses de printemps	0.01

De vastes zones du bassin versant ont été utilisées pour des plantations de conifères (9%), et on ne trouve que de petites poches de forêts de feuillus (4%), généralement associées à des terrasses abruptes et moins accessibles le long de courtes sections de rivière. Seulement 1% du bassin est urbain, avec environ 7500 habitants (ONS), soit une densité de moins de 30 habitants par km².

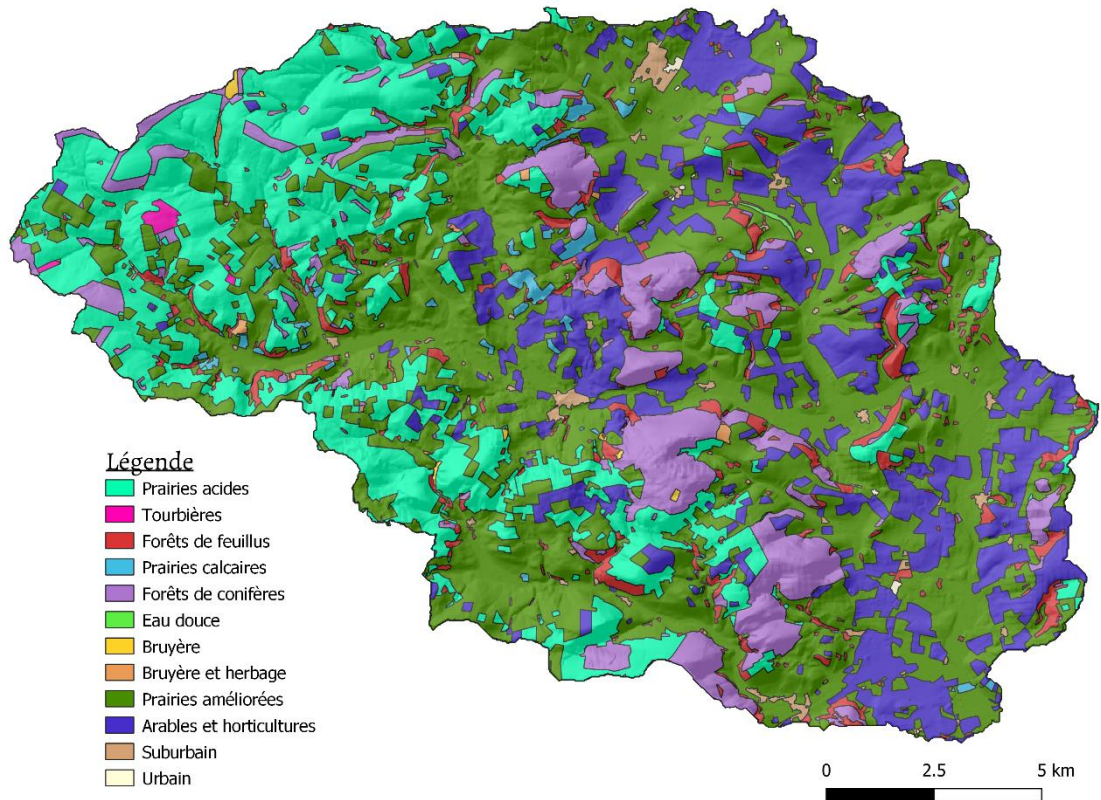


Figure 15 : Carte d'occupation des sols du bassin versant de Clun (CEH).

4) Modèle climatique

Le modèle climatique utilisé est le modèle régional UKCP18, avec le scénario RCP8.5, pire cas envisagé par le GIEC dans lequel les émissions de gaz à effets de serre continuent à augmenter jusqu'à un forçage de 13 W/m^2 . Ce scénario a été choisi pour montrer l'évolution de la qualité du cours d'eau d'ici 2050 si le management des terres reste le même.

La résolution fine du modèle, de $12 \text{ km} \times 12 \text{ km}$, permet de créer 8 stations météorologiques artificielles, placées aux centroïdes des mailles des sous-bassins versants, pour représenter au mieux la variabilité physique des événements météorologiques (Figure 16). La pluviométrie annuelle moyenne augmente le long de l'axe est-ouest et passe de 400 mm dans la partie supérieure du bassin versant à 525 mm dans la partie inférieure (entre 4 et 8, Figure 16).

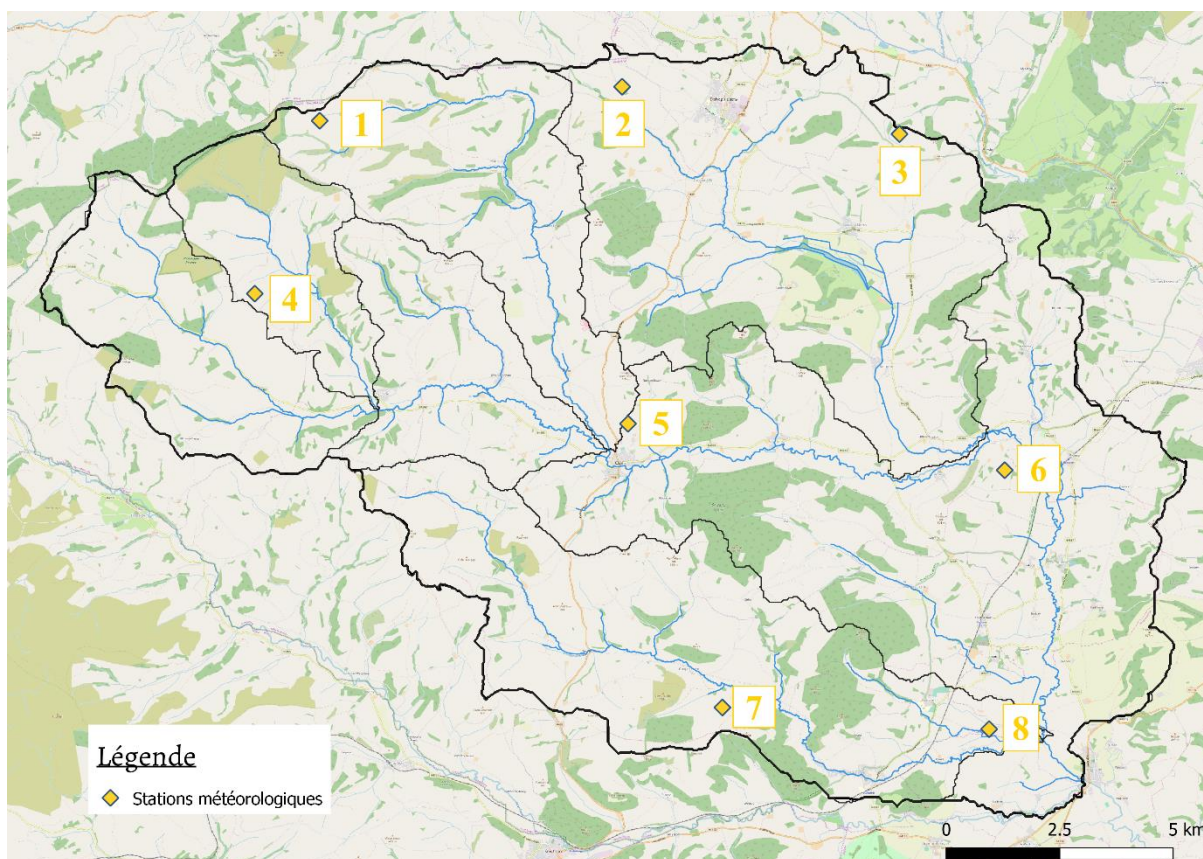


Figure 16 : Stations météorologiques

Les données nécessaires aux calculs des processus physique et chimique du modèle : précipitation (mm), radiation solaire (W/m^2), humidité relative (%), vitesse du vent (m/s), température minimale et maximale ($^{\circ}C$), ont été obtenues quotidiennement entre 1990 et 2050.

Les dépôts atmosphériques en ammonium, nitrates et azote organique sont aussi prises en compte, puisqu'elles représentent un intrant non négligeable (Tableau 4).

Tableau 4 : Dépôts atmosphériques azotés (CEH).

ppm	Déposition humide	Déposition sèche
Ammonium NH_4	0.238048	0.108788
Nitrates NO_3	0.12397	0.028364
Azote organique	0.529758	

5) Débit à l'exutoire

Les seules mesures disponibles sont des mesures de hauteur d'eau à l'exutoire du haut bassin de la Teme, dont Clun est un sous-bassin versant (Annexe 3, **Error! Reference source not found.**Figure 39). Par manque de données, l'hypothèse grossière que ces bassins versants ont une réponse hydrologique similaire a été faite. La topographie, la pédologie et l'occupation des sols étant elles-mêmes très similaires (Natural England, 2014), l'impact sur la précision du modèle devrait être minime.

Après avoir appliqué une relation hauteur d'eau-débit (Annexe 3, Figure 39 et Figure 40), le débit à l'exutoire du bassin versant de Clun a donc été calculé en pondérant celui de l'Upper Teme par la surface. Le régime hydrologique est pluvial, caractérisé par des crues hivernales et des basses eaux en été (Figure 17), pour un débit moyen de 4,3 m³/s.

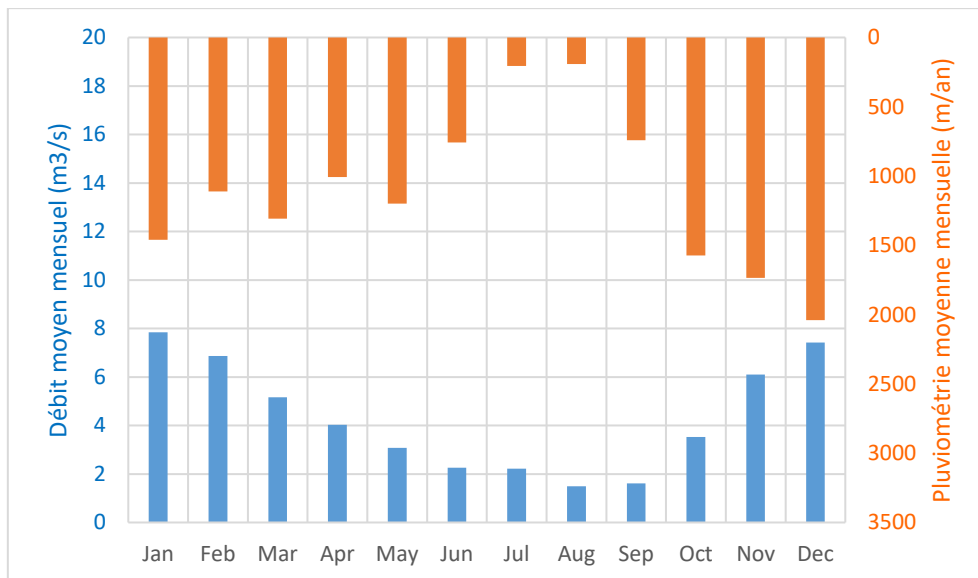


Figure 17 : Hydrographe et hyétogramme mensuel du bassin versant.

Des agents environnementaux de Shropshire Hills Partnership ont avancé que les événements extrêmes se sont intensifiés suite à l'intensification de l'agriculture (fossé de drainage, compaction des sols...). Un fermier du sous-bassin versant de l'Upper Clun a même affirmé avoir modifié le cours de la rivière pour que son champ ne soit plus inondé lors d'événements pluvieux.

6) Stations de traitement des eaux usées

Le bassin versant de Clun compte sept stations de traitement des eaux usées et 21 fosses septiques avec rejet vers la rivière Clun ou ses tributaires (Figure 18). Les données sur effluents des stations de traitement des eaux usées sont résumées en Annexe 4 **Error! Reference source not found.**, Tableau 12.

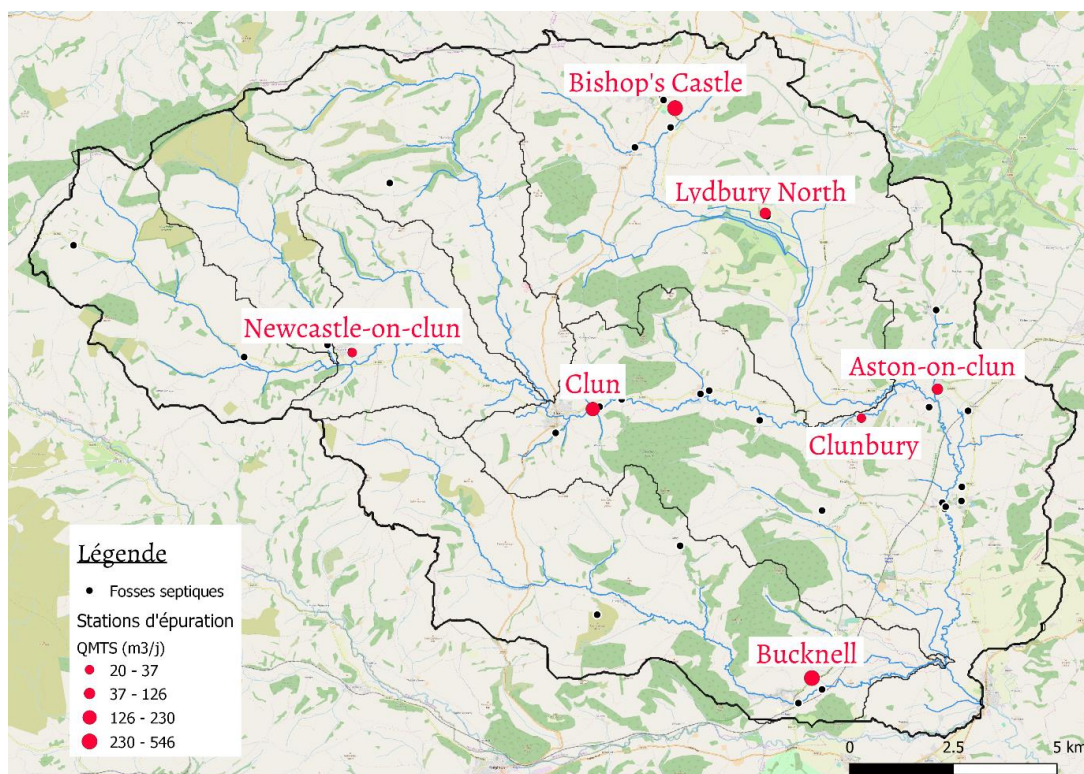


Figure 18 : Stations de traitement des eaux usées du bassin versant de Clun (STW).

À cause de la disparité des habitations dans le bassin versant, c'est presque 50% de la population (Annexe 4, Tableau 11) qui n'est pas reliée au réseau de traitement des eaux usées et le nombre de fosses septiques, avec rejet par puits d'infiltration, est estimé à 450 en 2010 (Environment Agency, 2010). Celles-ci ne sont pas prises en compte dans le modèle par manque de données (location des rejets et qualité des effluents). Malgré des débits inférieurs à 5 m³/j, ces infrastructures sont considérées comme ayant un impact non négligeable sur la qualité de l'eau (Fildes, 2011). Lors de l'analyse des résultats, il sera important de prendre en compte ce déficit.

7) Pratiques agricoles

Les taux de fertilisants appliqués sur les cultures labourées sont présentés dans le Tableau 5.

Tableau 5 : Taux de fertilisants moyens sur les cultures labourées en 2018 (BSFP, DEFRA).

	Azote (kg/ha)	Phosphate (kg/ha)	Métaldehyde (kg/ha)
Pâturages	94	8	0.18
Blé	188	64	
Orge de printemps	103	49	
Orge d'hiver	152	60	
Patates	136	130	
Colza	181	58	
Betterave sucrière	96	40	

En ce qui concerne les opérations de plantation, application de fertilisants et pesticides, labour des champs et récolte, SWAT+ calcule automatiquement les dates à lesquelles elles sont effectuées en fonction des conditions climatiques (HU).

La quantité de bétail est très élevée, avec une densité de plus de 2000 têtes/km² (Tableau 6). Les moutons et bovins ont été répartis arbitrairement sur la surface des prairies pour la modélisation. Le modèle SWAT+ permet de simuler le mouvement des troupeaux par collection de HRU, en fonction de la biomasse disponible dans les prairies.

La location et le nombre de volailles par poulailler ont été fournis par le conseil régional et inclus dans le modèle, mais n'ont pas été représentés dans cette étude par souci d'anonymat pour les agriculteurs. Le fumier de volailles étant généralement épandu dans les champs aux alentours des poulaillers (Communication personnelle, EA), les concentrations en éléments nutritifs ont été calculées à partir de Chastain et al. 2001.

Tableau 6 : Nombre de bétail en 2016 (DEFRA).

Type de bétail	Nombre
Cochons	67
Moutons	118 991
Bovins	11 893
Volailles	421 505
Chevaux	313
Chèvres	#
Autres	23

8) Mesures de qualité de l'eau

L'EA contrôle la qualité de l'eau de façon régulière sur le bassin versant. Les seuils chimiques fixés par la DCE sont dépassés ou limites sur l'ensemble de la rivière (Figure 4, Figure 5).

La concentration en azote oxydé est plus importante en hiver, l'on peut assumer que ceci provient du fait que les plantes absorbent plus d'azote en été. Les pics observés Figure 19 en azote oxydé et en orthophosphates sont sûrement liés à l'application de fertilisants entre juin et août.

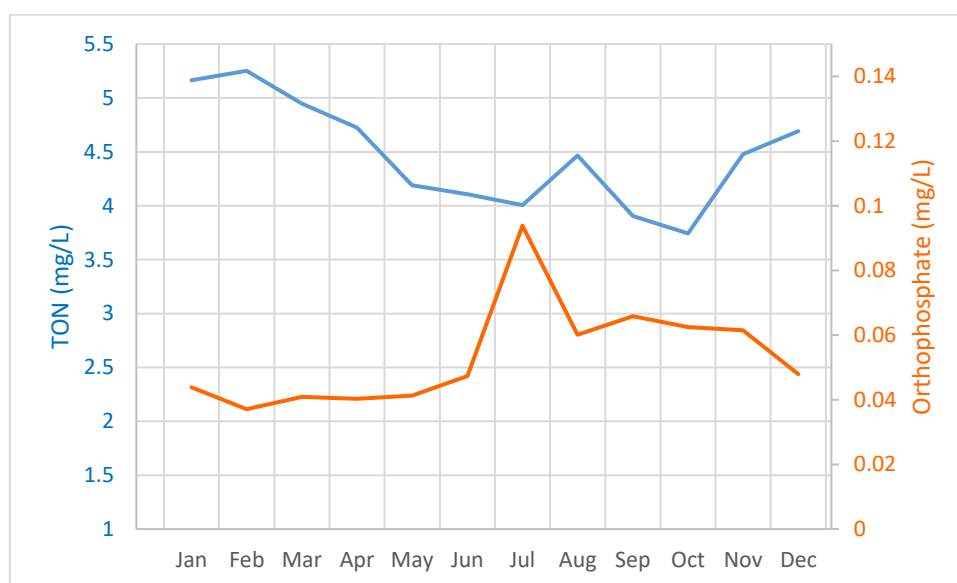


Figure 19 : Concentrations mensuelles moyennes en azote oxydé et orthophosphates à l'exutoire entre 2000 et 2019 (EA).

La concentration en MES est très élevée au long de l'année (Figure 20), particulièrement en hiver, lorsque la précipitation est maximale (Figure 17) et bien supérieure à la limite de 10 mg/L fixée par la DCE (Tableau 2). Entre août et octobre un pic de concentration en MES et métaldéhyde est observé, ce qui pousse à penser que le métaldéhyde en solution dans la rivière provient principalement du ruissellement des terres agricoles, soit en solution, soit sorbé par les sédiments. Bien qu'il n'y ait pas de limite réglementaire pour la concentration en métaldéhyde dans la rivière, il est par définition un molluscicide et il ne faut pas négliger son impact possible sur les FWPM. Il est d'ailleurs prouvé que le métaldéhyde cause la mort de *Dreissena polymorpha*, la cousine de *Margaritifera margaritifera*, en 48h pour des concentrations entre 0,1 et 0,2 mg/L (Putchakayala, 2000).

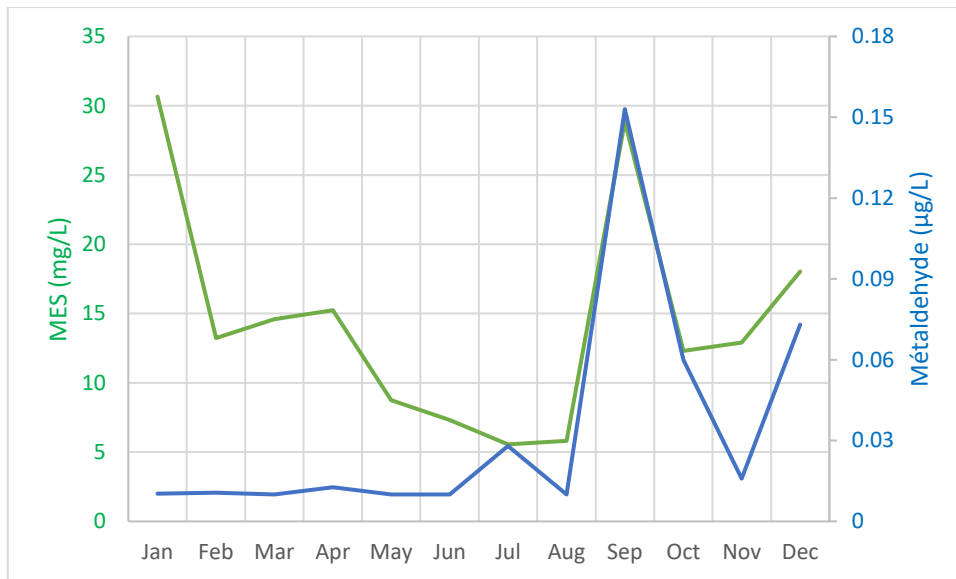


Figure 20 : Concentration en matières en suspension et en métaldéhyde à l'exutoire entre 2000 et 2019 (EA).

PARTIE III : Calage du modèle

Le calage du modèle a été effectué à l'aide du logiciel SWAT+ CUP (Abbaspour, 2007), qui permet de prendre en compte les incertitudes de toutes les sources de données (Yang et al., 2008). Les données utilisées sont celles mesurées à l'exutoire du bassin versant : le débit et les concentrations en nitrates, orthophosphates et MES entre 2000 et 2019 (Figure 19, Figure 20, Annexe 3 : Figure 41).

Après avoir fait tourner le modèle à vide sur une période de 10 ans, entre 1990 et 2000 pour initialiser les processus hydrologiques, vingt-et-un paramètres ont été sélectionnés pour caler le modèle (Tableau 7), et modifiés lors de 3x500 itérations, sur un pas de temps mensuel, pour chaque phase.

Le paramètre CN₂, qui traduit le phénomène de ruissellement et percolation à partir d'événements pluvieux, est fondamental dans la modélisation des processus hydrologiques (Dejian et al., 2019). Il a été discrétisé spatialement afin d'obtenir un calage hydrologique plus fin.

Tableau 7 : Paramètres de calage.

Paramètre	Définition	Valeur
Hydrologie		
CN2	Coefficient de ruissellement pour la condition II d'humidité des sols.	Forêts : 32 Pâturages : 47 Urbain : 58
GW_DELAY	Délai de la nappe phréatique	202 jours
GWQMN	Hauteur d'eau minimal pour qu'il y ait un transfert d'eau de l'aquifère peu profond vers le cours d'eau (mm)	318
ESCO	Facteur de compensation de l'évapotranspiration pour la flore	0.7
SURLAG	Coefficient de délai du ruissellement de surface	7
CANMX	Stockage maximum de la canopée	29 mm H ₂ O
Erosion et sédimentation		
USLE_K	Coefficient d'érodibilité USLE	0.6
FRP	Facteur d'ajustement du débit de pointe pour l'acheminement des sédiments dans le cours d'eau principal	1.6
SPEXP	Coefficient exponentiel contrôlant la concentration maximale de MES en rivière	1.3
CH_COV	Coefficient d'érodibilité du cours d'eau	0.4
OV_N	Coefficient de Manning pour le ruissellement de surface	28
LAT_SED	Concentration en sédiment dans les écoulements latéraux (mg/L)	4.8
Phosphore		
P_UPDIS	Paramètre de distribution d'absorption du phosphore	1.8
PHOSKD	Coefficient de partitionnement du phosphore	125
PPERCO	Coefficient de percolation du phosphore	11
PSP	Coefficient de sorption du phosphore	0.4
ERORGP	Facteur d'enrichissement du phosphore	2.2
Azote		
N_UPDIS	Paramètre de distribution d'absorption de l'azote	0.9
NPERCO	Coefficient de percolation de l'azote	0.1
CDN	Coefficient exponentiel de dénitrification	1.3
CMN	Facteur de minéralisation d'azote organique actif en humus	0.002

La précision du modèle est déterminée à l'aide du coefficient de détermination R^2 , de l'efficacité de Nash-Sutcliffe et de l'erreur relative (Tableau 8).

Tableau 8 : Evaluation de la performance du modèle.

Équation statistique	Q	MES	NO ₃	Ortho P	Valeur satisfaisante ^a
$R^2 = \frac{[\sum_{i=1}^n (s_i - \bar{s})(o_i - \bar{o})]^2}{[\sum_{i=1}^n (s_i - \bar{s})^2]^{0.5} \cdot [\sum_{i=1}^n (o_i - \bar{o})^2]^{0.5}}$	0.66	0.51	0.6	0.5	>0.5
$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (o_i - s_i)^2}{\sum_{i=1}^n (o_i - \bar{o})^2}$	0.64	0.26	0.49	0.56	>0.5
$PBIAS = 100 \left \frac{\sum_{i=1}^n (o_i - s_i)}{\sum_{i=1}^n o_i} \right $	18	30	11	33	15<Q<25 30<MES<55 N, P<70
s : valeurs simulées o : valeurs observés \bar{x} : moyenne de la série x	a. Moriasi, 2007				

Les valeurs de NSE, R² et PBIAS sont satisfaisantes pour le calage du débit et des concentrations en nitrates et en orthophosphates, et suggèrent une représentation fiable des processus. En ce qui concerne le calage des sédiments, la valeur NSE ne rend pas compte d'une bonne simulation contrairement à R² et PBIAS, et il faudra garder à l'esprit cette incertitude dans l'analyse des résultats. Le modèle peut tout de même être utilisé pour représenter les processus physico-chimiques, en gardant à l'esprit l'incertitude quant à

l'érosion des sols du bassin versant. Les différents paramètres observés et simulés à l'exutoire du bassin versant sont présentés (Figure 21, Figure 22, Figure 23, Figure 24).

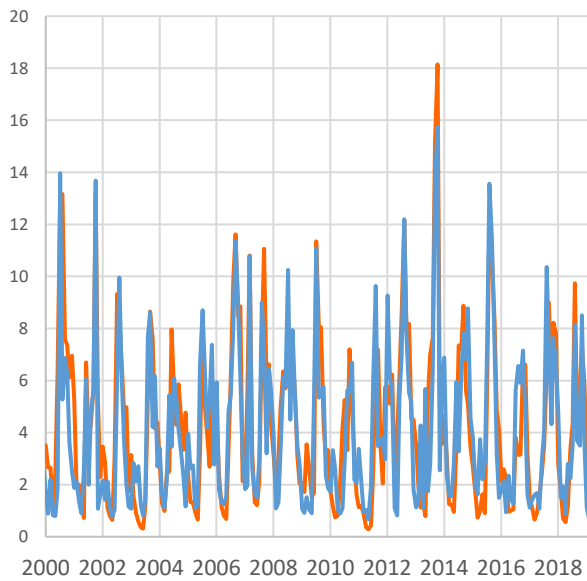


Figure 21 : Débit observé vs simulé (m3/s).

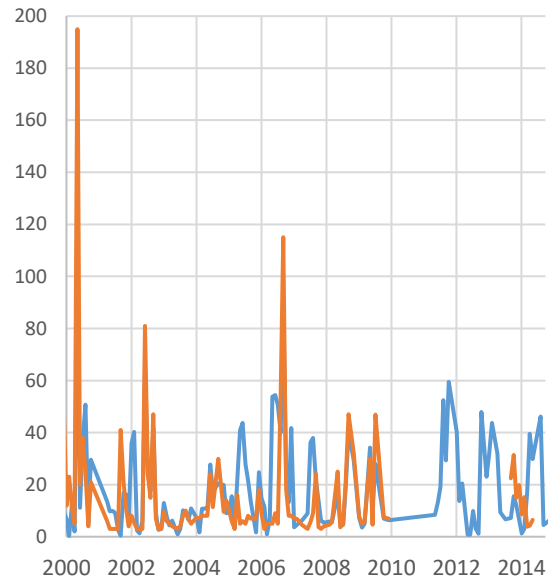


Figure 22 : MES observées vs simulées (mg/L).

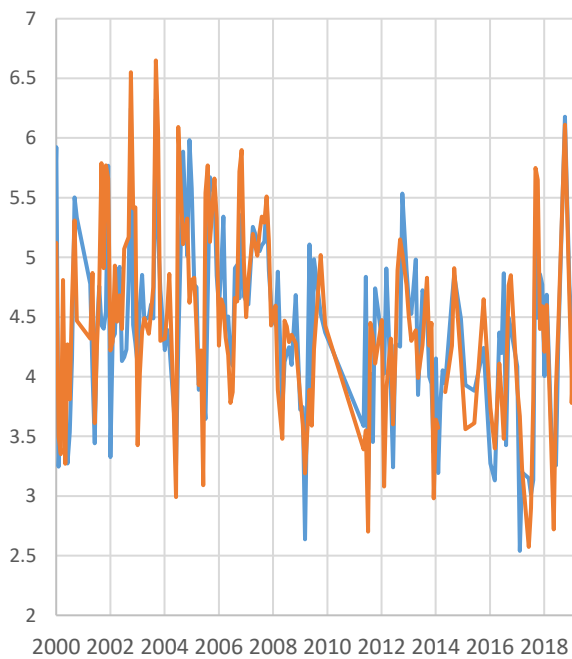


Figure 23 : Nitrates observés vs simulés (mg/L).

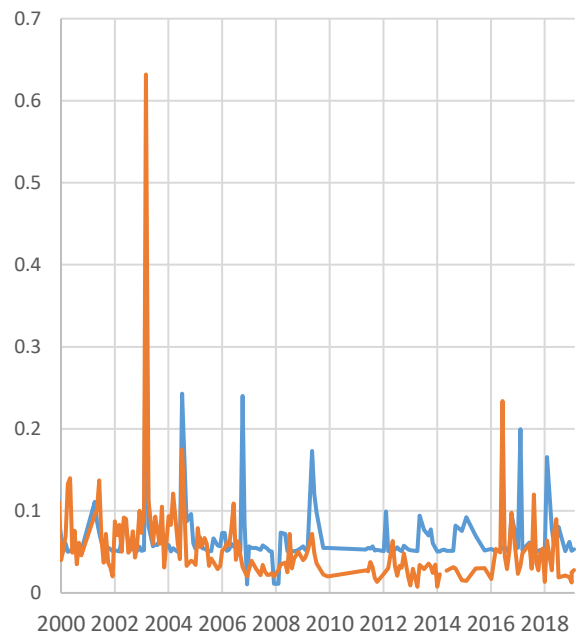


Figure 24 : Orthophosphates observés vs simulés (mg/L).

— Simulé — Observé

PARTIE IV : Résultats

Les zones sources de pollution diffuse génèrent une quantité disproportionnée de polluants, préoccupants pour les problèmes de qualité de l'eau identifiés. Elles sont généralement considérées comme des endroits où des sources de polluants de haut niveau se chevauchent ou interagissent avec un potentiel de transport de polluants élevé (Ghebremichael et al., 2013). Le modèle a permis de localiser ces zones à risques de pollution diffuse. L'enjeu étant de cibler spécifiquement des zones où implémenter des actions pour lutter contre la pollution de la rivière Clun. Les zones à risques sont présentées dans les parties suivantes.

I. Érosion et sédimentation

Les principaux mécanismes de mise en transport des sédiments liés aux pratiques agricoles sont les écoulements de surface et souterrain, ainsi que l'érosion des berges. Bien que cette dernière soit un processus naturel, elle peut être accélérée par le piétinement du bétail, particulièrement pendant les mois d'hiver, lorsque les sols sont humides et vulnérables au ruissellement. Ces eaux ruisselées peuvent transporter d'autres polluants tels que le phosphore et les pesticides. La susceptibilité des sols à s'éroder fait l'objet d'une forte variante spatiale, fonction des conditions climatiques et des propriétés des sols. Les pertes en sol peuvent affecter l'équilibre hydrodynamique des cours d'eau sur de longues distances.

Parmi les utilisations des sols identifiées comme hautement vulnérables figurent les céréales d'hiver tardives, les pommes de terre et la betterave sucrière, soit 40% provenant des cultures arables, dans les bassins versant de l'Unk, la Kemp et le Lower Clun. On estime que 35% de l'érosion provient des pâturages, notamment des prairies à pentes fortes dans le Middle Clun (Figure 25). Le ruissellement reste assez uniforme sur le bassin versant avec une valeur moyenne de 2 T/ha/mois.

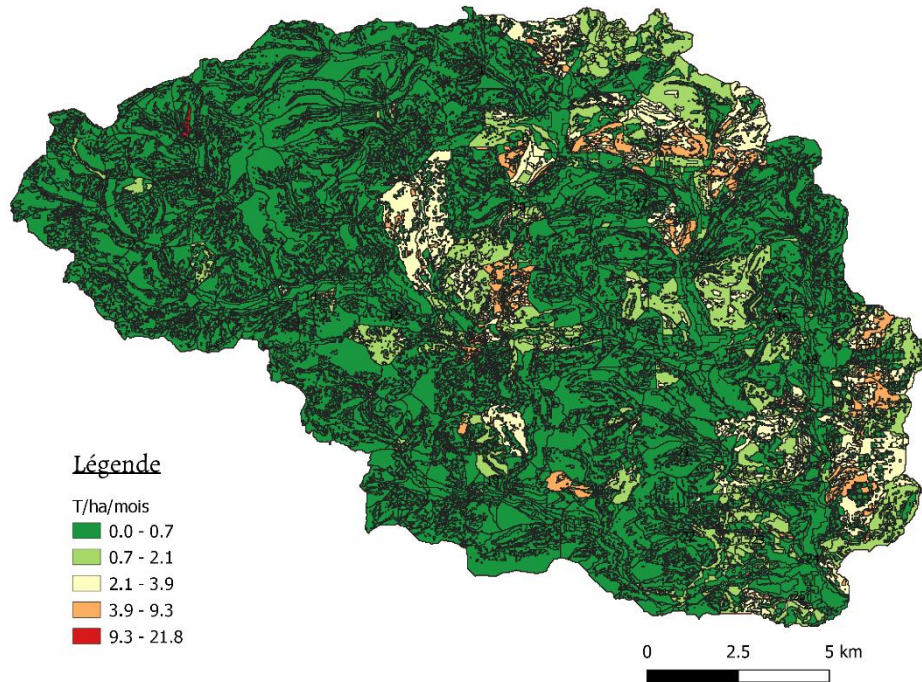


Figure 25 : Ruissellement mensuel moyen en sédiment entre 2000 et 2050.

L'érosion des berges apparaît principalement dans les tributaires escarpés de l'Upper Clun (Figure 26), où les pentes sont élevées et les gradients de vitesse importants, et contribue à un peu moins de 25% au bilan sédimentaire.

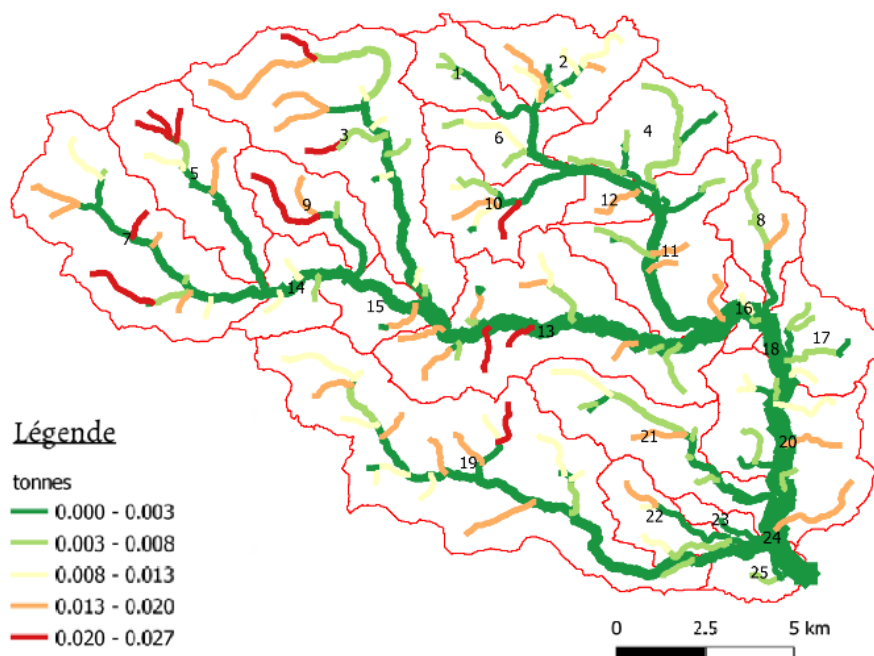


Figure 26 : Erosion des berges mensuelle moyenne entre 2000 et 2050.

Les sédiments proviennent majoritairement des bassins versant de l'Unk et du Kemp, ce dernier est particulièrement concentré en MES avant la confluence du Kemp avec la Clun, atteignant des concentrations de 30mg/L (Figure 27). Les limons ont plutôt tendance à se déposer dans la partie inférieure du bassin versant, et plus précisément dans la Clun SSSI/SAC (Figure 28).

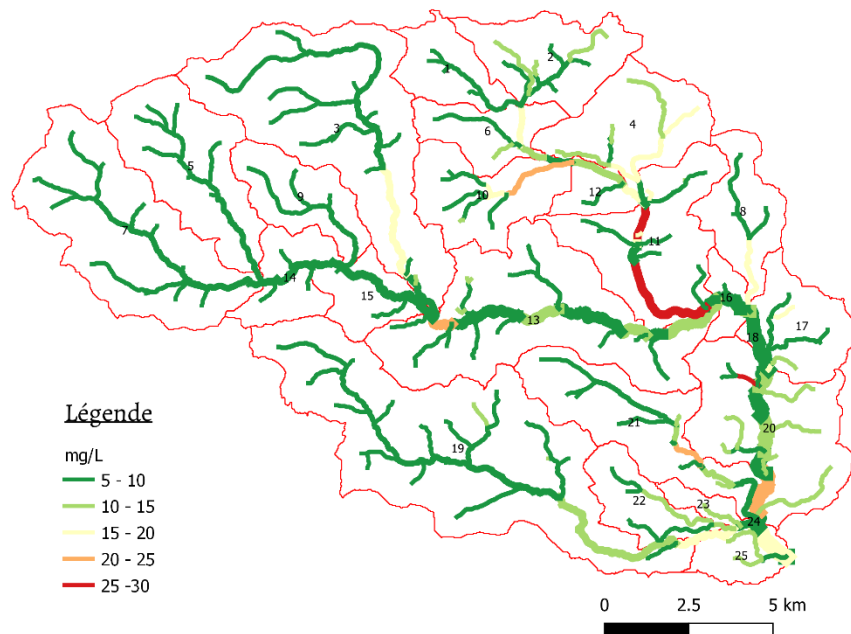


Figure 27 : Concentration moyenne en sédiments entre 2000 et 2050.

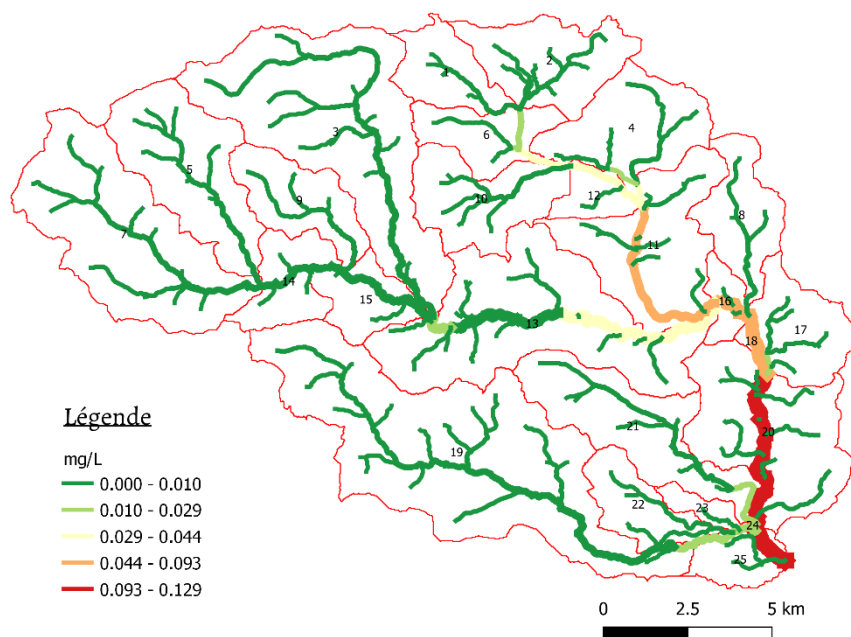


Figure 28 : Concentration moyenne en limons entre 2000 et 2050.

II. Phosphore

Les principales activités agricoles qui entraînent la pollution des masses d'eau par le phosphore sont l'application d'engrais inorganiques et de fumier sur les cultures arables et les pâturages. Le phosphore étant peu soluble, il est enclin à être sorbé par les sédiments issus de l'érosion des sols, puis transporté vers les cours d'eau par ruissellement de surface. La lixiviation et l'écoulement souterrain, en particulier via les macropores ou les fissures, peuvent également être importants dans certaines situations, par exemple sur des sols peu perméables (Foy et al., 2016).

Il apparaît que le ruissellement en phosphore organique est réparti assez uniformément sur le bassin versant (Figure 29), en corrélation avec le ruissellement en sédiment (Figure 25), et avec une moyenne mensuelle de 0.05 kg/ha/mois. Sa solubilité étant très limitée, il a tendance à s'accumuler sur les sols. Ici les zones dont les teneurs en phosphore organique sont les plus élevées sont les pâturages, de façon prononcée dans le sous bassin versant du Middle Clun. La majeure partie du phosphore issue des terres agricoles est sorbée sur les particules de sol et n'est pas immédiatement biodisponible (Wollman et al., 2018).

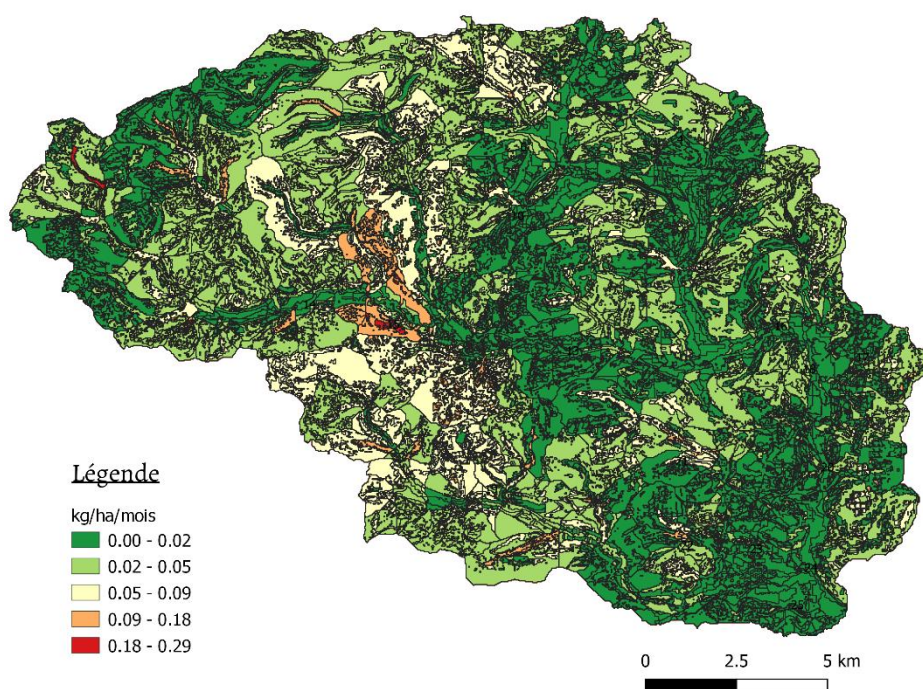


Figure 29 : Ruissellement mensuel moyen en phosphore organique dans les sédiments entre 2000 et 2050.

Les orthophosphates étant en solution, le ruissellement tend à être important près des cours d'eau (Figure 30), et provient à 60% des pâturages, contre 10% des cultures arables et 20% des effluents, le reste étant déposés par les pluies. Ce chiffre est sans doute sous-estimé puisque les rejets des fosses septiques ne sont pas pris en compte dans le modèle, et les émissions de phosphore provenant des installations de traitement des eaux usées entraînent

un risque d'eutrophisation plus important que les émissions provenant de l'agriculture, puisque les charges en phosphore soluble sont immédiatement biodisponibles. Les bassins versants du Folly Brook, de l'Unk, du Kemp et du Lower Clun sont particulièrement sujets à des pollutions en orthophosphates.

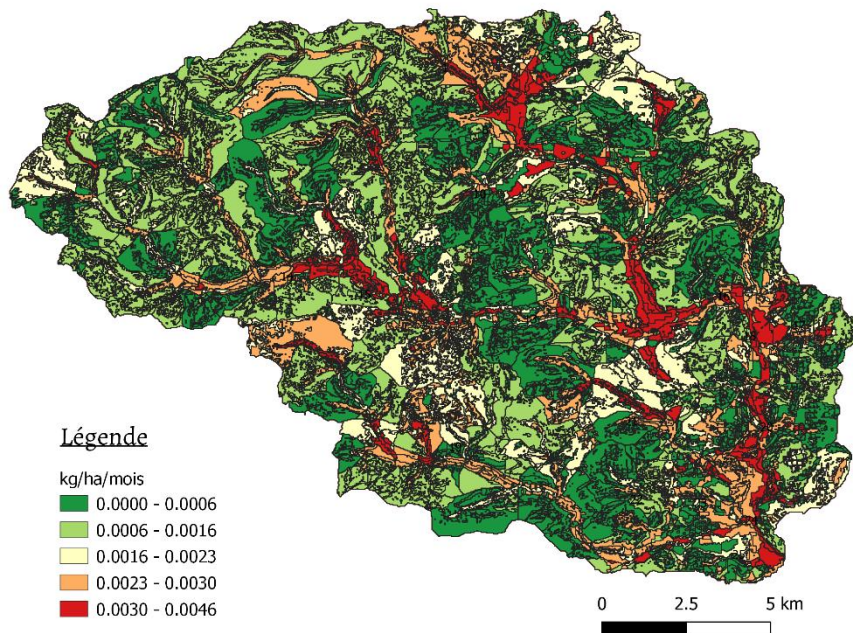


Figure 30 : Ruissellement mensuel moyen en orthophosphates entre 2000 et 2050.

Les concentrations massiques en orthophosphates sont élevées le long du Middle Clun, et principalement dans le Lower Clun, à l'endroit même de la Clun SSSI/SAC, et sont en cohérence avec les mesures de l'EA (Figure 5, Figure 31).

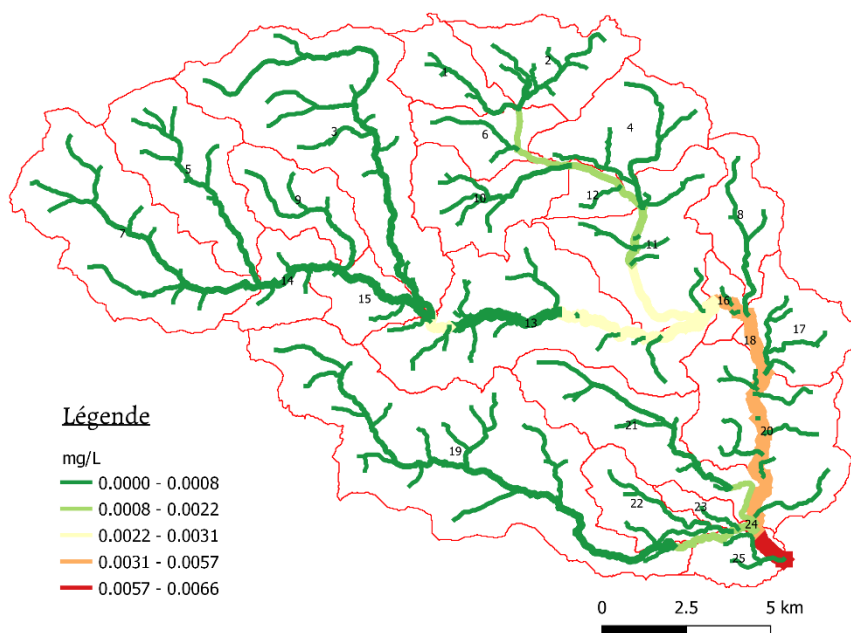


Figure 31 : Concentration moyenne en orthophosphates entre 2000 et 2050.

III. Azote

Les nitrates sont présents naturellement dans toutes les eaux de surface, mais des concentrations élevées de nitrates peuvent détériorer la qualité de l'environnement de trois manières principales : eutrophisation, acidification et effets toxiques. La principale activité agricole entraînant la pollution des masses d'eau par les nitrates est l'application d'engrais inorganiques et de fumier sur les cultures arables et pâturages.

Les nitrates sont très solubles et sont facilement lessivés des sols dans les masses d'eau par des fissures et des voies préférentielles (Adas, 2007). Les concentrations en nitrates sont plus élevées dans les basses terres dominées par l'agriculture arable, dans les bassins de Kemp et du Lower Clun, que dans les zones dominées par les pâturages et en altitude où de fortes précipitations diluent les nitrates dans les sols, avant de les lessiver vers les cours d'eau (Figure 32).

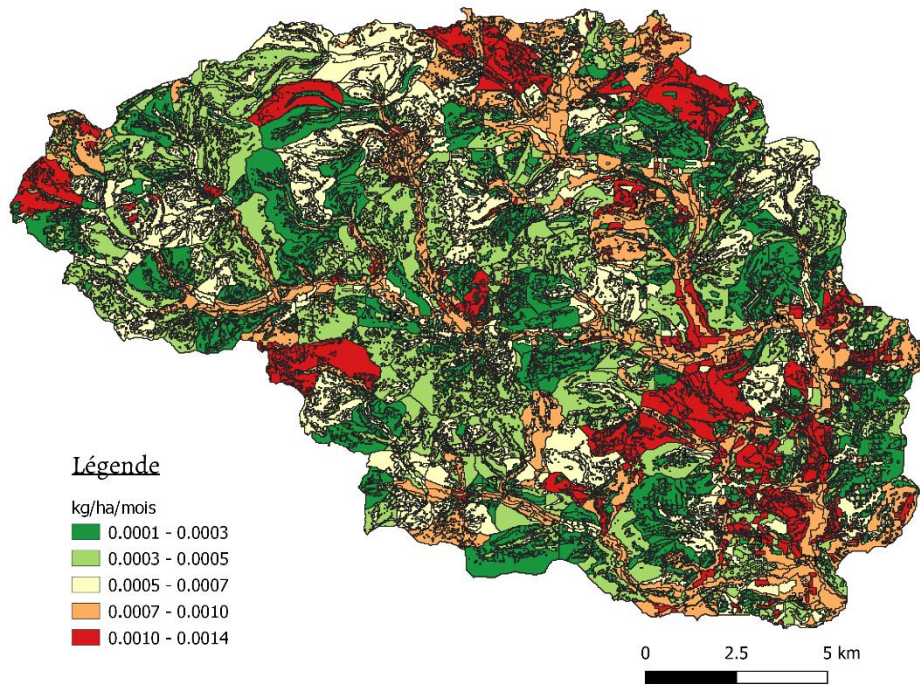


Figure 32 : Ruissellement mensuel moyen en nitrates entre 2000 et 2050.

L'azote organique sorbé est principalement concentré dans les cultures arables des bassins de Kemp, Middle Clun et Lower Clun (Figure 33).

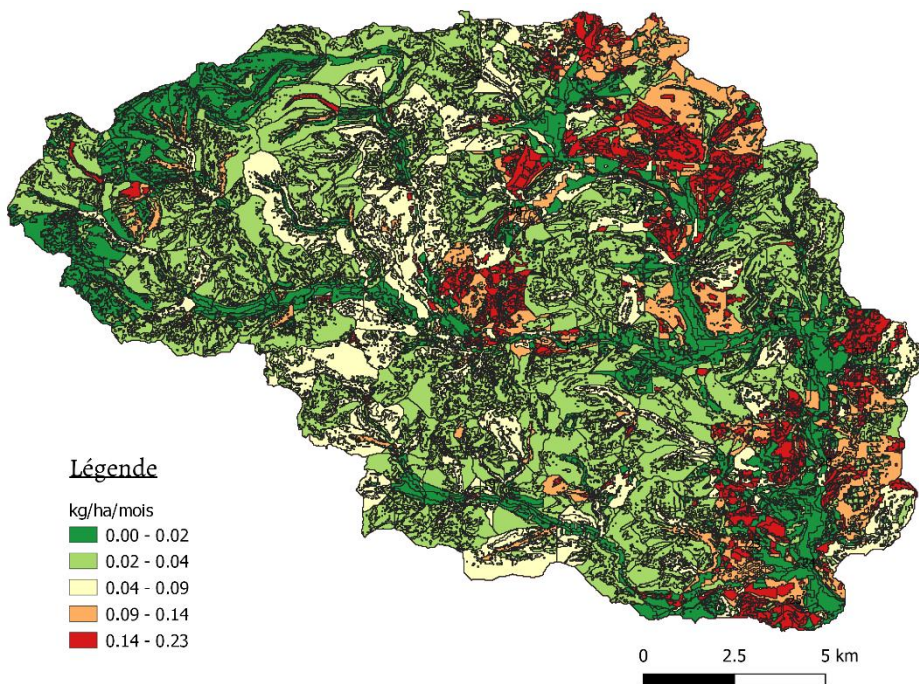


Figure 33 : Ruissellement mensuel moyen en azote organique dans les sédiments entre 2000 et 2050.

C'est 65% des matières azotées qui proviennent des cultures et pâturages, et leur impact est visible au long de la rivière, avec des concentrations en azote organique et en nitrates augmentent de la source de la rivière Clun jusqu'à son exutoire (Figure 34, Figure 35).

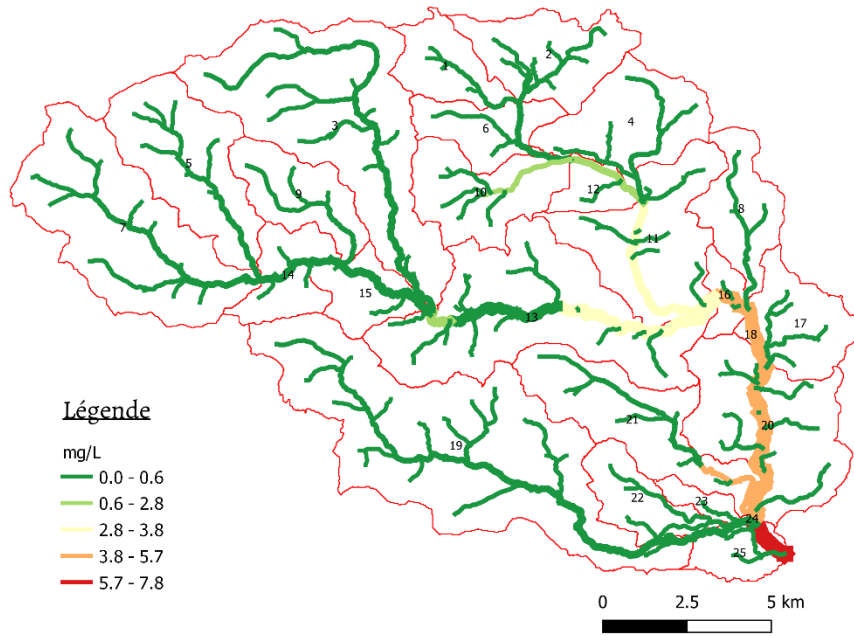


Figure 34 : Concentration moyenne en azote organique entre 2000 et 2050.

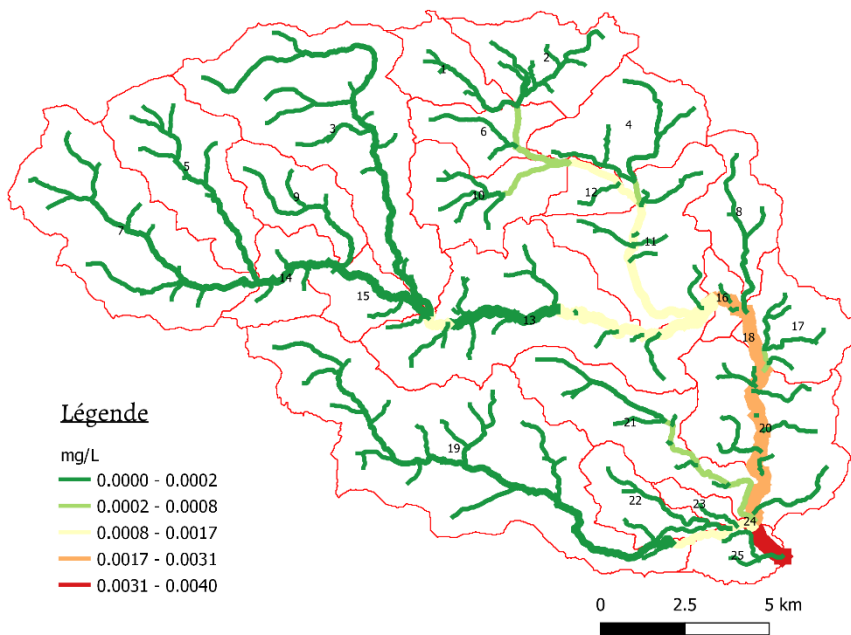


Figure 35 : Concentration moyenne en nitrates entre 2000 et 2050.

Environ 30% des nitrates sont estimés provenir des stations de traitement des eaux usées.

IV. Pesticide : métaldéhyde

Shrophire Hills AONB Partnership a émis le souhait de modéliser les teneurs en métaldéhyde dans le bassin versant, car il peut être nocif pour les FWPM. En avril 2019, DEFRA annonçait que ce pesticide serait retiré du marché à cause de son effet toxique sur les écosystèmes (Saad et al., 2017). Sa modélisation n'avait donc plus d'intérêt, mais comme son interdiction a été abrogée en juillet 2019, son devenir dans les cours d'eau du bassin versant est de nouveau d'actualité. Seul le bilan massique en métaldéhyde a été estimé (Figure 36), puisqu'aucun calage n'a été effectué à ce niveau, avec les paramètres décrits dans le Tableau 9.

Tableau 9 : Paramètres physico-chimiques du métaldéhyde.

Définition	Valeur	Unité
Coefficient d'adsorption du sol normalisé par la teneur en carbone du sol	240	L/kg
Fraction de pesticide lessivé à la première pluie	0.2	
Temps de demi-vie sur le feuillage	0.6	jour
Temps de demi-vie dans le sol	60	jour
Solubilité	222	ppm
Coefficient de réaction aquatique	0.007	/jour
Coefficient de volatilisation aquatique	0.00001	m/jour
Masse moléculaire pour calcul du coefficient de mélange	0.1	
Vitesse de resuspension aquatique du pesticide sorbé par les sédiments	0.002	m/jour
Vitesse de déposition aquatique du pesticide sorbé par les sédiments	0.5	m/jour
Profondeur de la couche benthique active	0.3	m/jour
Vitesse d'enfouissement dans le sédiment benthique	0.002	m/jour
Coefficient de réaction dans le sédiment benthique	0.05	/jour

Le métaldéhyde a un coefficient de partage carbone organique/eau faible (0,18-0,37, Zhang et al., 2011), il est facilement transporté et ruisselé vers les cours d'eau. La Figure 36 suggère une accumulation du métaldéhyde près de l'exutoire, avec une concentration d'environ 0.2 µg/L. Malgré l'absence de calage des pesticides, la concentration simulée n'est pas aberrante et est en adéquation avec les mesures de l'EA (Figure 20).

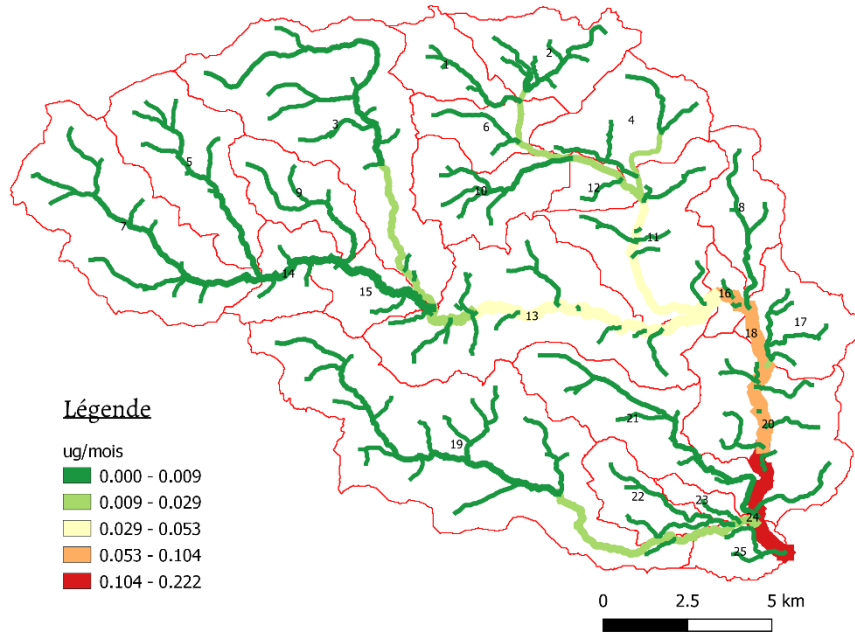


Figure 36 : Concentration en métaldéhyde.

V. Impact du changement climatique

Afin d'évaluer l'impact du changement climatique sur la qualité de l'eau, les ruissellements des différents polluants ont été tracés entre 2000 et 2050 en Figure 37.

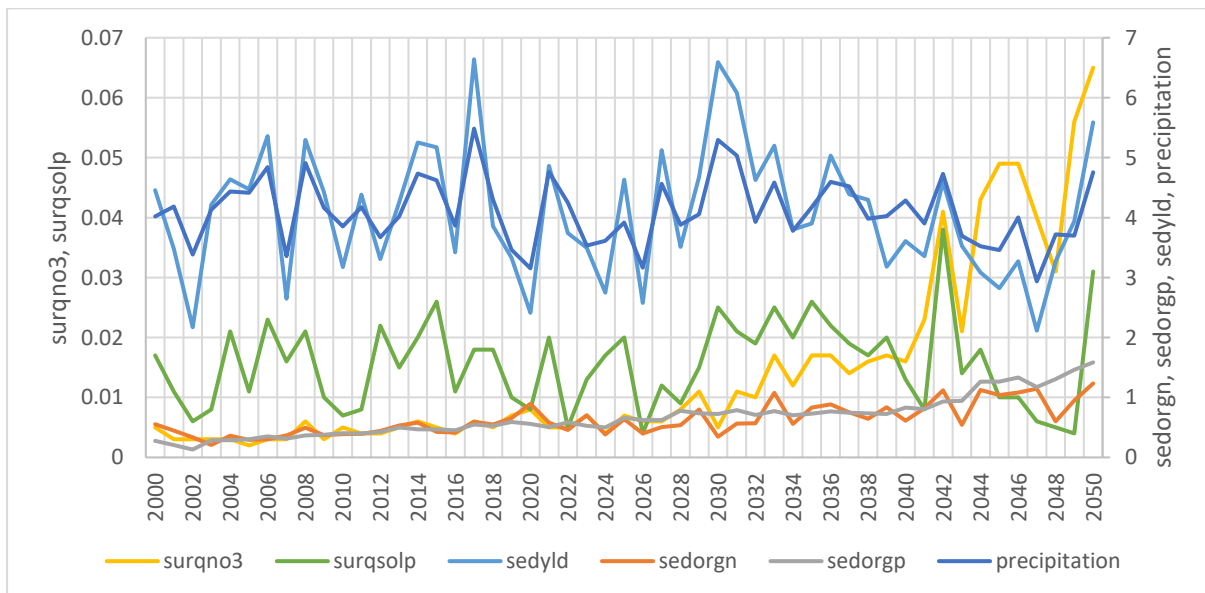


Figure 37 : Evolution du ruissellement des différents paramètres entre 2000 et 2050.

Avec :

- Surqno3 : le ruissellement en nitrates en kg/ha/jour
- Surqsolp : le ruissellement en orthophosphates en kg/ha/jour
- Sedyld : le ruissellement en sédiments en kg/ha/jour
- Sedorgn : le ruissellement en azote organique sorbé dans les sédiments kg/ha/jour
- Sedorgn : le ruissellement en phosphore organique sorbé dans les sédiments kg/ha/jour
- Precipitation : la précipitation moyenne sur le bassin versant en mm

Le phénomène de ruissellement des sédiments et les précipitations sont intimement liés. Il apparaît qu'avec les mêmes conditions de gestion du bassin versant qu'actuellement, le ruissellement en nitrates sera presque sept fois plus élevé d'ici 2050. Le ruissellement en orthophosphate sera plus sujet à des pics d'intensité, et le ruissellement en azote et phosphore organique sorbés par les sédiments croît doucement au cours des années. Cette image de la situation à l'horizon 2050 tend à affirmer que si rien n'est fait dans le bassin versant, la qualité du cours d'eau n'ira qu'en s'aggravant.

C'est pour cela que des scénarii de pratiques de conservation ont été testés, dans le but de trouver des solutions pouvant pallier à la dégradation de la qualité des cours d'eau.

VI. Scénarii

Grâce à la localisation de ces zones à risques, et à des interactions avec les acteurs locaux (Annexe 5), l'implémentation de solutions ciblées dans le bassin versant a pu être modélisée. Il est important de garder à l'esprit que la plupart des actions possibles sont tributaires de la volonté des agriculteurs et des habitants du bassin versant.

Bandes filtrantes végétalisées

Une végétation dense est mise en place le long du périmètre des champs à risque de pollution diffuse afin d'intercepter et de filtrer les eaux de ruissellement. Les éléments nutritifs et sédiments sont ainsi piégés, et le coefficient de piégeage est calculé par :

$$trap_{ef} = 0.367 \cdot FILTERW^{0.2967}$$

Le paramètre FILTERW est la largeur de la bande végétalisée, fixé à 2 et 5 m.

Réduction du nombre de bétail

Le nombre de bétail a été réduit de 20 et 50 %.

Ces pratiques de conservation ont été appliquées dans les zones à risques de pollution diffuse mises en évidence dans les parties précédentes (Figure 38).

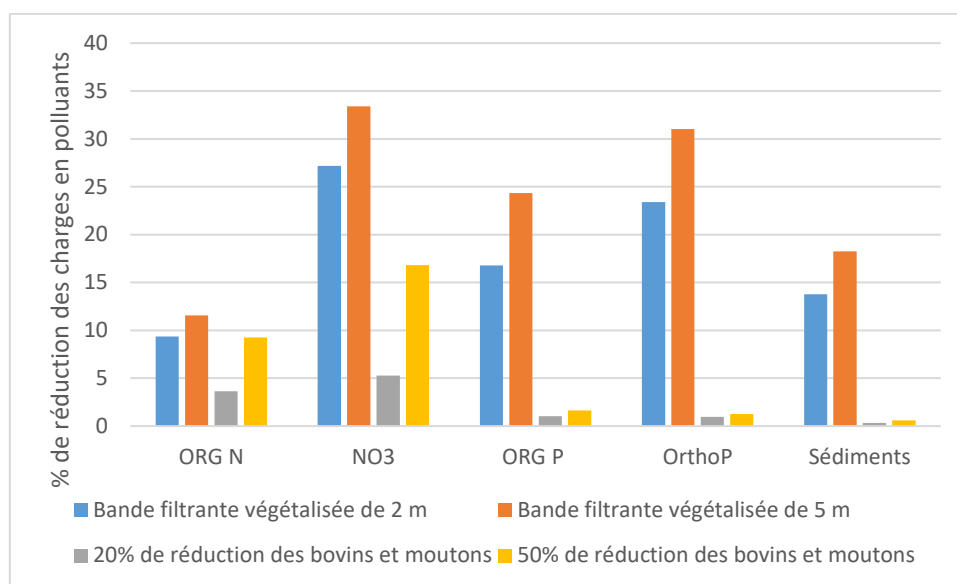


Figure 38 : Réduction de la charge en polluant après implémentation des solutions.

C'est jusqu'à presque 35% des teneurs en nitrates et en orthophosphates, et presque 20% des sédiments qui peuvent être réduits grâce à l'installation de bordures végétalisées autour des champs distingués comme critiques. Ceci représente une zone importante pour les fermiers du bassin versant, mais montre tout de même que des solutions sont envisageables pour un retour de la rivière Clun à un bon état écologique, et des fonds de facilitations sont disponibles dans le Clun Catchment Partnership. Il est important de garder à l'esprit que la plupart des actions possibles dépendent de la volonté des agriculteurs et des habitants du bassin versant.

Une réduction des nitrates et des orthophosphate à hauteur de 30-35%, suffirait à atteindre les limites nécessaires pour la DCE en ce qui concerne les éléments nutritifs, et offrirait une possibilité à la population de moules perlières d'eau douce de la rivière Clun de se rétablir. Malheureusement 20% de réduction des sédiments ne suffit pas à atteindre la limite de 10 mg/L de limons. 15% des sédiments provenant des berges, la mise en place de « leaky dams » : barrage fuyants construits avec des embâcles, pourrait contribuer à la diminution de la déposition en limons, et de réguler les débits de la rivière (RSDS, 2012), mais ne peut malheureusement pas être modélisé sur SWAT+.

Conclusion

Le modèle SWAT+ du bassin versant de Clun a été développé à cause du mauvais état écologique des masses d'eaux de la section Clun SSSI/SAC dans le cadre de la DCE, et la nécessité d'évaluer l'origine de la pollution diffuse. Sa force tient de l'éventail des processus physiques modélisés, notamment la croissance des cultures et les pratiques agricoles, qui ont un rôle essentiel dans la dynamique des polluants au sein du bassin versant de Clun.

Le calage du modèle s'avère satisfaisant pour les processus hydrologiques, et la dynamique des éléments nutritifs, bien que le calage des processus de sédimentation offre des résultats limités. Ainsi, c'est 75% des sédiments qui proviennent des terres agricoles, contre 25% de l'érosion des berges, 60% des orthophosphates et 65% des nitrates sont de sources agricoles.

L'identification des zones critiques, majoritairement des pâturages et des cultures arables situés dans les bassins versant de l'Unk, la Kemp et la Lower Clun, a permis de cibler spatialement la mise en place de solutions. Les solutions implémentées dans le logiciel, bien que pouvant paraître minimes, reflètent de la volonté des agriculteurs.

Ainsi, installer des bandes filtrantes végétalisées d'une largeur de 2 m, suffirait à atteindre un retour au bon état écologique des masses d'eau vis-à-vis des teneurs en éléments nutritifs, en réduisant les teneurs en nitrates et orthophosphates d'environ 25%. Cependant le problème d'envasement de la section Clun SSSI/SAC n'est pas résolu, mais le modèle permet tout de même de cibler l'installation de 'leaky dams' dans les tributaires de l'Upper Clun, puisque presque 25% des sédiments proviennent de l'érosion de ces berges.

L'impact du changement climatique démontre que l'état écologique de la rivière n'ira qu'en s'empirant d'ici 2050, si les pratiques de management du bassin versant restent inchangées.

Les solutions mises en place dans le bassin versant de Clun à ce jour ne sont pas localisées et dépendent de la volonté et de la disponibilité des agriculteurs à changer leurs pratiques. Grâce à cette étude, les solutions pourront être ciblées spécifiquement aux champs critiques de source de pollution diffuse.

Bibliographie

Abbaspour, K.C. SWAT—CUP, SWAT Calibration and Uncertainty Programs; Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Eawag: Duebendorf, Switzerland, 2007; p. 95.

Arabi, M.; Frankenberger, J.R.; Engel, B.A.; Arnold, J.G. Representation of agricultural conservation practices with SWAT. *Hydrol. Process.* 2008, 22, 3042–3055

Arnold, Moriasi, Gassman, Abbaspour, White, Srinivasan, Santhi, Harmel, Van Griensven, VanLiew, Kannan et Jha. (2012). Swat: Model Use, Calibration, and Validation. *Transactions of the Asabe* 55 (4): pp. 1491-1508.

Atkins (2012). River Clun SSSI/SAC Restoration Strategy, version 2, February 2012 Atkins ref. 5108237/70/DG/010.

Atkins (2012a). River Clun SSSI/SAC Restoration Strategy: Technical Report, Version 2, February 2012. Unpublished Report for Natural England.

Atkins (2014). River Clun SAC. Nutrient Management Plan – Final. Environment Agency and Natural England.

Bagnold, R.A. 1977. Bedload transport in natural rivers. *Water Resources Res.* 13(2):303-312.

Bauer, G. (1986) The status of the freshwater pearl mussel in the south of its European range. *Biological Conservation* 37: pp.19.

Bieger, K.; Arnold, J.G.; Rathjens, H.; White, M.J.; Bosch, D.D.; Allen, P.M.; Volk, M.; Srinivasan, R. Introduction to SWAT+, a completely restructured version of the Soil and Water Assessment Tool. *JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc.* 2017, 53, 115–130.

Burnham C.P., Mackney D., 1964. 'Soils of Shropshire'. *Soil Survey of England and Wales. Field studies*, 2(1), 83-113.

Cao, W., Bowden, W. B., Davie, T., and Fenemor, A.: Multi-variable and multi-site calibration and validation of SWAT in a large mountainous catchment with high spatial variability, *Hydrol. Process.*, 20, 1057–1073, doi:10.1002/hyp.5933, 2006.

Chastain, J. P., J. J. Camberato, and P. Skewes. 2001. Chapt. 3B: Poultry manure production and nutrient content. In *Confined Animal Manure Managers Certification Program Manual: Poultry Version*, 3-b-1 to 3-b-17. Clemson S.C.: Clemson University Extension.

Cocks L.R.M., 1989. The geology of South Shropshire. *Proceedings of the Geologists' Association*. Volume 100, Issue 4, pp. 505-519. doi: 10.1016/S0016-7878(89)80024-0.

Collins, A.L. and Anthony, S.G., (2008). Assessing the likelihood of catchments across England and Wales meeting 'good ecological status' due to sediment contributions from agricultural sources. *Environmental Science and Policy* 11, 163–170.

Coxon, G., J. Freer, I. K. Westerberg, T. Wagener, R. Woods, and P. J. Smith (2015), A novel framework for discharge uncertainty quantification applied to 500 UK gauging stations, *Water Resource. Res.*, 51, 5531–5546, doi:10.1002/2014WR016532.

Defra (2007) Agriculture in the United Kingdom 2006. [Online] Available at:<http://statistics.defra.gov.uk/esg/publications/auk/default.asp>. Accédé en septembre 2019.

Dejian Z., Qiaoyin L., Xingwei C., Tian C., 2019. Improved Curve Number Estimation in SWAT by Reflecting the Effect of Rainfall Intensity on Runoff Generation. *Water* 2019, 11, 163; doi:10.3390/w11010163.

Environment Agency (2009) Severn River Basin Management Plan

Environment Agency (2010). Proforma for Stage 3 appropriate Assessment for the River Clun SAC. Unpublished Report

Fildes, R. (2011). Wastewater Infrastructure in the River Clun Catchment, An Assessment of Impact. Unpublished report by Keele University.

Foy, R.H. and Lennox, S.D. (2006). Evidence for a delayed response of riverine phosphorus exports from increasing agricultural catchment pressures in the Lough Neagh catchment. *Limnol. Oceanogr.* 51:1, part 2, 655-663.

Gassman, P. W., M. Reyes, C. H. Green, and J. G. Arnold. (2007). The Soil and Water Assessment Tool: Historical development, applications, and future directions. *Trans. ASABE* 50(4): 1211- 1250.

Geist J., Auerswald K., (2007). Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*). *Freshwater Biology* 52, 2299–2316.

Geist J., Kuehn R., (2008). Host–parasite interactions in oligotrophic stream ecosystems: the roles of life-history strategy and ecological niche. *Molecular Ecology* 17, 997–1008.

Geist, J. (2010) Strategies for the conservation of endangered freshwater pearl mussels (*Margaritifera L.*): a synthesis of Conservation Genetics and Ecology. *Hydrobiologia* 664: pp. 69-88.

Ghebremichael, L. T., T. L. Veith, and J. M. Hamlett (2013), Integrated watershed- and farm-scale modeling framework for targeting critical source areas while maintaining farm economic viability, *J. Environ. Manage.*, 114, 381–394, doi:10.1016/j.jenvman.2012.10.034.

Hastie L.C., Boon P.J., Young M.R., (2000). Physical microhabitat requirements of freshwater pearl mussels, *Margaritifera margaritifera* (L.). *Hydrobiologia* 429, 59–71.

Howden, NJK, Burt, TP, Worrall, F., Mathias, SA & Whelan, MJ. (2013). Farming for water quality: balancing food security and nitrate pollution in UK river basins. *Annals of the Association of American Geographers*, 103, 397-407.

IUCN (2019). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2019-2. <http://www.iucnredlist.org>. Downloaded on 18 July 2019.

Killeen, I., (2009). An Assessment of the Potential for the restoration of the freshwater Pearl Mussel Population in the River Clun, Shropshire.

Knisel, W.G., 1980. CREAMS: A Field-Scale Model for Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems. Conservation Research Report No. 26, Washington D.C., USASEA.

Maas, R.P., Smolen, M.D., Dressing, S.A., 1985. Selecting critical areas for nonpoint-source pollution control. *Journal of Soil and Water Conservation* 40(1):68-71.

Mannschatz, T.; Wolf, T.; Hülsmann, S. Nexus Tools Platform: Web-based comparison of modelling tools for analysis of water-soil-waste nexus. *Environ. Modell. Softw.* 2016, 76, 137–153.

Meals, D. W., A. N. Sharpley, and D. L. Osmond. 2012. Lessons Learned from the NIFA-CEAP: Identifying Critical Source Areas. NC State University, Raleigh, NC.

Mike Kelly (2013). The Impact of Highway Runoff in the Clun Catchment. Shropshire Hills AONB Partnership.

Moriassi, D.N.; Arnold, J.G.; Van Liew, M.W.; Bingner, R.L.; Harmel, R.D.; Veith, T.L. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Am. Soc. Agric. Biol. Eng.* 2007, 50, 885–900.

Mueller ND, Gerber JS, Johnston M, Ray DK, Ramankutty N, Foley JA. Closing yield gaps through nutrient and water management. *Nature* 2012, 490:254-257.

Natural England (2010). National guidelines for the restoration of physical and geomorphological favourable condition on river SSSIs in England.

Natural England (2014). Clun and North West Herefordshire Hills.

Neitsch, S.L., J.G. Arnold, J.R. Kiniry, and J.R. Williams. (2011). Soil and Water Assessment Tool theoretical documentation: Version 2009. USDA-ARS, Grassland, Soil and Water Research Laboratory, Temple, TX; and Blackland Research and Extension Center, Texas AgriLife Research, Temple, TX. Texas Water Resources Institute Technical Rep. 406, Texas A&M University System, College Station, TX.

Patzner, R.A., Müller, D., 2001. Effects of eutrophication on Unionids in BAUER & WÄCHTLER (Eds) *Ecology and Evolution of the Freshwater Mussels Unionoida*, Springer Verlag, *Ecological Studies* vol. 145 : 327-335.

Pionke, H.B., W.J. Gburek, and A.N. Sharpley. 2000. Critical sources area controls on water quality in an agricultural watershed located in the Chesapeake Basin. *Ecological Engineering* 14:325-335.

Puissauve R., Cohen S., Barthelemy G. & Reygnaud K. (2015). Fiches d'information sur les espèces aquatiques protégées : Mulette perlière, *Margaritifera margaritifera* (Linnaeus, 1758). Service du patrimoine naturel du MNHN & Onema.

Putchakayala, S. M., & Ram, J. L. (2000). Toxic and excitatory effects of the molluscicide metaldehyde on the biofouling bivalve *Dreissena polymorpha* Pallas. *Pest Management Science*, 56, 39–42.

RSDS: Rural Sustainable Drainage Systems, 2012. Environment Agency. Ref: ISBN 978-1-84911-277-2, LIT 6933.

Saad, A.M., Ismail, S.W., Dahalan, F.A. (2017). Metaldehyde toxicity: a brief on three different perspectives. *Journal of Civil Engineering, Science and Technology* 8(2). DOI: 10.33736/jcest.444.2017

Severn Trent Water, (2018). Drainage and Wastewater Management Plan 2018. Appendix A9.

Sharpley, A.N. and J.K. Skyers. 1979. Phosphorus inputs into a stream draining agricultural watershed: II. Amounts and relative significance of runoff types. *Water, Air and Soil Pollution* 11:417-428.

Squillace, P. J., and E. M. Thurman (1992), Herbicide transport in rivers: Importance of hydrology and geochemistry in nonpoint-source contamination, *Environ. Sci. Technol.*, 26(3), 538–545, doi:10.1021/es00027a015.

Sydenham, A. (2002). The Countryside and Rights of Way Act 2000: Balancing Public Access and Environmental Protection? *Environmental Law Review*, 4(2), 87–100. <https://doi.org/10.1177/146145290200400202>

Taeubert J.-E., Denic M., Gum B., Lange M., Geist J., (2010). Suitability of different salmonid strains as hosts for the endangered freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.). *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 20, 728–734.

Teme SSSI citation : <https://designatedsites.naturalengland.org.uk/PDFsForWeb/Citation/2000102.pdf>. Accédé en septembre 2019.

Tuppad, P.; Kannan, N.; Srinivasan, R.; Rossi, C.G.; Arnold, J.G. (2010). Simulation of agricultural management alternatives for watershed protection. *Water Resour. Manag.*, 24, 3115–3144.

Williams, J.R., C.A. Jones and P.T. Dyke, 1984. A modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. *T. ASAE*, 27: 129-144.

Williams RS, et al. (1985) Comparative properties of amplified external and internal invertase from the yeast SUC2 gene. *J Biol Chem* 260(24):13334-41.

White, P.J. and Hammond, J.P., (2009). The sources of phosphorus in the waters of Great Britain. *Journal of Environment Quality* 38, 13–26.

White, M. J., D. E. Storm, P. R. Busteed, S. H. Stoodley, and S. J. Phillips (2009), Evaluating nonpoint source critical source area contributions at the watershed scale, *J. Environ. Qual.*, 38(4), 1654–1663, doi:10.2134/jeq2008.0375.

Wollman, I., Gauro, A., Müller, T., Müller, K., 2018. Phosphorus bioavailability of sewage sludge-based recycled fertilizers. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. Vol 181, Issue 2. pp:158-166. <https://doi.org/10.1002/jpln.201700111>

Yang, J., P. Reichert, K.C. Abbaspour, J. Xia and H. Yang, 2008. Comparing uncertainty analysis techniques for a SWAT application to Chaohe Basin in China. *J. Hydrol.*, 358: 1-23.

Zhao, P., B. Xia, Y. Hu, and Y. Yang (2013), A spatial multi-criteria planning scheme for evaluating riparian buffer restoration priorities, *Ecol. Eng.*, 54, 155–164, doi:10.1016/j.ecoleng.2013.01.037.

Zhou, H., and C. Gao (2011), Assessing the risk of phosphorus loss and identifying critical source areas in the Chaohu Lake Watershed, China, *Environ. Manage.*, 48(5), 1033–1043, doi:10.1007/s00267-011-9743-z.

DATA:

Contains Ordnance Survey data © Crown copyright and database right 2013. Additional data sourced from third parties, including public sector information licensed under the Open Government Licence v1.0.

Farewell, T.S., Truckell, I.G., Keay, C.A., Hallett, S.H (2011) The derivation and application of Soilscales: soil and environmental datasets from the National Soil Resources Institute, Cranfield University

Rowland, C.S.; Morton, R.D.; Carrasco, L.; McShane, G.; O'Neil, A.W.; Wood, C.M. (2017). Land Cover Map 2015 (vector, GB). NERC Environmental Information Data Centre. <https://doi.org/10.5285/6c6c9203-7333-4d96-88ab-78925e7a4e73>

Annexes

Annexe 1 : Projet de restauration de la rivière Clun 2015-2019

River Clun Recovery Project, 2015 - 2019

Partnership Project between Landowners, Shropshire Hills AONB Partnership, Environment Agency, Woodland Trust and Natural England.

2 Freshwater Pearl Mussel Recovery Sites created
through riparian habitat improvement and reintroduction of boulders to enhance the variety and quality of the substrate, and create new in-channel micro habitat.

£257,800 spent locally, using local contractors and suppliers, improving farm infrastructure, natural capital and environmental resilience. Boosted by £23,250 cash or in kind contributions from farmers and landowners.

13,300 trees planted by groups of volunteers and local contractors, mainly along banks of rivers and streams to enhance riparian habitat. Some planted in-field or field corners, to intercept overland flow and surface runoff, and reduce soil loss by erosion.

16 sections of eroding riverbank protected, totalling 221m, by installing soft revetment of live willow stakes infilled with small woody material and brush.

3,080 hours of Volunteer Involvement generating £44,000 worth of kind contribution.

13 farm gateways restored through regrading and resurfacing with stone or concrete sleepers.

15 watercourse crossings upgraded. Through the installation of small culverts, or regrading and resurfaced approaches using stone and concrete sleepers.

17 sustainable livestock watering systems installed e.g. Solar powered submersible pumps supplying clean water to drinking troughs.

17 over mature or neglected crack willows were pollarded.

17.7 km of riparian woodland habitat created or restored through the coppicing of vulnerable bankside Alders and fencing wide buffer strips to encourage natural regeneration of bankside vegetation.

Businesses supported

- 39 farm businesses
- 11 local contractors
- 22 suppliers, of which 80% are local businesses

1.7 km of farm tracks restored, through regrading the slope and resurfacing with fresh stone and installing additional cross drains or grips.

8 sediment traps and attenuation measures, such as French drains, installed to intercept surface runoff to reduce soil erosion.

Surveys

- 3 Highway Drainage Surveys and GIS Reports
- Clun Fords Survey and GIS Report. 90 Fords.
- 1 Clun Catchment Crayfish Survey

"The planting positions have all worked well." Farm manager, regarding tree planting for attenuation (of overland runoff) adjacent to a tributary of the River Clun.

"Thank you so much for the incredible fence, gate and railings that your contractor has erected. It all looks fantastic, very high quality work and materials." Landowner of holding adjacent to main river Clun.



Annexe 2 : Données d'entrée

Données	Source	Échelle spatiale	Échelle temporelle
MNT	OS	Horizontale : 1x1 m (70%) 25x25 m (30%) Verticale : 15 cm	2019
Carte d'occupation des sols	CEH	1:25 000	2015
Carte des cultures	RPA	75x75 m	2017
Modèle climatique UKCP18, scenário RCP8.5	Met Office	12x12km	1970-2050 360 j/an – 30 j/mois
Carte des sols	BGS	1:250 000	-
Taux de fertilisants	BSFP	-	2018
Hauteur d'eau à Leintwardine et mesures ponctuelles de débit	EA	-	2000-2019
Mesures de qualité de l'eau	EA	-	2000-2019
Nombre de bétail	DEFRA	-	2016
Débits de sortie des stations de traitements des eaux usées	STW	-	2018
Déposition atmosphérique	CEH	5x5 km	2014

Tableau 10 : Paramètres physiques des sols nécessaire au modèle SWAT+.

Paramètre	Définition	Processus
SOL_Z	Profondeur de la couche	Hydrologique
SOL_BD	Densité du sol	Hydrologique
SOL_AWC*	Teneur en eau	Hydrologique
SOL_K	Conductivité hydraulique à saturation	Hydrologique
SOL_CBN	Teneur en carbone organique	Chimique
CLAY	Teneur en argile	Sédimentaire
SILT	Teneur en limon	Sédimentaire
SAND	Teneur en sable	Sédimentaire
ROCK	Teneur en fragment grossier	Sédimentaire
SOL_ALB	Albédo du sol humide	Hydrologie
USLE_K	Facteur d'érodibilité du sol	Sédimentaire
SOL_EC	Conductivité électrique	Physico-chimique
*Calculé à l'aide du logiciel SPAW, en fonction des autres paramètres.		

Annexe 3: Relation hauteur d'eau – débit

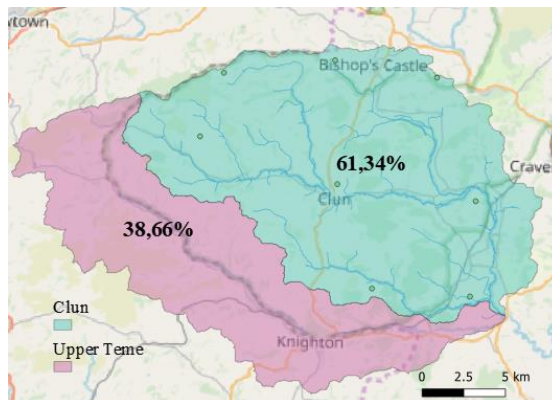


Figure 39 : Proportion des surfaces des bassins versants de Clun et de l'Upper Teme.

La majorité des rivières suivent une relation hauteur d'eau telle que :

$$Q = a(h - h_0)^b \text{ (Coxon et al., 2015)}$$

Où Q est le débit en m³/s, h la hauteur d'eau, h₀ la hauteur d'eau pour un débit nul et a et b des coefficients propres à chaque rivière. Ils ont été calculés à l'aide d'une régression linéaire de log(Q) en fonction de log(h-h₀) (Figure 40).

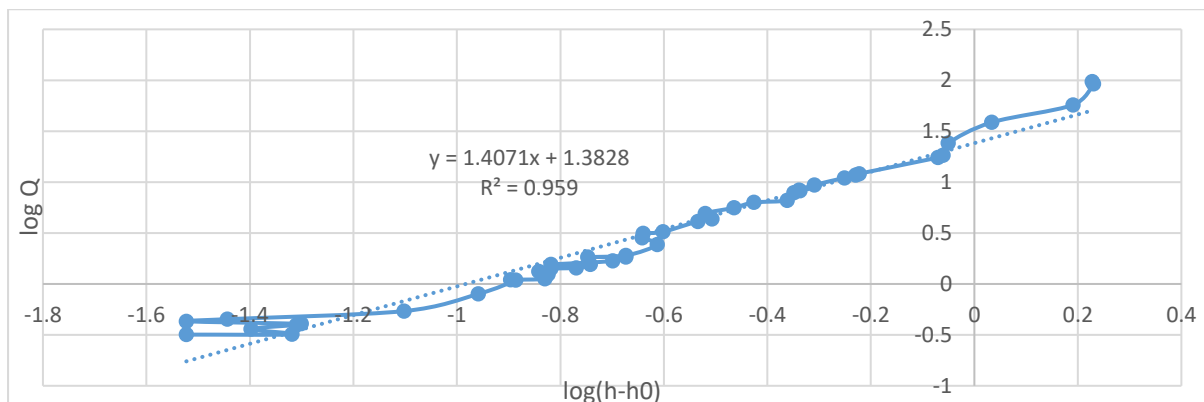


Figure 40 : Relation hauteur d'eau - débit.

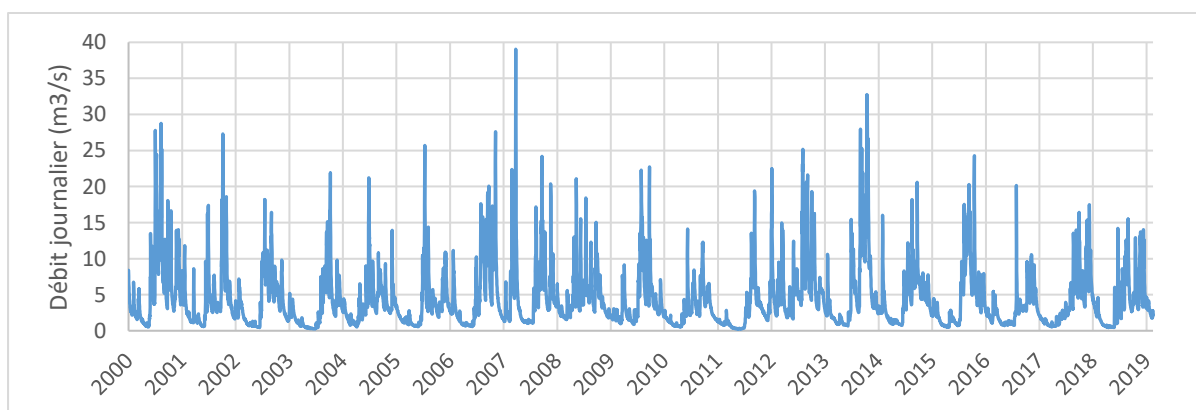


Figure 41 : Débit à l'exutoire du bassin versant de Clun entre 2000 et 2019 (EA).

Annexe 4: Effluents des stations d'épuration

Tableau 11 : Débit de sortie des stations de traitement des eaux usées.

Station de traitement	Unité de traitement du phosphate ^a	QMTS (m3/j) ^a	Débit moyen (m3/j) ^b	EH ^c
ASTON ON CLUN	2018	37	-	213
CLUN	2018	180	156	746
CLUNBURY	-	28	-	83
NEWCASTLE-ON-CLUN	2018	36	-	161
BISHOPS CASTLE	2007	546	777	1754
LYDBURY NORTH	2018	126	189	302
BUCKNELL	2018	280	365	735
a. Communication personnelle STW b. Mesures de l'EA c. Severn Trent Water, 2018				TOTAL 3994

Tableau 12 : Qualité des effluents du bassin versant de Clun en mg/L (STW, EA).

	Mois	Débit (m3/j)	MES	TON	Norg	Porg	NO3	NH4	NO2	Pmin	CBOD
Bishops Castle	1	1203	5.6	9.4	12.5	0.9	11.3	3.1	1.3	0.8	4.2
	2	784	2.8	9.4	12.3	0.5	11.1	2.9	1.2	0.8	3
	3	1036	7	9.4	14.7	0.5	13.2	5.3	1.5	0.8	3
	4	1189	9	9.4	15.2	0.6	13.7	5.8	1.5	0.8	9
	5	625	9	9.4	11.8	0.7	10.6	2.4	1.2	0.8	5
	6	532	5	9.4	11	0.7	9.9	1.6	1.1	0.8	3
	7	481	6	9.4	12.6	0.7	11.3	3.2	1.3	0.8	4
	8	507	10	9.4	12.2	0.7	11	2.9	1.2	0.8	8
	9	552	6	9.4	12.6	0.7	11.3	3.2	1.3	0.8	4
	10	661	1	9.4	9.7	0.7	8.7	0.3	1	0.8	1
	11	638	8	9.4	13.3	1.2	12	3.9	1.3	0.8	5
	12	1108	3	9.4	12.8	0.7	11.5	3.4	1.3	0.8	4
Newcastle	1	36	1.9	6.3	6.3	0.3	5.7	0	0.6	1.7	1.5
	2	36	3.3	8.6	9.7	0.3	8.7	1.1	1	1.7	2.5
	3	36	1.7	8.8	9.1	0.3	8.2	0.3	0.9	1.7	1.8

	4	36	3.3	8.2	13.5	0.4	12.1	5.2	1.3	1.7	3.5	
	5	36	3.9	6.3	6.8	0.3	6.1	0.5	0.7	1.7	4	
	6	36	2.3	6	6	0.2	5.4	0.1	0.6	1.9	1.3	
	7	36	2.4	3.1	3.9	0.2	3.5	0.9	0.4	1.7	1.4	
	8	36	3.1	7	7.6	1	6.8	0.6	0.8	1.7	2.4	
	9	36	2.2	5.9	6.3	0.2	5.7	0.4	0.6	1.4	1	
	10	36	1.4	8.6	8.8	0.3	8	0.3	0.9	1.7	2	
	11	36	1.8	6.8	7.6	0.1	6.8	0.8	0.8	1.7	1	
	12	36	2.4	9.3	9.6	0.3	8.7	0.3	1	1.7	1.5	
	Aston-on-clun	1	37	2.8	9.9	10.4	0.9	9.4	0.5	1	4	1
		2	37	5.1	20.2	20.6	0.4	18.5	0.4	2.1	4.4	1
		3	37	3.1	18.4	18.9	0.7	17	0.5	1.9	4.7	2.4
4		37	2.1	18.6	19.1	0.5	17.2	0.5	1.9	4.3	1.5	
5		37	2.7	14.7	15.5	1.2	14	0.8	1.6	5.2	4.6	
6		37	2.4	14.7	15.3	1.1	13.7	0.5	1.5	9.5	1.3	
7		37	2.1	14.7	15.1	0.7	13.6	0.4	1.5	5.2	1.3	
8		37	3.6	14.7	15.3	0.7	13.7	0.5	1.5	5.2	2.7	
9		37	2.7	6.6	7.1	0.4	6.4	0.5	0.7	4.1	1	
10		37	4	14.7	15.3	0.9	13.7	0.5	1.5	5.2	4	
11		37	2.4	14.7	15.3	0.5	13.7	0.5	1.5	5.2	1.8	
12		37	4	14.7	15.3	0.7	13.7	0.5	1.5	5.2	1	
Lydbury North	1	416	1.5	9.1	9.5	0.1	8.6	0.4	1	0.9	1	
	2	291	1.7	13.4	14.4	0.1	12.9	1	1.4	2	1	
	3	393	2.1	13.2	13.6	0.1	12.2	0.4	1.4	2.5	2.7	
	4	436	1.4	11.3	11.8	0.1	10.6	0.5	1.2	2.2	1.5	
	5	138	1.5	10	11	0.3	9.9	1	1.1	2.7	2.3	
	6	127	2.3	7.4	8	0.3	7.2	0.7	0.8	4.4	1.3	
	7	68	2.3	7.3	8.3	0.4	7.4	1	0.8	5.3	1	
	8	59	1.5	10	10.4	0.4	9.3	0.4	1	2.7	2.5	
	9	53	3.5	8.3	11.7	0.4	10.5	3.5	1.2	1.6	10	
	10	70	2.4	10	11	0.5	9.9	1.1	1.1	2.7	1.3	
	11	110	2.2	10	11	0.2	9.9	1	1.1	2.7	1	

	12	73	1	10	11	0.3	9.9	1	1.1	2.7	2.3
Bucknell	1	537	4.9	9.8	12.7	0.7	11.4	2.9	1.3	1.5	5.3
	2	407	5.9	28.5	30.6	0.6	27.5	2.1	3.1	4.8	5.6
	3	541	9.6	28.4	31.8	0.7	28.6	3.4	3.2	4.4	7
	4	531	6.4	17.3	20.5	0.7	18.5	3.2	2.1	4.4	6.8
	5	254	10.4	19.4	23.1	0.6	20.8	3.7	2.3	3.8	7.6
	6	217	11.1	19.4	22.9	1.7	20.6	3.5	2.3	3.8	8.2
	7	190	5.6	21.3	25.7	0.6	23.2	4.4	2.6	5.5	6.9
	8	203	4.4	19.4	20.2	0.6	18.2	0.8	2	3.8	2.5
	9	243	4.5	11.3	12	1.1	10.8	0.7	1.2	2.3	5
	10	310	7.2	19.4	21.4	0.3	19.2	2	2.1	3.8	5.6
	11	380	4.6	19.4	21.3	0.4	19.2	1.9	2.1	3.8	3.6
	12	565	4.2	19.4	20.7	0.4	18.7	1.3	2.1	3.8	1
Clun	1	113	3.2	23	24.6	0	22.1	1.6	2.5	2.7	2.8
	2	138	5.7	42.5	44.8	0.6	40.3	2.3	4.5	5.7	2.5
	3	232	6.2	44.2	45.6	0.3	41.1	1.4	4.6	5.9	4.4
	4	217	8.5	33.7	36.9	0.2	33.3	3.2	3.7	5.4	8.4
	5	131	4.4	36	37.6	0.1	33.9	1.6	3.8	5.3	1.6
	6	113	6.3	44.5	45.4	0.1	40.9	0.9	4.5	6.8	2.5
	7	119	3.9	38	38.8	0.1	34.9	0.8	3.9	6.2	1.8
	8	146	3.6	36	36.6	0	32.9	0.6	3.7	5.3	1.3
	9	155	4.1	26.3	26.8	0	24.1	0.5	2.7	4	2
	10	154	3.4	36	37	0	33.3	1	3.7	5.3	2.2
	11	153	6.1	36	37.8	0	34	1.8	3.8	5.3	3.7
	12	196	4.3	36	37.4	0.1	33.6	1.4	3.7	5.3	1.7

La variabilité saisonnière a été prise en compte lorsque les données le permettaient, dans le cas contraire c'est une concentration moyenne qui a été implémentée.

Annexe 5 : Compte rendu de la réunion du partenariat de Clun

La réunion s'est tenue le 22 août 2019 en présence de :

- Représentants d'agriculteurs
- Land, Life and Livelihoods
- Upper Clun Community Wildlife Group
- Shropshire Wildlife Trust
- Severn Rivers Trust
- Pheasant Tail Fly Fishing Club
- Woodland Trust
- Natural England
- Environment Agency
- Forestry Commission
- Shropshire Council
- Welsh Water
- Shropshire Hills AONB Partnership

Lors de cette réunion, j'ai présenté les résultats préliminaires de cette étude, après calibration hydrologique du modèle. Le but étant d'une part de présenter les sources des problèmes de pollution des cours d'eau dans le bassin versant et d'autre part d'envisager des solutions avec les acteurs locaux, permettant ainsi l'implémentation de scénarii réalisables dans SWAT+.

Les agents environnementaux (EA, Wildlife Trust) présents confirment que les résultats du modèle sont cohérents avec leurs savoirs du terrain, et aimeraient utiliser ce modèle comme outil de décision pour implémenter des actions concrètes (à priori restaurer des haies et zones tampons dans les zones de ruissellement important, installer des 'leaky dams' sur les tributaires pentus), et pour l'écriture d'un nouveau plan de management des pratiques agricoles.

Quant aux représentants d'agriculteurs, ils ne considèrent pas ce modèle comme une bonne approche. Ils préféreraient une approche de bas en haut, plutôt qu'une approche globale où les différents types de fermes ne sont pas pris en compte.

Nous avons néanmoins pu nous mettre d'accord sur des solutions potentielles : l'installation de bordures végétalisées autour des champs à problèmes, la réduction du nombre de bétail (à cause du vieillissement des agriculteurs). Transformer des pâturages en zones boisées a été évoqué, mais cette solution ne convenait pas aux agriculteurs.

MEMOIRE DE FIN D'ETUDES

Diplôme : Ingénieur

Spécialité : Hydrosystèmes d'eaux souterraines

Auteur : Lucie Zak

Année 2016/2019

Titre

Caractérisation de zones à risque face aux pollutions diffuses et plan d'action sur le bassin versant de Clun, Shropshire, Angleterre.

Nombre de pages 40 7

Nombre de références bibliographiques 64

Structure d'accueil

Shropshire Hills AONB
Craven Arms, Angleterre

Maître de stage

Mike Kelly

Résumé

Le modèle SWAT+ du bassin versant de Clun a été développé à cause du mauvais état écologique des masses d'eaux de la section Clun SSSI/SAC dans le cadre de la DCE, et la nécessité d'évaluer l'origine de la pollution diffuse. 85% du bassin versant est agricole et le modèle estime que 75% des sédiments proviennent des terres agricoles, contre 25% de l'érosion des berges, 60% des orthophosphates et 65% des nitrates sont de source agricole.

L'identification des zones critiques permet de cibler spatialement la mise en place de solutions. Installer des bandes filtrantes végétalisées d'une largeur de 2 m aux bordures de ces zones critique entraînerait la diminution des teneurs en nitrates et orthophosphates d'environ 25%, et de presque 20% en sédiment.

Mots-clés

Modèle, pollution diffuse, qualité des cours d'eau, sédimentation, nutriments, pesticides.