

UNIVERSITÉ DE STRASBOURG

ÉCOLE DOCTORALE AUGUSTIN COURNOT (n°221)

Laboratoire Gestion Territoriale de l'Eau et de l'Environnement (GESTE),
École Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg (ENGEES)

THÈSE

Présentée par :

YOUSSEF ZAITER

soutenu le 01/10/2020

Pour obtenir le grade de : Docteur de l'Université de Strasbourg
Discipline : Sciences Economiques
Spécialité : Economie de l'Environnement

**OPTIMIZING THE DESIGN OF WATER QUALITY MONITORING NETWORKS
BY MAXIMIZING THE ECONOMIC VALUE OF INFORMATION**

THÈSE dirigée par :

Monsieur François DESTANDAU, Ingénieur de Recherche, HDR, ENGEES, Strasbourg

RAPPORTEURS :

Monsieur Arnaud REYNAUD, Directeur de Recherche INRAE, Directeur adjoint de l'UMR TSE R, Toulouse

Madame Sophie THOYER, Directrice de Recherche INRAE, Cheffe adjointe du département EcoSocio, Montpellier

AUTRES MEMBRES DU JURY :

Madame Sylvie FERRARI, Maître de Conférences, HDR, Université de Bordeaux

Monsieur Patrick RONDE, Professeur, Université de Strasbourg

« L'Université de Strasbourg n'entend donner ni approbation ni improbation aux opinions exprimées dans cette thèse. Ces opinions doivent être considérées comme propres à leur auteur. »

« A little knowledge that acts is worth infinitely more than much knowledge that is idle. »

- Khalil Gibran -

Acknowledgments

A Ph.D. dissertation is a long and hard work to be done. However, this work would have not to be done without the support of people surrounding me during this period.

I would like first to express my deepest gratitude to my Ph.D. supervisor, Dr. François Destandau, for his fundamental role in my doctoral work. François provided me with every bit of guidance, assistance, and expertise that I needed. Without his support, knowledge, motivation, and patience this work would not have been done properly and at the same quality. His guidance helped me in all the time of research and of writing this dissertation. I could not have imagined having a better supervisor and mentor for my Ph.D. study.

I am deeply thankful to my family, my parents, Boutros and Violette for their love, support, and sacrifices. Their continuous encouragement to reach the highest levels in education gave me the strength during these past years. Without them, this thesis would never have been written. Also, I would like to acknowledge my sister Elsa and her husband Ghassan for being there in difficult moments. Also, I am grateful for my uncle Charles and his wife Mona for giving me the chance to pursue my Master's study.

I gratefully acknowledge the members of the thesis committee, Anne Rozan and Florence Le Ber, for their time and valuable feedback during these years.

I would like to thank all the members of the research unit GESTE: Rémi, Sara, Amir, Dali, François-Joseph, Carine, Sophie, Marie, Caty, Christophe and Caroline for creating a great work environment and for the research experience they shared with me. Also, I gratefully, acknowledge my doctoral colleagues Jocelyn, Simon, Cécile, Victor, Kristin, and Julien for all their support and having good times at the research unit. I am also thankful to my Ph.D. colleagues at the Augustin Cournot Doctoral School.

I would like to thank Jean François Quéré (director of ENGEES), Christophe Godlewski (director of the Augustin Cournot Doctoral School) and Jocelyn Donze (co-director of the Augustin Cournot Doctoral School).

Also, I would like to acknowledge Sylvain Payraudeau, Corinne Grac, and Julien Laurent members and researchers at the ENGEES. Also, Pierre Louis Tisserant (DREAL Grand-Est),

Guillaume Demortier (Agence de l'eau Rhin-Meuse), Guillaume Monaco (Agence de l'eau Rhin-Meuse), and Cyril Mangin (Syndicat des Eaux et de l'Assainissement Alsace-Moselle) for their time and expertise in the field. It is very much appreciated.

My thanks to the administrative and technical services of the ENGEES as well as those of the doctoral school: André Pélerin, Danielle Geneve, Christine Fromholtz, and Thierry Schaetzle.

Also, I acknowledge the support of my second family in Strasbourg, my Lebanese friends, and StrasAir family for all the great times that we have shared.

I would like to thank the Grand-Est region and INRAE for funding this Ph.D. project.

Finally, I would like to thank the jury members Arnaud Reynaud, Sophie Thoyer, Sylvie Ferrari, and Patrick Rondé.

Summary

Effective management of pollution in aquatic environments requires a good knowledge of the water quality. In other words, acting on water quality means, first of all, knowing about it. For that reason the Water Quality Monitoring Networks (WQMN) were introduced. The main objective was to produce information regarding the physical, chemical and biological characteristics of water. WQMN have been the subject of several studies. Some studies tried to find the optimal design of the monitoring network by focusing on the physical and hydrological considerations of watercourses. This optimal design comprises two main issues: the spatial (number and location of monitoring stations) and the temporal issues (sampling frequency). The other type of studies tried to estimate the Economic Value of Information (EVOI) for a predefined monitoring network using the Bayesian method.

The work presented in this dissertation consists in combining, for the first time, both types of literature. We seek to optimize the design of the monitoring network by maximizing the EVOI. We are mainly interested in the spatial aspect of the monitoring network, more specifically in the location of the monitoring stations. We call this method economical optimization of the monitoring network. This means that optimizing the monitoring network will not only rely on physical or hydrological considerations, but it will take into account economic considerations. In this dissertation, we study, in particular, the advantage of such economical optimization over traditional physical optimization.

After an introductory Chapter, we retrace in Chapter II the history of the WQMN in France with the evolution of the water legislation for the national level and local level (Rhine-Meuse watershed). It was shown that the WQMN can be classified into three categories according to their objective: long-term network, medium-term network and short-term network.

Our method is then presented in Chapter III and Chapter IV in theoretical and empirical models with two different monitoring objectives, respectively, detection of accidental pollution and checking if a water body is in good status for nitrate concentration. The results show that the advantage of economical optimization over physical optimization, is higher or lower depending on the context, i.e. the vulnerability scenario (uniform, increasing, or decreasing), the number of monitoring stations and the order of magnitude of the damage generated by the pollution.

Key words: Water Resource Management; Water Quality Monitoring Network; Economic Value of Information; Water Legislation; Cost-Benefit Analysis.

Résumé

Une gestion efficace de la pollution des milieux aquatiques nécessite une bonne connaissance de la qualité de l'eau. En d'autres termes, agir sur la qualité de l'eau signifie avant tout la connaître. C'est pour cette raison que les réseaux de surveillance de la qualité de l'eau ont été mis en place. L'objectif principal était de produire des informations concernant les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques de l'eau. Les réseaux de surveillance de la qualité de l'eau ont fait l'objet de plusieurs travaux de recherche. Certains travaux cherchent à trouver le meilleur design possible des réseaux de surveillance en se concentrant sur des considérations physiques et hydrologiques des cours d'eau. Ce design optimal comprend deux questions principales : les questions spatiales (nombre et localisation des stations de surveillance) et les questions temporelles (fréquence de mesure). D'autres travaux visent à donner une valeur économique aux informations provenant d'un réseau de surveillance prédéfini en utilisant la méthode Bayésienne.

Le travail présenté dans cette thèse consiste à combiner, pour la première fois, les deux types de littérature. Nous cherchons à optimiser le design du réseau de surveillance en maximisant la valeur économique de l'information. Nous nous intéressons principalement à l'aspect spatial du réseau de surveillance, plus précisément à la localisation des stations de surveillance. Nous appelons cette méthode l'optimisation économique du réseau de surveillance. Cela signifie que l'optimisation du réseau de surveillance ne repose pas seulement sur des considérations physiques ou hydrologiques, mais qu'elle tient compte de considérations économiques. Dans cette thèse, nous étudions en particulier l'avantage d'une telle optimisation économique par rapport à l'optimisation physique traditionnelle.

Après un chapitre introductif, nous retraçons dans le chapitre II l'histoire des réseaux de surveillance de la qualité de l'eau en France avec l'évolution de la législation sur l'eau pour le niveau national et le niveau local (bassin versant Rhin-Meuse). Il est montré que les réseaux de surveillance de la qualité de l'eau peuvent être classés en trois catégories selon leur objectif : réseau de long terme, réseau de moyen terme et réseau de court terme.

Notre méthode est ensuite présentée dans les chapitres III et IV dans un modèle théorique puis un modèle empirique avec deux objectifs de surveillance différents, respectivement la détection de pollutions accidentelles et l'identification de l'état DCE d'une masse d'eau pour ce qui concerne la concentration de nitrate. Les résultats montrent que l'avantage de l'optimisation économique par rapport à l'optimisation physique, est plus ou moins important selon le contexte, c'est-à-dire le scénario de vulnérabilité (uniforme, croissant ou décroissant), le nombre de stations de surveillance et l'ordre de grandeur des dommages générés par la pollution.

Mots clés : Gestion des ressources en eau ; Réseau de surveillance de la qualité de l'eau ; Valeur économique de l'information ; Législation sur l'eau ; Analyse coûts-bénéfices.

Table of contents

Acknowledgments.....	6
Summary.....	8
Résumé.....	9
List of figures.....	13
List of tables.....	16
List of abbreviations, acronyms, initials, and symbols.....	18
CHAPTER I: General introduction.....	23
CHAPTER II: A history of water quality monitoring in natural environment in France.....	37
1. Chapter introduction.....	37
2. L'évolution des réseaux de surveillance en France.....	38
2.1. La loi sur l'eau de 1964 et le premier réseau de surveillance.....	38
2.2. Le développement de la surveillance dans les années 1980 et 1990.....	41
2.3. Directive cadre sur l'eau et réseaux actuels.....	48
3. Les réseaux locaux : application au bassin Rhin-Meuse.....	53
3.1. Les réseaux nationaux dans le bassin Rhin-Meuse.....	53
3.2. Les réseaux complémentaires au niveau du bassin Rhin-Meuse.....	54
3.3. Les réseaux complémentaires au niveau local.....	55
4. Chapter conclusion.....	60
CHAPTER III: Design for a WQMN to optimize the detection of accidental pollution.....	63
1. Chapter introduction.....	63
2. Optimisation économique vs physique des réseaux de surveillance de la qualité de l'eau.....	64
2.1. Modèle.....	64
2.2. Optimisation physique du réseau.....	68
2.3. Optimisation économique du réseau.....	71
2.4. Réseaux physiquement vs économiquement optimisés.....	76
2.5. Conclusion.....	83
3. Spatio-temporal design for a water quality monitoring network: maximizing the economic value of information to optimize the detection of accidental pollution.....	84
3.1. Methods.....	84
3.2. Calculations.....	91
3.3. Results.....	93
3.4. Conclusion.....	97

4. Chapter conclusion.....	99
CHAPTER IV: Design for a WQMN to reach WFD good status: The case of the Souffel catchment	101
1. Chapter introduction	101
2. Souffel catchment	102
2.1. Geographic context.....	102
2.2. Population.....	105
2.3. Land use characteristics.....	106
2.4. Pollution.....	108
3. Hydrological pressure-impact modeling.....	114
3.1. Estimating rivers flow	115
3.2. Nitrate pollution from urban sources.....	121
3.3. Natural nitrate pollution.....	123
3.4. Nitrate pollution from agricultural sources	123
3.5. Total nitrate pollution	133
3.6. Uncertainty analysis	139
3.7. Hydrological consequences of the proposed change from four to three WWTPs....	146
4. Economic pressure-impact modeling.....	157
4.1. Abatement costs for agricultural nitrogen	157
4.2. Environmental damage from nitrate	162
4.3. Optimal nitrate concentrations in the Souffel.....	174
5. Current Network vs Physical Network vs Economic Network	181
5.1. Economic value of information: a reminder and hypotheses	181
5.2. Location of the monitoring station for each monitoring network	182
5.3. Economic value of information in the Souffel: results.....	191
6. Chapter conclusion.....	195
CHAPTER V: General conclusion	197
Appendix I: EVOI positivity condition for the three scenarios:.....	201
Appendix II: Location of the monitoring stations with uniform damage	203
Appendix III: Location of the monitoring stations in the simulation	204
Appendix IV: Nitrate concentration (mg/l) measured in the Souffel catchment:.....	205
Appendix V: Monitoring stations location of the physically optimized monitoring network	207

Résumé en Français : Optimisation du design des réseaux de surveillance de la qualité de l'eau en maximisant la valeur économique de l'information.....	211
1. Introduction.....	211
2. Histoire de la surveillance de la qualité de l'eau des milieux naturels en France	213
3. Design d'un réseau de surveillance de la qualité de l'eau pour optimiser la détection des pollutions accidentelles	215
4. Design d'un réseau de surveillance de la qualité de l'eau pour atteindre le bon état de la DCE : Le cas du bassin versant de la Souffel	222
5. Conclusion	231
References:.....	232

List of figures

FIGURE 1 STATIONS DE SURVEILLANCE INP EN 1971	39
FIGURE 2 STATIONS DE MESURE DE LA QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES EN 1970	40
FIGURE 3 PAE ET DIRECTIVES EUROPEENNES	41
FIGURE 4 STATIONS DE MESURE RNB EN 1987	43
FIGURE 5 STATIONS DE MESURE DE LA QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES EN 1993 (GAUCHE) ET 2001 (DROITE)	44
FIGURE 6 LOCALISATION DES STATIONS DE MESURES NITRATE EN EAUX SOUTERRAINES	45
FIGURE 7 LOCALISATION DES STATIONS DE MESURES NITRATE EN EAUX SUPERFICIELLE	45
FIGURE 8 REPARTITION DES CAPTAGES UTILISES POUR LA PRODUCTION D'EAU POTABLE EN FRANCE	46
FIGURE 9 EVALUATION DE LA QUALITE DE L'EAU PAR CLASSE DANS LE SYSTEME SEQ-EAU	47
FIGURE 10 CALENDRIER POUR LE PREMIER CYCLE DCE	48
FIGURE 11 REPARTITION SPATIALE DU NOMBRE DE PARAMETRES RECHERCHES EN 2007 (ENSEMBLE DES RESEAUX)	49
FIGURE 12 STATIONS DE MESURE DE LA QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES EN 2008	51
FIGURE 13 SYSTEME D'EVALUATION DE L'ETAT DES EAUX	52
FIGURE 14 INDICATEURS DE QUALITE POUR LES PESTICIDES EN 2016	55
FIGURE 15 LES STATIONS D'ALERTE DU RHIN	56
FIGURE 16 STATION D'ALERTE DU CANAL DE HUNINGUE	57
FIGURE 17 RESEAU D'INTERET DEPARTEMENTAL D'OBSERVATION DE LA QUALITE DES COURS D'EAU DU BAS-RHIN	58
FIGURE 18 RESEAU DE SURVEILLANCE DU BASSIN FERRIFERE	59
FIGURE 19 SCHEMATISATION DE LA RIVIERE	65
FIGURE 20 VULNERABILITE UNIFORME	66
FIGURE 21 VULNERABILITE DECROISSANTE	66
FIGURE 22 VULNERABILITE CROISSANTE	66
FIGURE 23 PARTIES DE LA RIVIERE OU LES STATIONS PEUVENT ETRE LOCALISEES (PARTIE BLANCHE) OU NON (PARTIE HACHUREE) DANS LE SCENARIO 1	72
FIGURE 24 PARTIES DE LA RIVIERE OU LES STATIONS PEUVENT ETRE LOCALISEES (PARTIE BLANCHE) OU NON (PARTIE HACHUREE) DANS LE SCENARIO 2	73
FIGURE 25 PARTIES DE LA RIVIERE OU LES STATIONS PEUVENT ETRE LOCALISEES (PARTIE BLANCHE) OU NON (PARTIE HACHUREE) DANS LE SCENARIO 3	75
FIGURE 26 VALEUR ECONOMIQUE DE L'INFORMATION D'UN RESEAU PHYSIQUEMENT (VEI) VS ECONOMIQUEMENT (VEI*) OPTIMISES POUR LE SCENARIO 1	78
FIGURE 27 VALEUR ECONOMIQUE DE L'INFORMATION D'UN RESEAU PHYSIQUEMENT (VEI) VS ECONOMIQUEMENT (VEI*) OPTIMISES POUR LE SCENARIO 2	80
FIGURE 28 VALEUR ECONOMIQUE DE L'INFORMATION D'UN RESEAU PHYSIQUEMENT (VEI) VS ECONOMIQUEMENT (VEI*) OPTIMISES POUR LE SCENARIO 3	82
FIGURE 29 UNIFORM DAMAGE	90
FIGURE 30 DECREASING DAMAGE	90
FIGURE 31 VARIATION OF THE EVOI IN SCENARIO 1 (LEFT) AND SCENARIO 2 (RIGHT)	94
FIGURE 32 NET BENEFIT IN SCENARIO 1 (LEFT) AND IN SCENARIO 2 (RIGHT)	95
FIGURE 33 SIGN OF NET BENEFIT IN SCENARIO 1 (LEFT) AND SCENARIO 2 (RIGHT)	95
FIGURE 34 OPTIMAL SPATIO-TEMPORAL DESIGN IN SCENARIO 1 (LEFT) AND SCENARIO 2 (RIGHT)	96
FIGURE 35 SOUFFEL CATCHMENT LOCATION	102
FIGURE 36 SOUFFEL CATCHMENT	103
FIGURE 37 SOUFFEL CATCHMENT SECTIONS	104
FIGURE 38 DIAGRAM OF THE SOUFFEL CATCHMENT	105

FIGURE 39	SOUFFEL TOWNS	105
FIGURE 40	LAND USE IN THE SOUFFEL CATCHMENT	107
FIGURE 41	LAND USE IN THE SOUFFEL CATCHMENT	108
FIGURE 42	WATER QUALITY MONITORING STATIONS	109
FIGURE 43	MONITORING STATIONS IN THE SOUFFEL WATER BODY	110
FIGURE 44	WWTPs IN THE SOUFFEL CATCHMENT	112
FIGURE 45	WWTPs LOCATION	113
FIGURE 46	NITRATE CONCENTRATION (mg/l)	114
FIGURE 47	RIVER FLOW ESTIMATED BY THE GWR (l/s)	117
FIGURE 48	MODULE RIVER FLOW (l/s)	118
FIGURE 49	RIVER FLOW - MUSAU (l/s)	118
FIGURE 50	RIVER FLOW - SOUFFEL (l/s)	119
FIGURE 51	RIVER FLOW - KOLBSENBACH (l/s)	120
FIGURE 52	RIVER FLOW - LEISBACH (l/s)	120
FIGURE 53	URBAN NITRATE DISCHARGED MASS (mg/s)	122
FIGURE 54	URBAN NITRATE CUMULATED MASS PER CATCHMENT SECTION (mg/s)	122
FIGURE 55	NITRATE CONCENTRATION FROM URBAN SOURCES (mg/l)	123
FIGURE 56	NITRATE CONCENTRATION FROM AGRICULTURAL SOURCES (mg/l)	124
FIGURE 57	NITROGEN/NITRATE RUNOFF IN THE RIVER	125
FIGURE 58	NITROGEN/NITRATE RUNOFF TO EACH CATCHMENT SECTION	125
FIGURE 59	SOUFFEL HYDROGRAPHIC SUB-CATCHMENT	127
FIGURE 60	SOUFFEL ZONES	127
FIGURE 61	SOUFFEL HYDROGRAPHIC ZONES	128
FIGURE 62	CATCHMENT SECTION LAND USE COEFFICIENTS	130
FIGURE 63	CATCHMENT SECTION ALLOCATION KEY	131
FIGURE 64	NITRATE DIFFUSE MASS FROM AGRICULTURAL SOURCES (mg/s)	132
FIGURE 65	CUMULATED NITRATE MASS FROM AGRICULTURAL SOURCES (mg/s)	132
FIGURE 66	NITRATE CONCENTRATION FROM AGRICULTURAL SOURCES (mg/l)	133
FIGURE 67	NITRATE CONCENTRATION IN THE SOUFFEL CATCHMENT (mg/l)	134
FIGURE 68	DENSITY PLOT (LEFT) AND BOXPLOT (RIGHT) OF TOTAL CONCENTRATION	134
FIGURE 69	TOTAL NITRATE CONCENTRATION	136
FIGURE 70	TOTAL NITRATE CONCENTRATION DISTRIBUTION (AGRICULTURAL AND ANTHROPOGENIC SOURCES)	136
FIGURE 71	CONSEQUENCE OF NITROGEN REDUCTION BY 28% FROM ALL ANTHROPOGENIC POLLUTION SOURCES (SCENARIO 1)	137
FIGURE 72	CONSEQUENCE OF NITROGEN REDUCTION BY 37% FROM AGRICULTURAL SOURCES (SCENARIO 2)	138
FIGURE 73	DATA DISTRIBUTION IN EACH MONITORING STATION	140
FIGURE 74	DETERMINATION OF THE MEDIAN DISTRIBUTION BY MONTE CARLO	143
FIGURE 75	MCS RESULTS	143
FIGURE 76	QQ PLOT MCS	144
FIGURE 77	MINIMAL NITRATE CONCENTRATION (- 4 mg/l)	145
FIGURE 78	MAXIMAL NITRATE CONCENTRATION (+ 4 mg/l)	145
FIGURE 79	RIVER FLOW WITH THREE WWTPs	147
FIGURE 80	URBAN NITRATE DISCHARGED MASS WITH THREE WWTPs (mg/s)	148
FIGURE 81	NITRATE CUMULATED MASS WITH THREE WWTPs (mg/s)	148
FIGURE 82	NITRATE CONCENTRATION FROM URBAN SOURCES WITH THREE WWTPs (mg/l)	149
FIGURE 83	NITRATE CONCENTRATION FROM AGRICULTURAL SOURCES WITH THREE WWTPs(mg/l)	149
FIGURE 84	NITRATE CONCENTRATION IN THE CATCHMENT WITH THREE WWTPs (mg/l)	150
FIGURE 85	DENSITY PLOT (LEFT) AND BOXPLOT (RIGHT) OF TOTAL CONCENTRATION WITH THREE WWTPs	151

FIGURE 86 TOTAL NITRATE CONCENTRATION WITH THREE WWTPs	152
FIGURE 87 TOTAL NITRATE CONCENTRATION DISTRIBUTION (AGRICULTURAL AND ANTHROPOGENIC SOURCES) WITH THREE WWTPs	153
FIGURE 88 CONSEQUENCE OF NITROGEN REDUCTION BY 25% FROM ALL ANTHROPOGENIC POLLUTION SOURCES (THREE WWTPs)	153
FIGURE 89 CONSEQUENCE OF NITROGEN REDUCTION BY 25% FROM AGRICULTURAL SOURCES (THREE WWTPs)	154
FIGURE 90 MINIMAL NITRATE CONCENTRATION (-4 mg/l) WITH THREE WWTPs	155
FIGURE 91 MAXIMAL NITRATE CONCENTRATION (+ 4 mg/l) THREE WWTPs	156
FIGURE 92 PRESENT VALUE IN EURO OF THE NITROGEN ABATEMENT COST FOR SCHOU ET AL. (2006)	159
FIGURE 93 CORN YIELD VS NITROGEN APPLICATION	160
FIGURE 94 ABATEMENT COST FUNCTION	161
FIGURE 95 DAMAGE WITH UNIFORM VULNERABILITY FOR AN OVERALL DAMAGE OF 1 M €/YEAR	168
FIGURE 96 DAMAGE WITH UNIFORM VULNERABILITY FOR AN OVERALL DAMAGE OF 2 M €/YEAR	168
FIGURE 97 DAMAGE WITH UNIFORM VULNERABILITY FOR AN OVERALL DAMAGE OF 3 M €/YEAR	169
FIGURE 98 SOUFFEL POPULATION DISTRIBUTION	170
FIGURE 99 INHABITANTS LOCATED IN SPOTS LESS THAN 5 KM FROM EACH CATCHMENT SECTION	171
FIGURE 100 DAMAGE WITH HETEROGENEOUS VULNERABILITY FOR AN OVERALL DAMAGE OF 1 M €/YEAR	172
FIGURE 101 DAMAGE WITH HETEROGENEOUS VULNERABILITY FOR AN OVERALL DAMAGE OF 2 M €/YEAR	173
FIGURE 102 DAMAGE WITH HETEROGENEOUS VULNERABILITY FOR AN OVERALL DAMAGE OF 3 M €/YEAR	173
FIGURE 103 OPTIMAL NITRATE CONCENTRATION (mg/l) FOR A UNIFORM DAMAGE OF 1 M €/YEAR	175
FIGURE 104 OPTIMAL NITRATE CONCENTRATION (mg/l) FOR A UNIFORM DAMAGE OF 2 M €/YEAR	176
FIGURE 105 OPTIMAL NITRATE CONCENTRATION (mg/l) FOR A UNIFORM DAMAGE OF 3 M €/YEAR	177
FIGURE 106 OPTIMAL NITRATE CONCENTRATION (mg/l) FOR A HETEROGENEOUS DAMAGE OF 1 M €/YEAR	178
FIGURE 107 OPTIMAL NITRATE CONCENTRATION (mg/l) FOR A HETEROGENEOUS DAMAGE OF 2 M €/YEAR	178
FIGURE 108 OPTIMAL NITRATE CONCENTRATION (mg/l) FOR A HETEROGENEOUS DAMAGE OF 3M €/YEAR	179
FIGURE 109 CURRENT POLLUTION (mg/l) AND CURRENT MONITORING STATIONS	183
FIGURE 110 NITRATE CONCENTRATION (mg/l) AFTER NITROGEN REDUCTION FOR THE CURRENT MONITORING NETWORK	184
FIGURE 111 CURRENT POLLUTION (mg/l) AND PHYSICALLY OPTIMIZED MONITORING NETWORK	185
FIGURE 112 NITRATE CONCENTRATION (mg/l) AFTER NITROGEN REDUCTION FOR THE PHYSICALLY OPTIMIZED MONITORING NETWORK	186
FIGURE 113 CURRENT POLLUTION (mg/l) AND ECONOMICALLY OPTIMIZED MONITORING NETWORK FOR UNIFORM OVERALL DAMAGE OF 1 M €/YEAR	187
FIGURE 114 NITRATE CONCENTRATION (mg/l) AFTER NITROGEN REDUCTION FOR THE ECONOMICALLY OPTIMIZED MONITORING NETWORK FOR OVERALL UNIFORM DAMAGE OF 1 M €/YEAR	188

FIGURE 115 CURRENT POLLUTION (mg/l) AND ECONOMICALLY OPTIMIZED MONITORING NETWORK FOR HETEROGENEOUS OVERALL DAMAGE OF 1 M €/YEAR	189
FIGURE 116 NITRATE CONCENTRATION (mg/l) AFTER NITROGEN REDUCTION FOR THE ECONOMICAL MONITORING NETWORK FOR OVERALL HETEROGENEOUS DAMAGE OF 1 M €/YEAR	190
FIGURE 117 CURRENT POLLUTION (mg/l) AND ECONOMICALLY OPTIMIZED MONITORING NETWORK FOR OVERALL UNIFORM AND HETEROGENEOUS DAMAGES OF 2 M €/YEAR AND 3 M €/YEAR	190
FIGURE 118 NITRATE CONCENTRATION (mg/l) AFTER NITROGEN REDUCTION FOR THE ECONOMICALLY OPTIMIZED MONITORING NETWORK FOR OF 2 M €/YEAR AND 3 M €/YEAR OVERALL DAMAGE	191
FIGURE 119 EVOLUTION OF CONCENTRATIONS AS A FUNCTION OF OVERALL DAMAGE	193
FIGURE 120 LOCALISATION DES STATIONS DE SURVEILLANCE DANS UN RESEAU PHYSIQUEMENT OPTIMISE	217
FIGURE 121 LOCALISATION DES STATIONS DE SURVEILLANCE DANS UN RESEAU ECONOMIQUEMENT OPTIMISE (SCENARIO DE VULNERABILITE UNIFORME)	217
FIGURE 122 LOCALISATION DES STATIONS DE SURVEILLANCE DANS UN RESEAU ECONOMIQUEMENT OPTIMISE (SCENARIO DE VULNERABILITE DECROISSANTE)	217
FIGURE 123 LOCALISATION DES STATIONS DE SURVEILLANCE DANS UN RESEAU ECONOMIQUEMENT OPTIMISE (SCENARIO DE VULNERABILITE CROISSANTE)	217
FIGURE 124 EVOI POUR UNE VULNERABILITE UNIFORME	218
FIGURE 125 EVOI POUR UNE VULNERABILITE DECROISSANTE	218
FIGURE 126 EVOI POUR UNE VULNERABILITE CROISSANTE	219
FIGURE 127 VARIATION DE L'EVOI EN FONCTION DE L'INTENSITE SPATIALE ET TEMPORELLE DE LA MESURE	220
FIGURE 128 DESIGN SPATIO-TEMPOREL OPTIMAL DANS LE SCENARIO UNIFORME (GAUCHE) ET LE SCENARIO DECROISSANT (DROITE)	221
FIGURE 129 SCHEMA DU BASSIN VERSANT DE LA SOUFFEL	222
FIGURE 130 ZONES HYDROGRAPHIQUES SUR LA SOUFFEL	224
FIGURE 131 CONCENTRATION EN NITRATE SUR L'ENSEMBLE DE LA SOUFFEL (MG/L)	224
FIGURE 132 CONCENTRATION EN NITRATE SUR LA SOUFFEL AVEC TROIS STATIONS D'EPURATION (mg/l)	225
FIGURE 133 COUT DE REDUCTION DE L'AZOTE PAR HECTARE ET PAR AN	226
FIGURE 134 ÉVOLUTION DES CONCENTRATIONS EN FONCTION DES DOMMAGES GLOBAUX	230

List of tables

TABLEAU 1 GRILLE DE 1971	41
TABLEAU 2 LOCALISATIONS ECONOMIQUEMENT OPTIMISEES DES STATIONS POUR LE SCENARIO 1	77
TABLEAU 3 DIFFERENCE ENTRE LES DEUX VEI POUR LE SCENARIO 1	78
TABLEAU 4 LOCALISATIONS ECONOMIQUEMENT OPTIMISEES DES STATIONS POUR LE SCENARIO 2	79
TABLEAU 5 DIFFERENCE ENTRE LES DEUX VEI POUR LE SCENARIO 2	80
TABLEAU 6 LOCALISATIONS ECONOMIQUEMENT OPTIMISEES DES STATIONS POUR LE SCENARIO 3	81
TABLEAU 7 DIFFERENCE ENTRE LES DEUX VEI POUR LE SCENARIO 3	81
TABLE 8 SOUFFEL CATCHMENT POPULATION	106
TABLE 9 MONITORING OBJECTIVES	110
TABLE 10 IDENTIFIED AVERAGE RIVER FLOW PER CATCHMENT SECTION	116
TABLE 11 NITROGEN APPLIED BY FARMERS IN EACH SOUFFEL CATCHMENT ZONE	129

TABLE 12 LAND USE COEFFICIENTS DESCRIPTION	129
TABLE 13 SUM OF THE LAND USE COEFFICIENTS	130
TABLE 14 ZONE DIFFUSE COEFFICIENT	131
TABLE 15 DATA SUMMARY FOR THE NITRATE SOURCES AND THE TOTAL NITRATE CONCENTRATION	135
TABLE 16 DATA SUMMARY FOR NITRATE REDUCTION FROM AGRICULTURAL AND URBAN SOURCES	138
TABLE 17 DATA SUMMARY FOR NITRATE REDUCTION FROM AGRICULTURAL SOURCES	138
TABLE 18 DATA SUMMARY OF THE MEASURED NITRATE CONCENTRATION	139
TABLE 19 DATA SUMMARY OF THE MEASURED NITRATE CONCENTRATION	141
TABLE 20 NORMALITY TEST FOR EACH MONITORING STATION	142
TABLE 21 SHAPIRO-WILK TEST	144
TABLE 22 QUANTITY OF NITROGEN TREATED	147
TABLE 23 DATA SUMMARY FOR THE NITRATE SOURCES AND THE TOTAL NITRATE CONCENTRATION WITH THREE WWTPs	151
TABLE 24 DATA SUMMARY FOR NITRATE REDUCTION FROM AGRICULTURAL AND URBAN SOURCES (THREE WWTPs)	154
TABLE 25 DATA SUMMARY FOR NITRATE REDUCTION FROM AGRICULTURAL SOURCES (SCENARIO “THREE WWTPs”)	155
TABLE 26 CONSTRUCTION OF THE ABATEMENT COST (BY YEAR)	161
TABLE 27 ESTIMATED DAMAGE FOR THE SOUFFEL CATCHMENT (€/YEAR)	165
TABLE 28 MARGINAL DAMAGE FOR DIFFERENT LEVELS OF OVERALL DAMAGE	167
TABLE 29 POPULATION PER SPOT	170
TABLE 30 CATCHMENT DAMAGE COEFFICIENT	172
TABLE 31 OPTIMAL NITROGEN REDUCTION FOR OVERALL UNIFORM DAMAGE OF 1 M €/YEAR	174
TABLE 32 OPTIMAL NITROGEN REDUCTION FOR OVERALL UNIFORM DAMAGE OF 2 M €/YEAR	175
TABLE 33 OPTIMAL NITROGEN REDUCTION FOR OVERALL UNIFORM DAMAGE OF 3 M €/YEAR	176
TABLE 34 OPTIMAL NITROGEN REDUCTION FOR OVERALL HETEROGENEOUS DAMAGE OF 1 M €/YEAR	177
TABLE 35 OPTIMAL NITROGEN REDUCTION FOR OVERALL HETEROGENEOUS DAMAGE OF 2 M €/YEAR	178
TABLE 36 OPTIMAL NITROGEN REDUCTION FOR OVERALL HETEROGENEOUS DAMAGE OF 3 M €/YEAR	179
TABLE 37 OPTIMAL UTILITY	179
TABLE 38 OPTIMAL NITROGEN REDUCTIONS	180
TABLE 39 NITROGEN REDUCTION FOR CURRENT MONITORING NETWORK	183
TABLE 40 NITROGEN REDUCTION FOR PHYSICALLY OPTIMIZED MONITORING NETWORK	185
TABLE 41 NITROGEN REDUCTION FOR ECONOMICALLY OPTIMIZED MONITORING NETWORK FOR UNIFORM DAMAGE OF 1 M €/YEAR	187
TABLE 42 NITROGEN REDUCTION FOR ECONOMICALLY OPTIMIZED MONITORING NETWORK FOR HETEROGENEOUS DAMAGE OF 1 M €/YEAR	189
TABLE 43 NITROGEN REDUCTION FOR ECONOMICALLY OPTIMIZED MONITORING NETWORK FOR UNIFORM AND HETEROGENEOUS VULNERABILITY OF 2 M €/YEAR AND 3 M €/YEAR OVERALL DAMAGE	191
TABLE 44 COST AND AVOIDED DAMAGES FOR THE DIFFERENT SCENARIOS	192
TABLE 45 ADVANTAGE OF ECONOMIC OPTIMIZATION	193
TABLEAU 46 <i>REDUCTION OPTIMALE DE L'AZOTE</i>	227
TABLEAU 47 <i>UTILITÉS OPTIMALES</i>	227
TABLEAU 48 <i>EVOIS POUR LES DIFFERENTS RESEAUX ET SCENARIOS</i>	229
TABLEAU 49 <i>AVANTAGE DE L'OPTIMISATION ECONOMIQUE</i>	229

List of abbreviations, acronyms, initials, and symbols

a :	Action
A_i^N :	Total nitrogen quantity applied for zone i
$A_{ij}^{NO_3^-}$:	Nitrate mass for catchment section j in the zone i
$\tilde{A}_{ij}^{NO_3^-}$:	Nitrate cumulated mass for catchment section j in the zone i
ADES:	<i>Accès aux Données sur les Eaux Souterraines</i>
AFB:	<i>Agence Française pour la Biodiversité</i>
APRONA:	<i>Association pour la Protection de la Nappe Phréatique de la Plaine d'Alsace</i>
ARS:	<i>Agence Régionale de Santé</i>
B_e :	Benefits (avoided damages) with economical optimization
B_p :	Benefits (avoided damages) with physical optimization
BRGM:	<i>Bureau de Recherche Géologiques et Minières</i>
BNDE:	<i>Banque Nationale des Données sur l'Eau</i>
BV:	Bequest value
C :	Cost of action
C_e :	Abatement cost with economical optimization
C_p :	Abatement cost with physical optimization
$C_{A_{ij}^{NO_3^-}}$:	Nitrate concentration from agricultural sources for catchment section j in the zone i
$C_{25_j}^{NO_3^-}$:	Number of concentration units above 25 mg/l from catchment section j
CI:	Confidence Interval
D :	Environmental Damage
DBO5:	<i>Demande Biochimique en Oxygène à 5 jours</i>
DCE:	<i>Directive Cadre sur l'Eau</i>
DDASS:	<i>Directions Départementales des Affaires Sanitaires et Sociales</i>

DIREN:	<i>Directions Régionales de l'Environnement</i>
DM:	Decision Maker
DREAL:	<i>Direction Régionale de l'Aménagement et de Logement</i>
EDF:	<i>Electricité de France</i>
ERU:	<i>Eaux Résiduaires Urbaines</i>
EV:	Existence Value
EVOI:	Economic Value of Information
GWR:	Great Western Ring of Strasbourg project
I :	Random variable, which corresponds to the additional information provided by the network
J :	Number of agricultural zones
i :	Message that can be delivered by the network
i :	Agricultural zone
Ifremer:	Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la MER
INP:	<i>Inventaire National du degré de Pollution</i>
J_i :	Number of catchment sections in the zone i
K :	Potential states of nature and actions
κ :	Catchment damage coefficient
l :	Location of the monitoring station in the river
LEMA:	<i>Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques</i>
m :	Multiplying coefficient
MCS:	Monte Carlo Simulation
mu :	Monetary Unit
n :	Number of monitoring stations
N :	Nitrogen
NO_3^- :	Nitrate concentration
NUV:	Non-Use Value

ONEMA:	<i>Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques</i>
OV:	Option Value
P:	Probability of emission of accidental pollution
p.e.:	Population equivalent
$P(i_s)$:	Probability that the network sends the message i indicating the state s
p_j :	Population located in spots less than 5 km from catchment section j
$P(s/i_s)$:	Probability of being in the state s when the network indicates i_s
PAE:	<i>Programmes d'Action Environnementale</i>
PAR:	<i>Programme d'Action pour le Rhin</i>
Q_i :	Nitrogen quantity applied in the zone i
R_{ij} :	River flow for the catchment section j in the zone i
RCB:	<i>Réseau Complémentaires de Bassin</i>
RCO:	<i>Réseau du Contrôle Opérationnel</i>
RCS:	<i>Réseau du Contrôle de Surveillance</i>
RESALTT:	<i>Réseau de Surveillance des Tendances à Long Terme</i>
RID:	<i>Réseau d'Intérêt Départemental</i>
RNB:	<i>Réseau National de Bassin</i>
RNDE:	<i>Réseau National des Données sur l'Eau</i>
RNES:	<i>Réseau National de connaissances des Eaux Souterraines</i>
s :	State of nature
\overline{SD} :	Average of the standard deviation
S_i :	Agricultural area of the zone i
SAGE:	<i>Schéma d'Aménagement et de Gestion d'Eau</i>
SANDRE:	<i>Service d'Administration Nationale des Données et Référentiels sur l'Eau</i>
SDAGE:	<i>Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion d'Eau</i>
SDEA:	<i>Syndicat des Eaux et de l'Assainissement Alsace-Moselle</i>
SDDE:	<i>Schéma Directeur des Données sur l'Eau</i>

SEEE:	<i>Système d'Evaluation de l'Etat des Eaux</i>
SEQ:	<i>Système d'Evaluation de la Qualité</i>
SIE:	<i>Système d'Information sur l'Eau</i>
SMET:	Screening Methods and Emerging Tools
T :	The time or distance of detection of accidental pollution
$U_{a/s}$:	Utility of the action a when the state of nature is s
um :	<i>Unité Monétaire quelconque</i>
UV:	Use Value
$v^{\circ}(l)$:	Uniform vulnerability
$v^{-}(l)$:	Decreasing vulnerability
$v^{+}(l)$:	Increasing vulnerability
VEI:	<i>Valeur Economique de l'Information</i>
WFD:	Water Framework Directive
WQMN:	Water Quality Monitoring Network
WWTP:	Waste Water Treatment Plant
\bar{x} :	Average of the mean
ZPS:	<i>Zone de Protection Spéciale</i>
ZSC:	<i>Zone Spéciales de Conservation</i>
α :	Probability of no detection of accidental pollution
β :	Fixed budget of the network manager
δ :	Marginal damage
θ :	Monitoring cost
λ :	Slope of the monitoring cost function
π :	Net benefit of monitoring
ι_{ij} :	Land use coefficient for the catchment section j in the zone i
ρ :	Auto-purification coefficient
σ_{ij} :	Allocation key for catchment section j in the zone i

$\hat{\sigma}$: Standard deviation of the normal distribution
 ζ_i : Zone diffuse coefficient

CHAPTER I: General introduction

Water is a natural resource that is essential for human existence and for many other species that use this resource as a drinking source and natural habitat. It is important for human development as it allows human activities like agriculture, industrial use, fishing, etc. Water resources cover almost 70% of our planet. However, 2.6% of water is freshwater that is intended for human consumption, from which 1.6% is under the form of glaciers (Budzinski et al., 2013). Therefore, only 1% of fresh water is available in liquid form. Thus, it is a scarce resource that we need to protect.

“The 2018 edition of the United Nations World Water Development Report stated that nearly 6 billion peoples will suffer from clean water scarcity by 2050. This is the result of increasing demand for water, reduction of water resources, and increasing pollution of water, driven by dramatic population and economic growth” (Boretti and Rosa, 2019).

The preservation of water quality then became a priority in developed and developing countries around the world. For that particular reason, goal 6 of the United Nations Sustainable Development Goals is: “Clean Water and Sanitation”¹.

Water pollution issue

Over the years, water usage has been gradually diversified and intensified in different forms (domestic, agricultural, and industrial). This diversification led to an increase in water pollution (Budzinski et al, 2013).

Water pollution is not a recent problem, although for a long time it has remained a local and small-scale problem. According to Gioda (1999), heavy metals, widely used, are among the most important chemical pollutants as early as Antiquity. For example, the water conducts in ancient Rome were constructed mainly of lead, which caused the discharge of lead materials into the streams. Also, mercury has been used in silver metallurgy. Mercury was commonly used in

¹ <https://www.un.org/sustainabledevelopment/sustainable-development-goals/>

medicines to cure diseases like Syphilis and Leprosy, and lead was used to glaze pottery². Finally, urban waste was tossed in streets and then discharged into water streams when the streets were cleaned, generating pollution by pathogenic bacteria and fermentable substances.

The industrial revolution of the 1800s increased the energy needs for countries using first coal and then petrol to meet the energy needs. Fossil fuels became the source of countless air, water, and soil pollution. Factories found the water a convenient mean of waste disposal. Water resources were also contaminated by rain runoff from oil-slick roads, construction, mining, dump sites, and livestock wastes from farm operations³. About agriculture, the first chemical fertilizers appeared in 1838, and the first pesticides in 1885 with the Bordeaux mixture of copper and sulfate (Gioda, 1999), although it was not until the middle of the 20th century that these agricultural techniques became widespread.

Finally, the period of post-World War II reconstruction was marked by unprecedented industrial and agricultural development. Water pollution has become a global problem. Nowadays, water pollution problems remain a concern. Despite the actions implemented to reduce certain pollutants, some of them persist and others are appearing such as diffuse pollution or micro-pollutants. Water pollution is a global challenge that has increased in both developed and developing countries undermining economic growth as well as the physical and environmental health of billions of people (FAO and IWMI, 2017). Globally, 80% of untreated municipal wastewater is discharged into aquatic environments, and the industry is responsible for dumping millions of tons of heavy metals, solvents, toxic sludge, and other wastes into the water each year (FAO and IWMI, 2017). According to UN WWAP (2003), every day 2 million tons of sewage, industrial and agricultural waste is discharged into the world's water. Agricultural is the dominant source of water pollution around the world, it contributes to 70% of water abstractions worldwide and discharges large quantities of agrochemicals, organic matter, drug residues, sediments, and saline drainage.

In the European Union, only 40% of rivers, lakes, estuaries, and coastal waters reach the ecologically acceptable standard and 38% are in good chemical status in 2018⁴. The main significant pressures on surface waters are hydro-morphological pressures, diffuse sources,

² <https://www.smithsonianmag.com/smart-news/lead-poisoning-made-medieval-townspeople-sickly-180957021/>

³ <https://www.history.com/topics/natural-disasters-and-environment/water-and-air-pollution>

⁴ <https://euobserver.com/environment/142396>

particularly from agriculture, and atmospheric deposition, particularly of mercury, followed by point sources and water abstraction⁵. Specifically, 38% of surface waters are significantly under pressure from agricultural pollution (FAO and IWMI, 2017).

Water quality regulation

In France, water regulation goes back to Imperial times. The Civil code determined the ownership and use of water in various watercourses. Article 714 specifies, among other things, a property that has no owner is the property of the public. Thus, all individuals had the right to use such public property such as air or water. However, the Civil code did not mention any quality obligations.

The first regulation concerning water pollution goes back to the Imperial decree of 15 October 1810. The Imperial decree is considered one of the acts inaugurating the sanitary control of industrial pollution. Originally, it was aimed primarily at sodium factories and factories emitting acid and chlorine emissions. Article 1 of the Imperial decree precise that, as of the publication of the decree, the factories, and workshops that spread an unhealthy or uncomfortable smell cannot be formed without permission from the administrative authority⁶. The decree divides the establishments into three categories: the first includes those who have to be moved away from private houses; the second is factories and workshops whose distance from homes is not strictly necessary but whose operations are allowed after it is certain that they are carried out in such a way as not to disturb or cause damage to the owners in the neighborhood, and the third is the establishment which may remain without inconvenience near houses but must remain under police surveillance.

The main concern regarding the water quality was raised in the post-World War II period. This can be explained by the high water quality deterioration caused by reconstruction and industrial activities (Bouleau, 2014). This led to the drafting of the first water law (law n° 64-1245 of 13 December 1964 concerning the regime and distribution of waters and the fight against their pollution) in 1964. The water act organized water management in the French territories. It is

⁵<https://www.eea.europa.eu/themes/water/european-waters/water-quality-and-water-assessment/water-assessments/eea-2018-water-assessment>

⁶ https://aida.ineris.fr/consultation_document/3377

considered the foundation of what has become the French school of water management. It consisted of decentralized water management by the catchment area. It divided the French territories into six catchment areas: “*Rhin-Meuse*”, “*Rhône-Méditerranée*”, “*Adour-Garonne*”, “*Loire-Bretagne*”, “*Seine-Normandie*”, and “*Artois-Picardie*”. The law created Basin Committees and the application of the polluter pays principle through the Basin Financial Agencies. One of the main responsibilities of the agencies is to give subsidies and loans to public and private persons for the execution of works of common interest. Also, the agencies must establish and collect charges from public or private persons under the extent that such public or private persons require or make it necessary or useful for the intervention of the agency. It was the first law in France that intended to control water pollution.

In 1976 a new law concerning the classified installation for the protection of the environment (law n°76-663 of 19 July 1976) was adopted, and it became the legal basis for the industrial environment in France. The law of 1976 is an extension of the 1810 Imperial decree. The regulation of classified installation is a special police measure enabling the government to monitor and control installations and activities with dangers or inconveniences for the environment.

Since the 1970s the French public policy of water is part of the European framework. Several European Directives were introduced concerning the water quality and more specifically to the reduction of water pollution from different sources. From 1970 to 1990, two waves of European Directives concerning water quality were adopted. The first wave took place from 1975 to 1980. This wave gave rise to several Directives concerning environmental quality standards or the establishment of emission limit values for specific water uses Directive 75/440/EEC on surface water (1975); Directive 76/464/EEC on dangerous substances (1976); Directive 78/659/EEC on fish waters (1978); Directive 79/923/EEC on shellfish waters (1979); Directive 80/86/EEC on groundwater (1980). The second wave of Directives took place in the 1990s, more specifically in 1991 with two Directives establishing obligations of means to limit specific discharges: Directive 91/676/EEC also called Nitrate Directive (1991); and Directive 91/271/EEC on urban wastewater treatment (1991). This led to the adoption of the second water law in France in 1992. The second water act recognizes water as a national heritage and gives importance to preserving

this heritage for future generations. Hence, the 1992 water act introduces sustainable development terms to water resources.

To have a more harmonized water policy in the European Union, the European Commission adopted on 23 October 2000 the Water Framework Directive (WFD) (Directive 2000/60/EC) establishing a community policy in the field of water policy. Unlike the other European Directives, the WFD sets result in objectives to be achieved within a specific deadline (2015, 2021, 2027 cycles). It takes up the French principles of decentralized river basin management and imposes a common method to all member states. Moreover, in each country aquatic environments are divided into geographical units called water bodies. According to article 5 of the Directive, each member state shall ensure, for each water body within its territory, analysis of its characteristics, a review of the impact of human activity on the status of surface waters and groundwater, and finally an economic analysis. The economic analysis of water bodies involves carrying out a cost-effectiveness analysis to select the measures that should be put in place to achieve good status, then a cost-benefit analysis, which compares the cost of achieving goods status with the environmental benefit (or avoided damage). If the cost is higher, an exemption may be obtained for economic reasons. The good status may, therefore, be achieved later or a less stringent standard can be defined. For each river basin, each member state shall ensure a program of measures taking into account the results of the analysis done. The Directive was transposed into French law by the law of 30 December 2006, also known as the LEMA (*Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques*, n° 2006-1772).

Water quality monitoring

All the national laws and European Directives intended to establish a water quality management plan to stop water degradation. However, to act on water pollution requires knowledge and a full understanding of the water quality. This led the public authorities to develop programs over the years to retrieve information regarding water quality. Retrieval of such information requires collecting data. The objective of collecting data is to produce information for the efficient management of the water environment. Thus, Water Quality Monitoring Networks were developed in almost all countries to monitor water quality (Harmancioglu et al., 1999).

Water Quality Monitoring Network (WQMN) can be defined as all sampling activities to collect and process data on water quality to obtain information about the physical, biological, and chemical properties of water. Their role is to provide sufficient information to enable Decision Makers (DM) to make informed decisions about the health risks associated with people's exposure to water resources (Telci et al., 2009).

According to Harmancioglu et al. (1999), the first WQMN appeared in Netherland in 1950. It consisted of monitoring water quality in four sites by observing some variables. The monitoring networks were then expanded in other developed countries and developing countries after that.

In Chapter 2 of this dissertation, we present an overview of the history of the WQMN in France.

Water quality monitoring networks design optimization

The DM relies on the information communicated by the monitoring networks regarding the water quality to make decisions, which can be modified. Therefore, the effectiveness of the decision depends on the relevance of the information given by this network. Thus, optimizing the WQMN design has been the subject of numerous research papers. What is called network design here, is the choice of the number and location of the monitoring stations (spatial issue), as well as the frequency of this measurement (temporal issue). In this first type of literature on the WQMN, the studies aimed at optimizing the monitoring network by taking only physical or hydrological considerations into account.

Papers that focused on the spatial aspects of optimization aim to find the location of a fixed number of stations that minimizes inaccuracies in pollution information. Several authors have addressed this issue. Alvarez-Vázquez et al. (2006) use a theoretical approach to determine the optimal location of the sampling stations in a river with wastewater discharge. They determined the location of the monitoring stations that decreased the average deviation from the average water pollution. Telci et al. (2009), for their part, focused on determining the location of the stations in the Altamaha river basin (Georgia – USA) that minimized the detection time for accidental pollution. For Destandau and Point (2000), the location of the stations aimed at the identification of blackspots in a river of the “*Adour-Garonne*” catchment area (France). Respecting a quality standard in these points ensures that it is respected everywhere. Finally,

Park et al (2006) use a genetic algorithm to resolve a multi-objective network including representativeness of the river system, compliance with water quality standards, supervision of water use, surveillance of pollution sources, and examination of water quality changes. The method was applied to the Nakdong river (Korea).

The articles that focused on the temporal aspects of optimization aim to minimize frequency while retaining the desired information. It's about eliminating redundant information. For example, in Liu et al. (2014) the objective of the network to know the average annual pollution within a predefined confidence interval; in Naddeo et al. (2013) to determine the pollution trend: upward, downward or no trend; and in Kim et al. (2007) to determine the seasonal variation of water quality. Finally, Zhou (1996) implemented a multi-objective model with these three objectives: trend detection, determination of periodic fluctuation, and estimation of mean values of the stationary component.

More recently, Pourshahabi et al. (2018) found the optimal spatio-temporal design of a WQMN in the Karkheh reservoir (Iran). They presented a multi-criteria methodology to determine the optimal location and number of monitoring stations, but also the optimal sampling frequency.

Optimizing the design of a monitoring network implies that the information provided can be increased. This raises the question of the information quantification.

Information quantification

Information can be seen as a numerical quantity that measures the uncertainty in the outcome of an experiment to be performed. This was developed in the work of Shannon (1948) on the information theory.

The information theory studies the transmission, processing, extraction, and utilization of information which is considered as a set of possible messages. The objective is to quantify the average information content of this set of messages. It is a probability theory that considers information as a set of possible messages and their probability of occurrence. Information quantification depends solely on the probability of the message. If a message is very likely to happen, it contains little information. Indeed, if an information source always sends the same

message, the uncertainty about the future message will be minimal. The amount of information is therefore also minimal. Conversely, if a message is unlikely to happen, it contains much information. In this case, the information has a greater benefit to the recipient. Thus, the amount of information contained in a message is inversely proportional to the probability of its appearance⁷.

On this principle, Shannon calculates the amount of information contained in a set of messages using the entropy mathematical formula. Shannon's entropy measurement represents the surprise effect caused by message transmission. Entropy will be maximum for equiprobable messages.

One of the limitations of Shannon's information theory is that it does not take into account the usefulness of the messages to the receiver. What value does this information have for the receiver?

What is Value?

The concept of value is used in a great variety of contexts and “value” has many meanings. It can be used to signify standards, beliefs, principles, moral obligations, and social norms, but also, desires, wants, needs, or interests (Pauls, 1990). For Kenyon and Sen (2015), value is defined as “desirable, transsituational goal, varying in importance that serves as guiding principles in people's lives”

Value is an interdisciplinary concept used in many scientific disciplines such as philosophy, sociology, psychology, and economic sciences (Wiechoczek, 2016).

Each discipline has its definition of value. In this dissertation, we focus exclusively on the term value in economics.

Economic value

Value is a concept at the very foundation of the economy. Economists see value as something that helps define wealth (Delecroix, 2005).

⁷ <http://theses.univ-lyon2.fr/documents/getpart.php?id=lyon2.1999.cmichel&part=5646>

In economics, the term value is based on what we call the theories of value that seek to explain the functioning of the economy, the price formation of goods and services in the markets (Malmaeus, 2016). We can distinguish value theories into two main categories: objective (classical value theory) and subjective (neoclassical value theory) (King and McLure, 2014).

The classical value theory, or the labor theory of value, dates back from the mid-to-late 18th century and was mainly based on the work of Adam Smith, David Ricardo, and Karl Marx. The labor theory of value was first introduced by Adam Smith in his book “The Wealth of Nations”. According to Smith:

“The word value, it is to be observed, has two different meanings, and sometimes expresses the utility of some particular object, and sometimes the power of purchasing other goods which the possession of that object conveys. The one may be called value in use; the other value in exchange” (Smith, 1776).

According to Adam Smith, the term value can be used in two senses, the value in use and value in exchange⁸. Value in use is the want satisfying power of a commodity. It is the satisfaction which an individual obtains from the use of a commodity. On the other hand, the value in exchange is the amount of goods and services which an individual may obtain in the market in exchange for a particular thing. It is the price of a particular good that can be sold and bought in the market. From another point of view, David Ricardo provides another treatment of the value theory. Ricardo’s value theory holds that the value of a good is proportional to how much labor was required to produce it, including the labor required to produce the raw materials and machinery used in the process. Hence, he includes human labor time in the product. However, Ricardo did not distinguish between the different modes of production. For that, Marx believed that we need to distinguish between capitalism and the classless “simple” or “petty commodity production”. In simple commodity production, goods were sold at prices equal to their labor values but in capitalism, matters were considerably more complicated (King and McLure, 2014).

The neoclassical value theory started to develop after the introduction of the concept of marginal utility in the 1870s (late 19th century) by William Stanley Jevons, Carl Menger, and Léon Walras (Malmaeus, 2016). In the neoclassical value theory, the classical principle for the value

⁸ <http://www.economicdiscussion.net/articles/value-value-in-use-and-value-in-exchange/2018>

determined by the production costs was replaced by the laws of demand and supply that were introduced by Alfred Marshall. The market equilibrium was set out at the intersection of the two curves of supply and demand. In this theory, we have started to see a relation between the market prices and consumers' utility that was not present in the classical value theory. The combination of utilities and costs for the determination of prices is referred to as the neoclassical theory of value and is accepted by most economists and widely applied in general equilibrium models. According to this approach, the values are formed by interactions between agents in the market.

According to Malmaeus (2016), classical and neoclassical value theories are the most interesting theories for explaining the real value of societal production. However, not all goods and services are exchanged in markets and have market value. These goods are often public goods provided by the government or environmental resources that everyone has the right to access (Pauls, 1990). What is the value attributed to this type of good or resource?

Environmental economics has developed many methods for estimating the value of environmental non-market goods and services: contingent valuation, travel cost, hedonic pricing, etc. (Abdullah et al., 2011). These methods attempt to estimate two types of values: Use Value (UV) and Non-Use Value (NUV). The UV is generated when a person uses an environmental service actively, typically by consuming it directly or combining it with other goods and services and the person's own time to produce an activity that generates utility. On the other hand, the NUV is the idea that people might enjoy the satisfaction of just knowing that a particular habitat is being maintained in good condition (National Research Council, 1999). This value is not associated with the use of the resource or the tangible benefits deriving from its use. It can be subdivided into three sub-groups: the existence values (EVs); the bequest values (BVs) and the option value (OV) (Abdullah et al., 2011).

Following this review of the literature on the value in economics, and in particular the valuation of environmental goods, we will focus on the Economic Value of Information.

Economic Value of Information

Stigler (1961) is considered a pioneer in the information economy by showing that price differences can be explained by the presence of costs associated with finding and disseminating information. Several economic studies have tried to attribute value to information.

For example, Corbel (2013) applied Porter's Value Chain analysis to information. Porter's value chain is based on the different activities of a firm (procurement, human resources management, logistics, production, etc.). The way value chain activities are articulated determines costs and affects profits, so this tool can help the firm to analyze the sources of value creation. In his study on the concept of the value chain in knowledge economics, Corbel applies Porter's value chain concept to the information system, to identify the role of information in increasing value.

Incentive theory also offers a way of estimating the value of information under asymmetric information (Laffont and Tirole, 1993). In a Principal-Agent model, when the Principal has only limited information on the characteristics of the Agent (adverse selection) and/or on his behavior (moral hazard), he could propose a menu of contracts to reveal this information. Better informed than the Principal about his characteristics and intentions, the Agent will choose the contract whose method of remuneration best suits the risks he wishes to take and the efficiency efforts he envisages. To be revealing, these contracts must, however, contain information rent, which can thus be assimilated to the value of the information held by the Agent.

However, for our study, these models are not very appropriate for the economic value of information coming from a WQMN. We prefer to build on Shannon's information theory by adding decision theory. Decision theory is the study of the solution to a decision problem including the analysis of the option to seek the services of an information source (Lawrence, 1999). Thus, the Economic Value Of Information (EVOI) is defined as the increase in the expected value that arises from making the best choice with the benefit of a piece of information compared to the best choice without the benefit of this information (Keisler et al., 2013). This can also be equated to the amount that a DM would be willing to pay for information before making a decision.

The method for estimating EVOI that we will choose and call the Bayesian method is described at length in Hirshleifer and Riley (1979).

We assume that a DM has to choose between different “actions”. The utility generated by each action will depend on the “state of nature”. However, while making his decision, the DM has only probabilistic information about the state of nature, i.e., a priori probabilities associated with each state of nature that correspond to his initial beliefs. When the DM receives additional information (such as the information provided by a WQMN), he will correct his beliefs, i.e. transform the a priori probabilities associated with the states of nature into a posteriori probabilities according to Bayes' theorem. He will thus increase the probability of implementing actions more adapted to the state of nature, in other words, actions that will generate more utility. EVOI can be calculated as the difference between the utility generated by "informed" actions and the utility generated by actions that would have been taken without the additional information.

This method has been used by several authors in different scientific fields like health (Koerkamp et al., 2010; Claxton et al., 2001), petroleum studies (Bickel, 2008; Santos et al., 2017), and fisheries management (Prellezo, 2017; Mäntyniemi et al., 2009).

Economic Value of Information of Water Quality Monitoring Networks

Recently, this method is used in the water management field. The literature aimed at calculating the EVOI with the Bayesian method of a predefined monitoring network. For example, Bouma et al. (2009) estimate the EVOI of satellite observation to manage water quality in the North Sea. This information is intended to better guide policies to reduce eutrophication. Bouma et al. (2011) assess the EVOI of satellite observation to improve Great Barrier Reef protection. This information is intended to choose between a spatialized or uniform policy to protect the reef. Destandau and Diop (2016) have a more theoretical approach. They identified the parameters that have an impact on the EVOI: prior probabilities on states of nature, costs linked to a bad decision, and the accuracy of additional information. They constructed a theoretical model to study the impact of these parameters on the EVOI. Khader et al. (2013) estimate the EVOI of the groundwater quality monitoring network. They use the decision tree model to choose between two alternatives: ignore health risk, and switch to alternative drinking Bouzit et al. (2013) assess the EVOI of water screening methods and emerging tools (SMETs⁹). The study combines three empirical applications. The first study consists of valuing information

⁹ It is a term used for new techniques to measure water pollution more effectively.

provided by an isotope monitoring campaign enabling the origin of nitrate pollution in groundwater to be identified. In the second study, the information assessed was derived from passive samplers and multi-parameter probe technology to collect accurate information on sources of pesticide pollution (urban or rural). The third case measures the EVOI of an automated alarm station that integrates SMET to prevent any toxic pollution.

The Ph.D. dissertation

As we have seen in this Introductory Chapter, we are interested in two types of literature in the field of Water Quality Monitoring Networks. The first type shows that authors seek to physically optimize the network by looking for location and/or frequency of measurement that minimizes imprecision in quality estimation with a given number of stations or minimizing the frequency while retaining the desired information. The second type, authors estimate the Economic Value of Information of a predefined network with the Bayesian method.

In this Ph.D. dissertation, we combine, for the first time, both types of literature by using the EVOI to optimize a WQMN. Indeed, by focusing in particular on the question of the location of the monitoring stations, we optimize the design of the networks by maximizing the EVOI. We will talk about economic optimization.

This dissertation is organized as follows.

Chapter II presents an overview of the history of the Water Quality Monitoring Networks in France. We retrace the history of the networks for the national level and also for the local level, namely in the Rhine-Meuse watershed. For each monitoring network, we present the objective and design choices. This Chapter allows us to identify the network objectives for which our method can be applied. We choose two of them, which will be the subject of the next two chapters. **This chapter was the subject of a paper published in the journal TSM (Zaiter and Destandau, 2020).**

Chapter III presents our method of economic optimization in a theoretical model where the network is designed to detect accidental pollution. After an introductory Section, we show in Section 2 that the advantage of our method over traditional physical optimization will depend on

the context. In the third Section, we complete our method by introducing the temporal dimension to obtain a spatio-temporal optimization of the network by maximizing the EVOI. **The second Section of this Chapter was the subject of a paper that was published in the journal *Revue d'Economie Politique* (Destandau and Zaiter, 2020^a). The third Section was the subject of another paper that was published in the journal *Water Resources and Economics* (Destandau and Zaiter, 2020^b). Finally, a synthesis of these two papers was published in the journal *Global Water Forum* (Destandau and Zaiter, 2020^c).**

Chapter IV presents our method of economic optimization where the network is designed to check if a water body is in good status within the meaning of the WFD. We apply our method to a catchment of the Rhine-Meuse basin: the Souffel. This catchment is a WFD water body. We are specifically interested in nitrate pollution. After an introductory Section, we present in Section 2, the Souffel catchment, and then in Section 3, we model the diffusion of nitrate pollution from the emission source to the different points of the catchment. In Section 4, we present an economic model to estimate the costs of reducing pollution at the source and the damage generated by nitrates. Thus we obtain an optimum of pollution on the catchment. Finally, in Section 5, we apply our method for the economic optimization of the network design.

Chapter V concludes this dissertation.

CHAPTER II: A history of water quality monitoring in natural environment in France

This Chapter is the result of an investigative work in which we interviewed a researcher (Corinne Grac – ENGEES) and two experts, (Guillaume Demortier – Rhine-Meuse Water Agency, and Pierre-Louis Tisserant – DREAL Grand-Est), in the field of water quality monitoring. **This Chapter was published in the journal TSM (Zaiter and Destandau, 2020) in French under the name «Une histoire de la surveillance de la qualité de l'eau des milieux naturels en France». That is why we chose to leave the French version in the thesis following the publication.**

1. Chapter introduction

A l'époque napoléonienne la législation sur l'eau ne portait que sur le droit de propriété des eaux. Le code civil fixait la propriété et l'usage de l'eau des différents cours d'eau. L'article 714 précisait notamment qu'un bien qui n'a pas de propriétaire est la propriété du public. Ainsi, tous les individus avaient le droit d'utiliser ces biens publics tels que l'air ou l'eau.

Avec la révolution industrielle de la fin du XIX^{ème} siècle, les volumes et la nature des usages de l'eau ont évolué. Une grande quantité d'eau était désormais consommée pour la production. Pour prendre en compte ce changement, la loi du 8 avril 1898 a été votée pour réorganiser l'utilisation de l'eau (Blum et al., 2010). Cette loi visait à identifier les besoins et à garantir l'accès à la ressource pour chaque acteur : agriculteurs, industriels, particuliers. Les eaux étaient réglementées par des zones dédiées à des usages spécifiques. À cette époque, la principale préoccupation était de réglementer l'utilisation de l'eau et le législateur n'accordait aucune attention à la qualité de l'eau (Bouleau, 2014).

Le premier réseau de surveillance est, ainsi, quantitatif et date de 1840. Il s'agissait de mesurer la quantité d'eau disponible dans la Nappe de l'Albien à Paris (Roux, 2006). Ces réseaux se sont ensuite développés dans plusieurs régions françaises toujours pour des eaux souterraines. L'objectif était essentiellement de connaître la quantité d'eau disponible pour alimenter les usines et les locomotives à vapeur.

Concernant la surveillance de la qualité, le Ministère en charge de la santé organise et pilote l'acquisition de données sur les eaux brutes et distribuées dès 1960, dans le cadre réglementaire du contrôle sanitaire des eaux destinées à l'alimentation en eau potable. Ce réseau est géré au

niveau départemental par les Directions Départementales des Affaires Sanitaires et Sociales (DDASS) (Blum et al., 2010). Mais c'est surtout à partir de la loi sur l'eau de 1964 que la surveillance de la qualité des milieux aquatiques commence à s'organiser sur l'ensemble du territoire.

Dans cet article nous traiterons, dans une première partie, de l'évolution de la surveillance au niveau national au gré des nouvelles lois et Directives européennes. Puis, dans une seconde partie, des réseaux de surveillance complémentaires au niveau local, en prenant pour exemple le bassin Rhin-Meuse.

2. L'évolution des réseaux de surveillance en France

L'évolution historique de la surveillance de la qualité de l'eau au niveau national sera présentée en trois périodes. Chacune de ces Sections sera organisée selon le même découpage en sous-Sections : Contexte législatif, surveillance des eaux de surface, surveillance des eaux souterraines, données de stockage, et indicateur de qualité.

2.1. La loi sur l'eau de 1964 et le premier réseau de surveillance

2.1.1. Contexte législatif

L'après-guerre a été caractérisé par une croissance démographique et une industrialisation rapides. Cette situation a perturbé le cycle de l'eau et a entraîné une augmentation de la pollution aquatique. Toutefois la réglementation, héritée de la troisième république (1870-1940), ne se préoccupait pas de la qualité de l'eau (Bouleau, 2014). Le terme « pollution » lui-même, n'était utilisé que par deux groupes de pression principaux : les hygiénistes pour définir une eau qui ne pouvait pas être utilisée pour l'approvisionnement domestique, et les pêcheurs pour dénoncer l'impact nocif sur les poissons (Bouleau, 2014). En 1959, un débat s'ouvre au niveau de l'Etat au sujet des problèmes de pollution de l'eau. Le Commissariat général au plan créé la commission de l'eau afin d'établir une loi générale sur l'eau pour réorganiser la gestion de l'eau. Cette loi est votée le 16 décembre 1964. Elle pose « les bases de ce qui est devenu l'école française de gestion de l'eau » (Lesage, 2013), avec une gestion à l'échelle des grands bassins hydrographiques avec la création des comités de bassin, et l'application du principe pollueur-payeur par le biais des Agences de l'eau.

Dans son article 3, la loi sur l'eau de 1964 instaure également l'obligation de surveiller la pollution des eaux de surface par la création de l'Inventaire National du degré de Pollution des eaux superficielles (INP).

2.1.2. Surveillance des eaux de surface : Inventaire national du degré de pollution des eaux superficielles

Créé par le décret du 10 janvier 1969, l'Inventaire National du degré de Pollution des eaux superficielles (INP) avait pour mission d'offrir un premier aperçu de la qualité des cours d'eau. Le réseau était géré par les Agences de l'eau.

Les paramètres mesurés étaient au nombre de 66. Il s'agissait de paramètres physico-chimiques (température, potentiel en hydrogène, oxygène, potassium, chlorures, nitrates, matières en suspension, etc.), de micropolluants minéraux, de métaux (fer, manganèse, zinc, etc.), de paramètres environnementaux (présence de boue, mousse de détergents, etc.), organiques (microbiologie), ou autres micropolluants (radioactivité, pesticides, etc.) (Petit, 2010).

L'article 2 du décret de 1969 précise que le Ministre, chargé du plan et de l'aménagement du territoire, fixe, pour chaque bassin, par arrêté ministériel et sur recommandation du comité de bassin, le nombre et la localisation des stations de surveillance, la fréquence et les dates du début du prélèvement.

La fréquence d'échantillonnage a été fixée à une fois tous les cinq ans. Trois campagnes d'échantillonnage ont eu lieu : 1971, 1976 et 1981.

Les stations de surveillance étaient situées sur les grandes rivières, en aval des sources de pollution et dans des endroits où la population et l'activité industrielle étaient importantes. Il s'agissait donc d'identifier les points noirs de pollution. En 1971, le réseau comprenait 957 stations en France (Figure 1) puis 1298 en 1981.

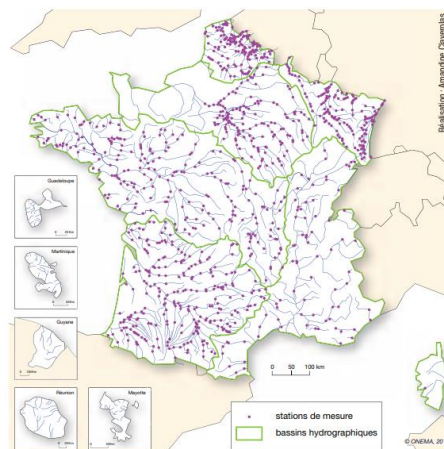


Figure 1 Stations de surveillance INP en 1971 (Petit, 2010)

Deux des trois campagnes étant marquées par des périodes de sécheresse (1976 et 1981), le dispositif est annualisé à partir de 1981 pour obtenir une image plus complète et moins aléatoire de la qualité des cours d'eau. (Petit, 2010 ; Laronde et Petit, 2010).

2.1.3. Surveillance des eaux souterraines

Sur la demande des Agences de l'eau et des Conseils régionaux, désireux de suivre la pollution des nappes par les nitrates d'origine agricole, la qualité des eaux souterraines commença à être suivie en 1970. Cependant, en 1970 seule une soixantaine de « qualito-mètres » sont présents exclusivement dans le bassin Rhin-Meuse et sur l'île de la Réunion (Blum et al., 2013) (Figure 2).

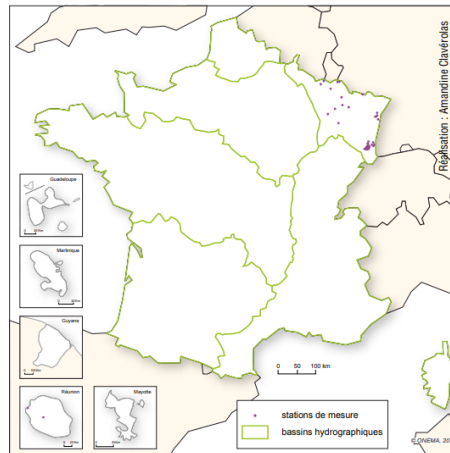


Figure 2 Stations de mesure de la qualité des eaux souterraines en 1970 (Blum et al., 2013)

Durant les années 1970 et 1980 une vingtaine de réseaux, dits « patrimoniaux », sont créés en France, dans le but de suivre l'évolution de la qualité des nappes et proposer des actions pour les protéger. 48 paramètres sont recherchés, principalement physico-chimiques.

2.1.4. Stockage et diffusion des données

Avec la création des réseaux de surveillance, l'information sur l'état des eaux est devenue abondante. La question du stockage et de la diffusion de ces données s'est ainsi posée. Jusqu'en 1992, chaque producteur de données (services de l'état, organismes d'étude et de recherche, etc.) produisait sa propre banque de données sans règle commune pour s'assurer de leur homogénéité et comparabilité (Laronde et Petit, 2010).

2.1.5. Indicateur de qualité

Le premier outil d'évaluation ayant servi à transformer les données en indicateurs de qualité fut la grille de 1971 (Laronde et Petit, 2010).

Cinq niveaux de qualité (*Excellente, Bonne, Passable, Médiocre, Très mauvaise*), associés à des valeurs seuils de chaque paramètre, permettaient d'évaluer l'aptitude de l'eau à répondre à des usages du plus au moins contraignants en termes de qualité (Tableau 1).

Tableau 1 Grille de 1971 (Laronde et Petit, 2010)

Classe	1A	1B	2	3	HC
Qualité	Excellente	Bonne	Passable	Médiocre	Très mauvaise
Qualité minimale requise pour :	Baignade	Vie normale des poissons	Industrie Irrigation	Navigation	
Traitement de potabilisation	Simple		Difficile		Quasi impossible

Les paramètres pris en compte pour l'analyse de la qualité de l'eau étaient les polluants présents dans l'assiette des redevances des Agences de l'eau à l'époque : matières organiques, azotées et phosphorées.

2.2. Le développement de la surveillance dans les années 1980 et 1990

2.2.1. Contexte législatif

Au cours des années 1970 à 1990, deux vagues de Directives européennes concernant la qualité de l'eau ont été adoptées. Les Directives européennes découlent des Programmes d'Action Environnementale (PAE) qui, depuis 1973, fournissent le cadre général pour la politique environnementale de l'Union européenne (voir Figure 3).

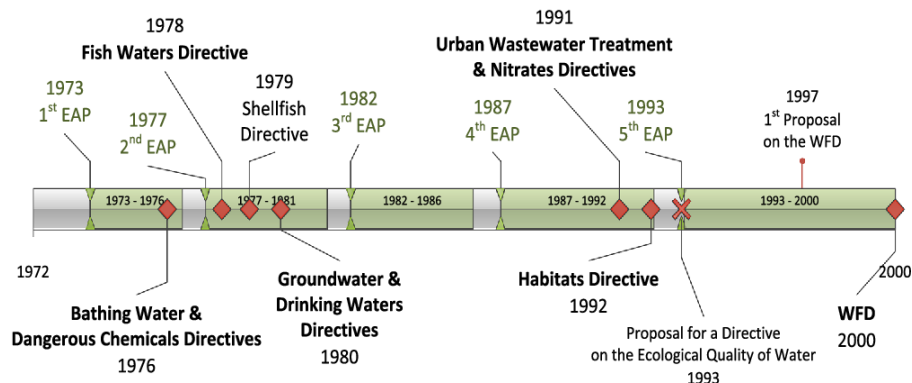


Figure 3 PAE et Directives européennes (Lanz et Scheuer, 2001)

La première vague de législation a eu lieu de 1975 à 1980 (deux premiers PAE). Cette vague a donné lieu à un certain nombre de Directives concernant les normes de qualité environnementale ou l'établissement de valeurs limites d'émission pour des usages spécifiques de l'eau : Directive 75/440/CEE relative aux eaux de surface (1975) ; Directive 76/464/CEE concernant les substances dangereuses (1976) ; Directive 78/659/CEE relative aux eaux piscicoles (1978) ; Directive 79/923/CEE relative aux eaux conchylicoles (1979) ; Directive 80/86/CEE relative aux eaux souterraines (1980).

La deuxième vague de Directives s'est déroulée dans les années 1990, et plus précisément en 1991 avec deux Directives mettant en place des obligations de moyens pour limiter des rejets spécifiques : Directive 91/676/CEE relative aux nitrates (1991) ; Directive 91/271/CEE relative au traitement des eaux urbaines résiduaires (1991).

Pour intégrer ces nouvelles exigences européennes, la France adopte une nouvelle loi sur l'eau en 1992.

La loi sur l'eau de 1992 définit la ressource en eau comme un patrimoine national commun (article 1) et précise l'importance de la préservation de la ressource en eau (article 2). Pour définir les objectifs quantitatifs et qualitatifs et les méthodes à mettre en œuvre, la loi introduit les SDAGE (Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion d'Eau) pour chaque district hydrographique, et les SAGE (Schéma d'Aménagement et de Gestion d'Eau), pour les sous bassins. Elle crée également les Directions Régionales de l'Environnement (DIREN) chargées de coordonner la mise en place de la politique environnementale au niveau régional (Direction Régionale de l'Aménagement et de Logement (DREAL) depuis 2011). Toutefois, la surveillance de la qualité de l'eau n'est pas mentionnée dans la loi.

2.2.2. Surveillance des eaux de surface : Le Réseau National de Bassin

En 1987, suite aux Directives européennes des années 1975 à 1980 et de l'hétérogénéité des réseaux de surveillance existants, le gouvernement a lancé une proposition de réorganisation du réseau de surveillance. L'objectif était d'avoir un réseau national cohérent et uniforme intégrant les rivières et petits ruisseaux. La mise en place du réseau s'est faite selon un protocole national entre le ministère de l'environnement et les Agences de l'eau. Le protocole a été convenu entre les six Agences de l'eau afin de maintenir la cohérence des mesures. Le Réseau National de Bassin (RNB) a été créé et a remplacé l'INP. L'établissement du RNB s'est fait selon deux principes fondamentaux : la représentativité spatio-temporelle de l'information sur la qualité de l'eau, et la cohérence des mesures au niveau national (Laronde et Petit, 2010).

Les objectifs du RNB étaient de : connaître l'état général de la ressource en eau, connaître les principaux polluants qui entraînent la dégradation de la qualité de l'eau, donner des informations sur la qualité de l'eau après la mise en œuvre de la politique européenne et nationale de l'eau,

évaluer l'impact des mesures mises en œuvre pour restaurer la qualité de l'eau, fournir à tous les gestionnaires de l'eau des renseignements sur la qualité de l'eau.

Le RNB était, ainsi, structuré en trois réseaux :

- i) Réseaux patrimoniaux : pour évaluer l'état général de l'eau et évaluer les tendances.
- ii) Réseaux d'utilisation : pour définir les différents usages de l'eau en fonction de leur qualité.
- iii) Réseaux d'impact : pour évaluer l'impact des activités ou industries polluantes.

Le protocole entre le ministère chargé de l'environnement et les Agences de l'eau a défini le nombre minimal de stations de surveillance par bassin (250 stations de surveillance), l'emplacement des stations de surveillance, les paramètres à mesurer (physico-chimie classique, microbiologie, micropolluants et hydrobiologie) et la fréquence des prélèvements :

- 6 ou 12 mesures par an pour le physico-chimique et les micropolluants ;
- 1 mesure par an pour les macro-invertébrés et les diatomées ; etc'
- 9 mesures par an pour la microbiologie.

En 1987, le nombre de stations de surveillance était de 1508 en France (Laronde et Petit, 2010) (Figure 4).

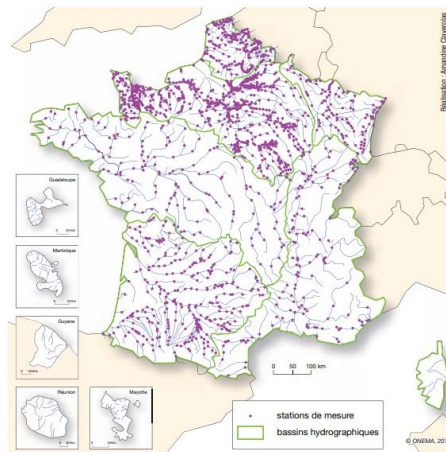


Figure 4 Stations de mesure RNB en 1987 (Petit, 2010)

Parallèlement au RNB, la plupart des Agences de l'eau ont mis en œuvre des réseaux complémentaires de bassin (RCB) et ont incité les collectivités à mettre en place des réseaux locaux pour mieux couvrir certaines zones du territoire (Petit, 2010).

2.2.3. Surveillance des eaux souterraines

Afin d'atteindre les objectifs fixés par la loi sur l'eau de 1992, le financement des Agences de l'eau et des collectivités locales s'est accru au début des années 1990. Ainsi, plusieurs réseaux de surveillance de la qualité des eaux souterraines gérés par des collectivités locales ont été créés et le nombre de qualito-mètres a augmenté passant à 368 en 1993, soit cinq fois plus qu'en 1970 (Blum et al., 2013).

En 1999, s'est posé la question de l'harmonisation de ces nouveaux réseaux. Les Agences de l'eau fixent ainsi une méthodologie commune en termes de densité minimale de stations de surveillance, de fréquence des prélèvements, de paramètres chimiques à suivre. Il en résulte le Réseau National de connaissances des Eaux Souterraines (RNES), et plus spécifiquement pour la qualité le RNES-Q.

Le RNES-Q a entraîné une augmentation du nombre de stations de surveillance de la qualité de 368 en 1993 à 2149 en 2001 (Figure 5). Le nombre de paramètres a, quant à lui, doublé.

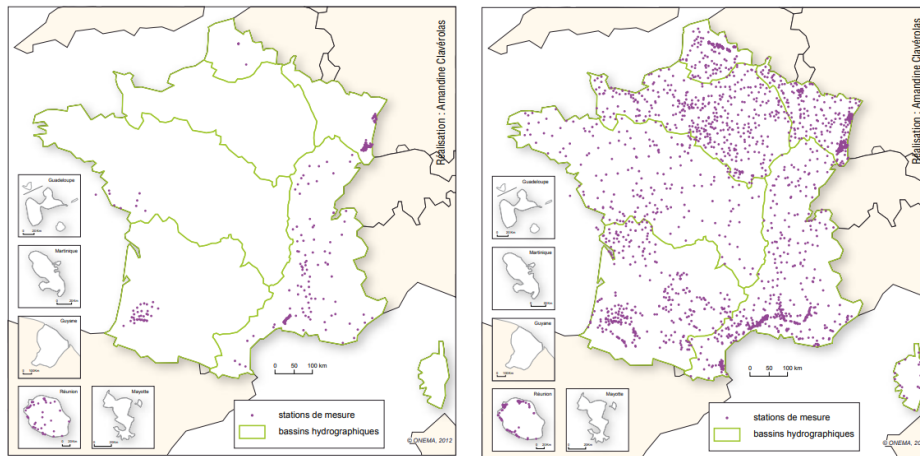


Figure 5 Stations de mesure de la qualité des eaux souterraines en 1993 (gauche) et 2001 (droite) (Blum et al., 2013)

Suite aux Directives européennes de 1991 relatives aux nitrates et au traitement des eaux urbaines résiduaires (1991), le nombre de stations de surveillance a augmenté afin d'avoir une vision plus claire de l'état des eaux et des impacts environnementaux existants comme l'eutrophisation. Le nombre de paramètres mesurés a augmenté de 130 en 1987, à 758 en 2006. Les paramètres étaient liés à l'état physico-chimique de l'eau. De nouvelles analyses concernant les micropolluants pharmaceutiques, hydro-biologiques et organiques sont apparues en 2001. La fréquence d'échantillonnage a également augmenté suite à la réorganisation des paramètres visés pour répondre aux normes de qualité imposées par les Directives européennes entre 1980 et 1990.

Ainsi, la Directive européenne du 12 décembre 1991, dénommée Directive Nitrate (Directive 91/676/CEE), prévoit la réalisation d'une campagne de surveillance des teneurs en nitrate dans

les eaux douces au moins tous les 4 ans (Lallouette et Petit, 2012). Un réseau de points de surveillance, appelé réseau nitrate a été progressivement constitué.

Les stations qui composent le réseau nitrate sont choisies par les bassins pour rendre compte de la concentration des eaux en nitrates d'origine agricole sur l'ensemble du territoire (Lallouette et Petit, 2012). Le nombre des stations de mesure pour la première campagne étaient 3104 stations de mesure en France (1939 pour les eaux souterraines et 1165 pour les eaux superficielles). Ce chiffre a progressivement augmenté durant les années pour arriver à 5937 points de mesure pour la campagne de 2018-2019 (Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire, 2018).

Les paramètres suivis par ce réseau sont : le phosphore total, les ortho-phosphates, la demande biochimique en oxygène à 5 jours (DBO5), l'oxygène dissous, les nitrites et les nitrates, et la chlorophylle-a.

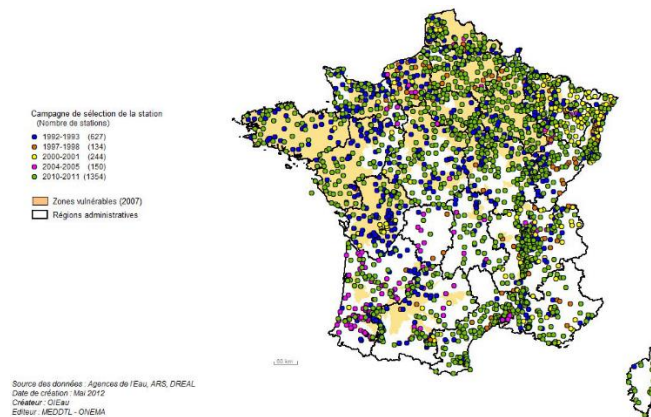


Figure 6 Localisation des stations de mesures nitrate en eaux souterraines (Lallouette et Petit., 2012)

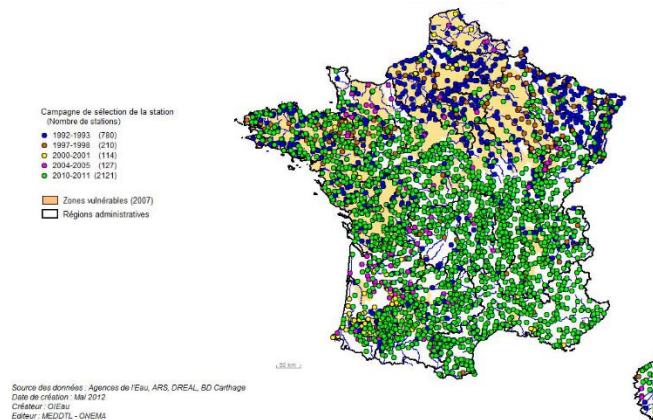


Figure 7 Localisation des stations de mesures nitrate en eaux superficelle (Lallouette et Petit., 2012)

En plus des réseaux de surveillance ci-dessus, une veille de la qualité des eaux est également effectuée dans un but sanitaire. Ce dispositif de veille et de sécurité sanitaire est encadré par le

code de la santé publique et qui vient en application de la Directive européenne 98/83/CE relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (Agence Régionale de Santé, 2012). Cette Directive précise les exigences de la qualité auxquelles doit satisfaire l'ensemble des valeurs mesurées pour chaque paramètre. Ces exigences de qualité sont fondées sur les évaluations menées par l'organisation mondiale de la santé.

Cette surveillance se fait en France depuis les années 1998 à travers les Agences Régionales de Santé (ARS) qui organisent le contrôle sanitaire réglementaire (www.grand-est.ars.sante.fr). Ce réseau ARS comprend :

- Des analyses : prélèvements réalisés au niveau des ressources, des installations de traitement et au robinet du consommateur ;
- Des inspections/contrôles : vérification de la conformité des installations et des mesures de sécurité sanitaires mises en œuvre.

Au niveau national, les ARS effectuent une surveillance annuelle sur 33200 captages en France (Agence Régionale de Santé, 2017). La répartition géographique de ces captages n'est pas homogène sur le territoire français, leur nombre variant selon les départements (Figure 8).

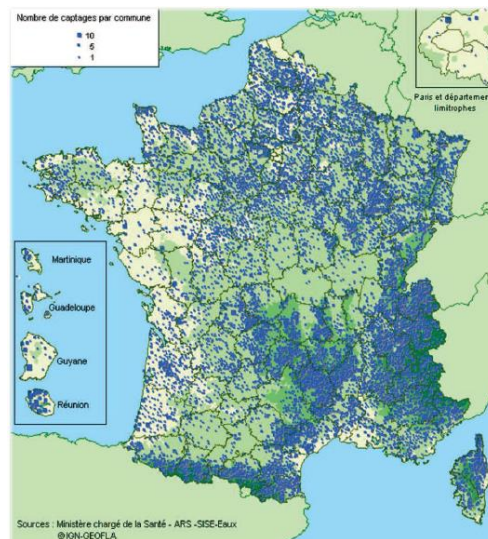


Figure 8 Répartition des captages utilisés pour la production d'eau potable en France (Agence Régionale de Santé, 2012)

2.2.4. Stockage et diffusion des données

Suite à la loi sur l'eau de 1992, les producteurs de données sur l'eau ont signé un protocole afin de coordonner et harmoniser la conservation et la diffusion des données par le biais du Réseau National des Données sur l'Eau (RNDE).

Le RNDE est ainsi une organisation partenariale entre les principaux producteurs de données publiques relatives à l'eau : Ministère de l'environnement, Agences de l'eau, BRGM (Bureau de Recherche Géologiques et Minières), Conseil Supérieur de la pêche, EDF (Electricité de France),

Ifremer (Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la MER), Météo-France, Institut Français pour l'Environnement, Office International de l'Eau. En tant qu'opérateur technique du RNDE, l'Office international de l'eau a créé en 1994 la Banque Nationale des Données sur l'Eau (BNDE) pour assurer une centralisation des données en vue d'une diffusion à l'échelle nationale (Laronde et Petit, 2010).

Pour inciter à la normalisation de ces données, le SANDRE (Service d'Administration Nationale des Données et Référentiels sur l'Eau) a été créé en 1993.

2.2.5. Indicateur de qualité

La loi sur l'eau de 1992 a conduit à revoir la grille d'évaluation de la qualité des milieux aquatiques pour intégrer les nouveaux paramètres mesurés. Le nouvel outil d'évaluation : SEQ (Système d'Evaluation de la Qualité), intégraient trois composantes :

- SEQ-Eau : Évaluer la qualité physique et chimique du plan d'eau ;
- SEQ-Bio : Évaluer l'état de la biocénose du milieu aquatique ; et
- SEQ-Phys : Évaluer le degré d'artificialisation du cours d'eau.

Le SEQ-Eau évalue la qualité de l'eau selon cinq niveaux de qualité : *Très bonne, Bonne, Passable, Mauvaise, Très mauvaise* (Figure 9).

INDICES	CLASSES	QUALITE
>80	bleu	Très bonne
60-80	vert	Bonne
40-60	jaune	Passable
20-40	orange	Mauvaise
<20	rouge	Très mauvaise

Figure 9 Evaluation de la qualité de l'eau par classe dans le système SEQ-Eau¹⁰

L'aptitude à satisfaire des usages par l'homme (production d'eau potable, loisirs et sports aquatiques, irrigation, abreuvement des animaux, aquaculture) et le développement harmonieux de la flore et de la faune aquatique (aptitude à la biologie) sont évalués, pour chaque paramètre de chacune des altérations, à partir de grilles spécifiques à chaque usage et à la fonction biologie.

¹⁰ http://hmf.enseeiht.fr/travaux/CD0506/bei/bei_ere/7/html/b1/projet/SEQ.htm

2.3. Directive cadre sur l'eau et réseaux actuels

2.3.1. Contexte législatif

Le 23 octobre 2000, la Commission européenne a adopté la Directive-cadre sur l'eau (Directive 2000/60/CE). Contrairement aux autres Directives européennes, la Directive-cadre sur l'eau (DCE) fixe des objectifs de résultat à atteindre dans des délais déterminés (cycles 2015, 2021, 2027). Elle reprend le principe français de gestion décentralisée par bassin versant, et impose une méthode commune à l'ensemble des Etats membres de l'Union européenne (Figure 10).

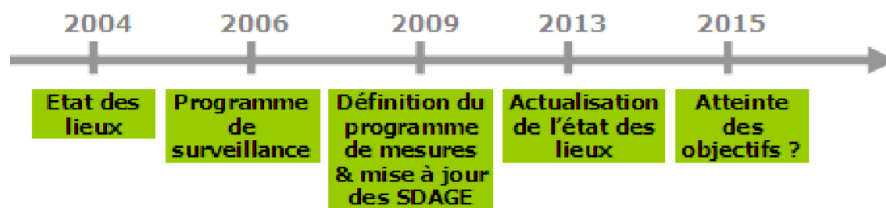


Figure 10 Calendrier pour le premier cycle DCE (Laronde et Petit, 2010)

L'article 8 de la DCE précise que les Etats membres veillent à la mise en place de programmes de surveillance afin d'établir une vue d'ensemble cohérente¹¹ et complète de l'état des eaux dans chaque district hydrographique.

La loi LEMA (Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques) n° 2006-1772, transpose la DCE dans une loi française au 30 décembre 2006.

2.3.2. Surveillance des eaux de surface

Cinq réseaux de surveillance des eaux de surface sont requis par la DCE (Agence de l'Eau Rhin-Meuse¹²) : le réseau du contrôle de surveillance (RCS), le réseau du contrôle opérationnel (RCO), le réseau du contrôle d'enquête, le réseau du contrôle additionnel et le réseau de référence. Les réseaux de surveillance ont été construits sur la base de la circulaire du 13 juillet 2006 (Laronde et Petit, 2010), et de la circulaire de 11 avril 2007 (Figure 11).

¹¹ En pratique, cependant, les méthodes d'évaluation de la qualité de l'eau peuvent être différentes d'un pays à l'autre : animaux et végétaux utilisés pour les indices biologiques, manière de synthétiser l'ensemble des mesures annuelles (moyenne annuelle ou percentile 90) ou même certains seuils de concentration à respecter.

¹² <https://www.eau-rhin-meuse.fr/>

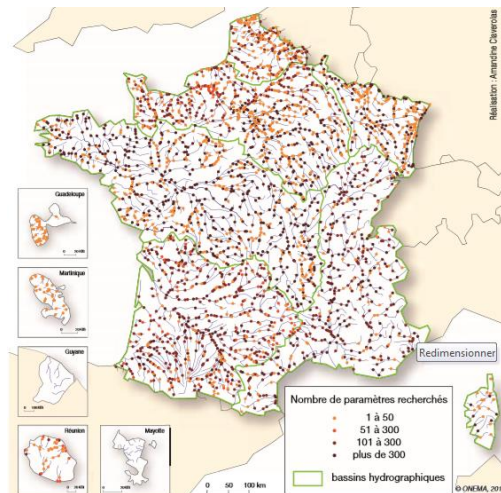


Figure 11 Répartition spatiale du nombre de paramètres recherchés en 2007 (ensemble des réseaux) (Petit, 2010)

Le Réseau du contrôle de surveillance (RCS) est un réseau de surveillance permanent qui donne une image de l'état général de la qualité de l'eau dans le long terme, à l'instar d'un réseau patrimonial. Les stations de surveillance ont été créées en fonction de cet objectif. Selon la circulaire du 13 juillet 2006 relative à la mise en place de réseaux de surveillance de la qualité des eaux de surface, le réseau est composé de 1500 stations de surveillance réparties à part égale entre districts de bassin en France métropolitaine. Il existe 250 stations de surveillance par bassin.

Cette circulaire indique également la méthode pour localiser les stations de surveillance qui est basée sur deux approches.

La première est la prise en compte de la taille des cours d'eau :

- Très petit : 1 station de surveillance pour chaque tronçon de 175 à 250 km ;
- Petit : 1 station de surveillance pour chaque tronçon de 150 à 200 km ;
- Moyenne : 1 station de surveillance pour chaque tronçon de 40 à 70 km ; et
- Grande : 1 station de surveillance par masse d'eau¹³.

La deuxième approche est une approche de préoccupation statistique basée sur l'examen de la variabilité observée des résultats, par paramètre mesuré, dans les différentes classes de taille.

Le réseau est géré par trois acteurs différents : l'AFB (Agence Française pour la Biodiversité), la DREAL et les Agences de l'eau. Les trois parties définissent les paramètres biologiques et physico-chimiques à mesurer.

¹³ La masse d'eau est le découpage élémentaire des milieux aquatiques destinée à être l'unité d'évaluation de la DCE. Il peut s'agir d'un lac, d'un réservoir, d'un petit bassin versant, d'une partie de rivière, de fleuve, de canal...etc...

La fréquence d'échantillonnage est de 6 à 12 fois par an pour les paramètres chimiques, alors qu'elle est de 1 à 2 fois par an pour les paramètres biologiques.

Le réseau de contrôle opérationnel (RCO) est un réseau de surveillance temporaire qui surveille uniquement les masses d'eau qui risquent de ne pas atteindre le bon état selon la circulaire DCE 2005/12 du 28 juillet 2005 relative à la définition du bon état. Pour ces masses d'eau, un report d'échéance ou un objectif moins strict est fixé dans le cadre du schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE) (Circulaire 13 juillet 2006). Ainsi, le contrôle opérationnel a pour but de suivre l'évolution de la qualité de la masse d'eau suite aux actions mises en place dans le cadre des programmes de mesures. Le réseau mesure les mêmes paramètres que le RCS mais avec un nombre réduit de stations de surveillance. Une fois que la masse d'eau atteint l'état environnemental et écologique requis, ce réseau arrête la surveillance.

Le réseau de contrôle d'enquête est un réseau de surveillance temporaire qui vise à identifier les sources de pollution responsables du mauvais état de la masse d'eau.

Le réseau de contrôle additionnel est un réseau qui accentue la surveillance sur certaines zones protégées, comme les zones Natura 2000 et les captages d'eau de surface fournissant en moyenne plus de 100 m³/jour.

Le réseau de référence est un réseau dont le but est de qualifier une eau non perturbée par les activités anthropiques, afin de mesurer l'impact de l'activité humaine sur les autres masses d'eau. Ce réseau a été créé en France par la circulaire DCE 2007/11 du 11 avril 2007 relative au protocole de prélèvement et traitement des échantillons des invertébrés pour la mise en œuvre du programme de surveillance des cours d'eau.

2.3.3. Surveillance des eaux souterraines

A l'instar des eaux de surface, les eaux souterraines se découpent désormais en masses d'eau, qui deviennent les unités d'évaluation de leur état. Le bon état dépend de la quantité et de l'état chimique (qualité).

Concernant la surveillance de l'état chimique, il existe deux réseaux de surveillance : le RCS et le RCO, déjà évoqués pour les eaux de surface. Le RCS remplace le RNES-Q en 2007, et le RCO, qui vise les masses susceptibles de ne pas atteindre le bon état chimique, est mis en place en 2008.

Entre 2001 et 2008, le nombre de qualito-mètres augmente de près d'un tiers passant de 2100 à 3000 (Blum et al., 2013). Leur répartition est désormais assez homogène sur l'ensemble du territoire. Le nombre de paramètres à suivre passe de 1200 à 1400.

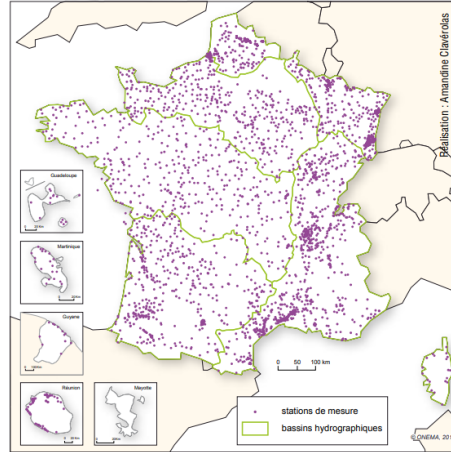


Figure 12 Stations de mesure de la qualité des eaux souterraines en 2008 (Blum et al., 2013)

2.3.4. Stockage et diffusion des données

Pour répondre aux exigences de la DCE sur la nécessité d'un système d'information permettant de connaître la qualité des milieux aquatiques et d'identifier les causes de leur dégradation, une modernisation du stockage des données était nécessaire.

Ainsi, une réflexion débuta en 2002 pour simplifier les modalités de financement, définir les principes d'organisation des réseaux, et établir un bilan-diagnostic des réseaux de données sur tout le territoire. Il en résulta la définition d'un Schéma Directeur des Données sur l'Eau dans chaque bassin (SDDE) qui aboutit à la signature d'un nouveau protocole par les partenaires du RNDE donnant naissance au Système d'Information sur l'Eau (SIE). La mise en place et la coordination technique du SIE est confiée en 2006 à l'Onema.

Le SIE est conçu pour répondre aux besoins des parties prenantes en matière d'information environnementale publique dans le domaine de l'eau (Chery et al., 2008). Différents types de portails sont concernés :

- Un portail parent multithématiques : eaufrance ;
- Des portails nationaux thématiques : plan d'eau, cours d'eau, eaux littorales, eaux souterraines, hydrologie, données piscicoles ; à terme, s'ajouteront les données sur l'assainissement, les prélèvements, les usages et les pressions, les données économiques ;
- Des portails de bassin multithématiques.

Parmi les portails cités ci-dessus, s'ajoute le portail ADES (Accès aux Données sur les Eaux Souterraines) qui est le portail national pour les eaux souterraines (Chery et al., 2008). Le portail ADES rassemble sur un site public des données quantitatives et qualitatives relatives aux eaux souterraines. Les objectifs sont les suivants :

- Constituer un outil de collecte et de conservation des données sur les eaux souterraines ;
- Etre mobilisable par un large ensemble de partenaires ;

- Permettre les traitements nécessaires à l'action de chacun des partenaires ;
- Etre le guichet d'accès aux informations sur les eaux souterraines ;
- Avoir un suivi de l'état patrimonial des ressources pour répondre aux enjeux des politiques des eaux souterraines ; et
- Adopter au niveau national un principe de transparence et d'accessibilité aux données sur les eaux souterraines.

Cette base de données permet de connaître et de localiser les réseaux et les stations de mesure et d'accéder aux résultats qualitatifs et quantitatifs. Les résultats présents dans cette base de données sont donnés par point de mesure et par bassin versant.

2.3.5. Indicateur de qualité

Après la transposition de la DCE en droit français, le système d'évaluation de la qualité de l'eau est apparu obsolète. Pour évaluer les données fournies par les nouveaux réseaux de surveillance, un nouvel outil d'évaluation a été créé : le Système d'Evaluation de l'Etat des Eaux (SEEE).

L'évaluation de la qualité de l'eau est définie par l'arrêté ministériel du 25 janvier 2010, qui définit son état écologique et chimique. Les paramètres concernés sont au nombre de 895. Cependant, le nombre de paramètres varie en fonction du bassin et des stations de surveillance.

Les paramètres reçoivent une note pour l'état écologique et chimique. Cinq catégories sont définies pour l'état écologique : *Très bon*, *Bon*, *Moyen*, *Médiocre*, *Mauvais*. Pour l'état chimique, la qualité est soit *Bonne* soit *Mauvaise*, selon que les paramètres respectent ou non la norme environnementale. La masse d'eau est considérée en *Bon état* si l'état écologique est *Bon* ou *Très bon*, et l'état chimique *Bon* (Figure 13).

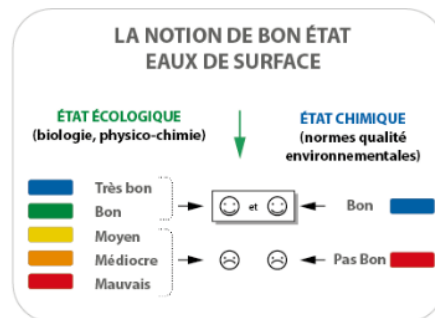


Figure 13 Système d'Evaluation de l'Etat des Eaux ¹⁴

¹⁴ <http://sage-dol.fr/sage-4-20-30-contexte-legal-et-reglementaire-du-sage.html>

3. Les réseaux locaux : application au bassin Rhin-Meuse

3.1. Les réseaux nationaux dans le bassin Rhin-Meuse

- Inventaire national du degré de pollution des eaux superficielles (INP) : Historiquement, le premier réseau de surveillance de la qualité de l'eau pour le bassin Rhin-Meuse était l'INP, dont la première campagne de mesure date de 1971. Comme partout en France, ce réseau a été créé à la suite de la loi sur l'eau de 1964 qui mentionnait l'obligation de surveiller la qualité de l'eau. Les stations étaient localisées de manière à identifier les points de noirs de pollution. Dans le bassin Rhin-Meuse, ce réseau ne comptait qu'une dizaine de stations de surveillance.

- Réseau national de bassin (RNB) : Dans les années 80, le RNB remplace l'INP dans le bassin Rhin-Meuse. L'objectif était de mettre en place un réseau de suivi stable. En 2006, le RNB comprend 230 stations de surveillance dans le bassin Rhin-Meuse, dont certaines stations de l'INP.

- Réseau Nitrate : Le réseau de surveillance nitrate est composé de 276 stations de mesure sur le bassin Rhin Meuse (Agence de l'Eau Rhin-Meuse, 2016^{a,b}). Nous pouvons noter que la localisation de ces stations n'est pas spécifique à ce réseau. D'autres paramètres peuvent être mesurés dans le cadre d'autres réseaux.

- Réseau de surveillance ARS (Agence Régionale de Santé) : Dans le bassin Rhin-Meuse, l'ARS Grand-Est est responsable du contrôle sanitaire des eaux distribuées. Elle effectue une surveillance annuelle de la qualité de l'eau potable. Elle a réalisé en 2017 plus de 33000 prélèvement d'échantillons d'eau pour analyses. Ce prélèvement d'eau est fait auprès de 3855 captages d'eau brute¹⁵ (avant le traitement de l'eau potable).

- Réseaux obligatoires DCE : Dans le bassin Rhin-Meuse, le Réseau de contrôle de surveillance (RCS) a été créé en 2007 comme partout en France. Il comprend 107 stations de surveillance des eaux de surface et 196 stations de surveillance des eaux souterraines (Agence de l'Eau Rhin-Meuse, 2016^{a,b}). L'Agence de l'eau a choisi de reprendre un maximum de stations de surveillance du RNB. Parmi les 107 stations des eaux superficielles du RCS, 85 étaient déjà dans le réseau RNB.

Le Réseau de contrôle opérationnel (RCO) comprend, en 2007, 301 stations de surveillance. Le choix des paramètres surveillés diffèrent d'une station à l'autre, les paramètres déclassants n'étant pas les mêmes. Le RCO est mis en œuvre pour 75% des masses d'eau du bassin Rhin-Meuse avec un système de rotation qui vise à surveiller les masses d'eau en mauvais état chacune leur tour.

Le réseau de contrôles additionnels se divise en deux sous-réseaux dans le bassin Rhin-Meuse. Le premier est le réseau qui surveille la qualité de l'eau des zones de captage pour produire de

¹⁵ <https://www.grand-est.ars.sante.fr/la-qualite-de-leau-potable>

l'eau potable. Les contrôles additionnels sur les points de captage en eau de surface sont inclus dans les points de contrôles sanitaires. Ces sites sont listés dans l'arrêté de bassin. Ils sont au nombre de 18 dans le bassin. Le deuxième est un réseau qui vise à protéger les zones d'habitats et de protection des espèces : zones spéciales de conservation (ZSC) ou zones de protection spéciale (ZPS). Le nombre de stations de surveillance est de 153 pour le bassin.

Le réseau de surveillance de référence comprend dans le bassin Rhin-Meuse 29 stations. Ne trouvant pas de masses d'eau non affectées par l'activité humaine, l'Agence de l'eau Rhin-Meuse a choisi les masses d'eau les moins affectées par l'activité anthropique. La fréquence d'échantillonnage est d'une fois tous les deux mois.

A notre connaissance, il n'existe pas de réseau d'enquête sur le bassin Rhin-Meuse.

3.2. Les réseaux complémentaires au niveau du bassin Rhin-Meuse

Au-delà des réseaux obligatoires, à savoir les réseaux nationaux mis en place par des décrets nationaux, chaque bassin peut mettre en place des réseaux dits complémentaires, officialisés par arrêté de bassin (par le préfet de bassin). Ces réseaux sont : le réseau de surveillance des tendances à long terme (RESALTT), le réseau de surveillance des pesticides et le réseau de captage prioritaire.

Dans le bassin Rhin-Meuse, le réseau de surveillance des tendances à long terme (RESALTT), reprend les stations du RNB qui n'ont pas été gardées dans le RCS. L'Agence de l'eau Rhin-Meuse souhaitait, ainsi, obtenir des informations supplémentaires sur l'état des eaux. La poursuite de la surveillance sur ces stations permet, en outre, de disposer de longues chroniques de données qui représentent un enjeu fort de connaissance et de suivi des évolutions à long terme (Agence de l'Eau Rhin-Meuse, 2016^{a,b}). 161 stations de surveillance constituent le réseau RESALTT sur le bassin Rhin-Meuse. Parmi ces 161 points, 132 sont communs aux réseaux DCE ou Directive Nitrates.

Le deuxième réseau complémentaire est le réseau de surveillance des pesticides, mis en œuvre en 2000, et comprenant 130 stations de surveillance. L'objectif du réseau, qui suit 450 paramètres, est de surveiller spécifiquement la pollution d'origine agricole.

Le troisième réseau complémentaire est le réseau de captage prioritaire vis-à-vis des pollutions diffuses agricoles. C'est un réseau de suivi de la qualité des eaux souterraines. Il surveille la qualité de 132 captages prioritaires qui ont été identifiés dans le cadre de l'article 27 de la loi grenelle 1 (Agence de l'Eau Rhin-Meuse, 2016^{a,b}). Ce réseau doit permettre de mettre en place des actions visant à réduire les pollutions liées à l'utilisation de fertilisants et de pesticides.

3.3. Les réseaux complémentaires au niveau local

3.3.1. La surveillance de la qualité de la nappe d'Alsace

La surveillance de la qualité de l'eau souterraine est assurée par l'Agence de l'eau Rhin-Meuse. Toutefois, l'Association pour la Protection de la Nappe Phréatique de la Plaine d'Alsace (APRONA) effectue une surveillance complémentaire pour la nappe d'Alsace. L'APRONA est une association créée le 28 mars 1995 à l'initiative du Conseil régional d'Alsace, de l'Agence de l'eau Rhin-Meuse et des Conseils généraux de la région Alsace. Elle est en charge de la gestion et du suivi quantitatif et qualitatif des eaux souterraines en Alsace. Plus précisément, son rôle est d'effectuer des missions d'expertise pour améliorer la connaissance de la nappe d'Alsace, des aquifères du Sundgau et des interactions liées aux activités de surface pouvant faire peser des risques sur la ressource (www.aprona.net).

La surveillance de la qualité des eaux souterraines est effectuée environ tous les 6 ans depuis 1991 dans le cadre du projet transfrontalier ERMES (Figure 14 pour illustration).

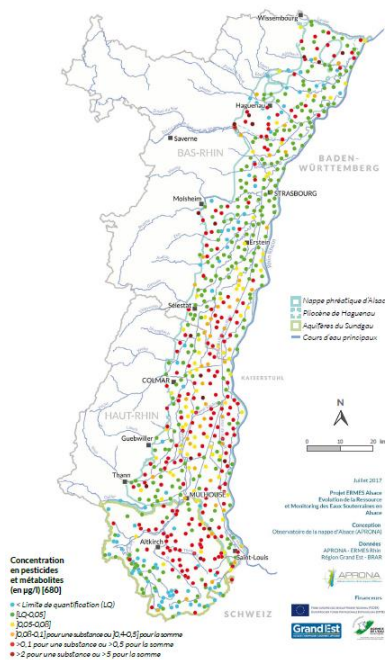


Figure 14 Indicateurs de qualité pour les pesticides en 2016 (APRONA et Région Grand-Est, 2016)

Les principaux acteurs du projet sont français (APRONA, Agence de l'eau Rhin-Meuse, Région Grand-Est), allemand (LUBW, HLNUG, RheinlandPfalz) et suisse (Ministère de l'Environnement et de l'Energie, Bâle Landschaft).

En 2016, le réseau comprend 1540 stations de surveillance à l'échelle transfrontalière et 825 stations de surveillance en Alsace¹⁶. Le réseau de surveillance mesure 400 paramètres divisés en deux catégories : les paramètres historiques (nitrate, chlorure, composés organiques halogénés volatils etc.) et les paramètres émergents (composés polyfluorés, substances pharmaceutiques, adjuvants alimentaires etc.).

3.3.2. Le réseau de surveillance continue du Rhin

Le 1^{er} novembre 1986, un incendie majeur s'est produit dans un bâtiment de stockage de produits chimiques de l'usine Sandoz à Bâle, en Suisse. Il en a découlé le déversement de trente tonnes de pesticides dans le Rhin. Cela s'est traduit par de graves dommages subis par une grande partie du biotope fluvial (Diehl et al., 2005 ; Van Dijk et al., 1995 ; Giger, 2009). Des dommages ont été observés jusqu'à 500 km à l'aval de l'accident : pollution atmosphérique dans la région de Bâle, répercussions sur l'écosystème du Rhin, et impact sur l'approvisionnement en eau potable.

En réponse à cet accident, la Convention Internationale pour la Protection du Rhin a mis en place en 1987 un Programme d'Action pour le Rhin (PAR).

Le PAR consiste en un réseau de surveillance pour détecter d'éventuelles pollutions accidentelles (Broer, 1991). Ce réseau se compose de 9 stations d'alerte (Figure 15).

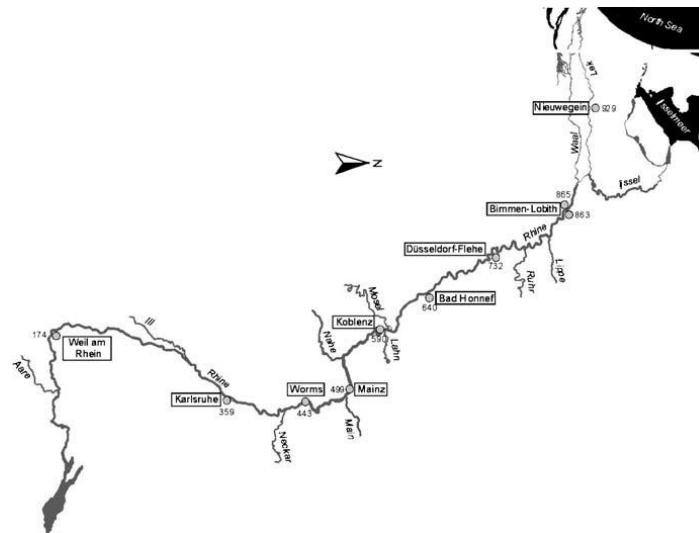


Figure 15 Les stations d'alerte du Rhin ; (Diehl et al., 2005)

Ces stations ont une fréquence de mesure très élevée, une fois toutes les 30 minutes, et sont surveillées par des centres d'alarme internationaux 24 heures sur 24. En cas de pollution accidentelle, le centre d'alarme de la station concernée informe les centres d'alarme à l'aval de

¹⁶ <https://www.aprona.net/FR/observatoire-eau/presentation-observatoire-eau.html>

cette pollution en donnant des informations sur les substances et la quantité déversées dans l'eau et la durée de l'accident.

Les stations d'alerte sont localisées à l'aval de chaque pays et surveillent plus de 300 paramètres concernant les caractéristiques chimiques, mais aussi des caractéristiques physiques et biologiques des eaux du Rhin (Diehl et al. 2005).

Ce réseau a été complété par 47 autres stations de surveillance complémentaire (Commission Internationale pour la Protection du Rhin, 2016). Ces stations s'étendent tout au long du Rhin des Alpes à la mer du Nord. La Commission Internationale pour la Protection du Rhin a fait en sorte que les méthodes de mesure soient homogènes d'un pays à l'autre.

Après l'accident de Sandoz en 1988, l'Agence de l'eau Rhin-Meuse et la région Alsace ont demandé la mise en place d'une station d'alerte en amont du canal de Huningue dans le Haut-Rhin (Figure 16). (Altmeyer, 2013). Cette station a pour mission de contrôler la qualité des eaux en amont de la prise d'eau du canal de Huningue pour éviter à toute eau polluée d'atteindre la nappe phréatique d'Alsace (APRONA, 2012). La station est financée par la région Grand-Est et l'Agence de l'eau Rhin-Meuse et gérée par l'APRONA (depuis 1997). La qualité est mesurée une fois toutes les 30 minutes. 10 alertes ont lieu en moyenne chaque année. En cas de danger, le préfet, sur proposition de la DREAL Grand-Est, demande de fermer le canal de Huningue pour protéger la ressource en eau à l'aval. En moyenne, cette décision est prise 3 fois par an (Graveline et al., 2006).

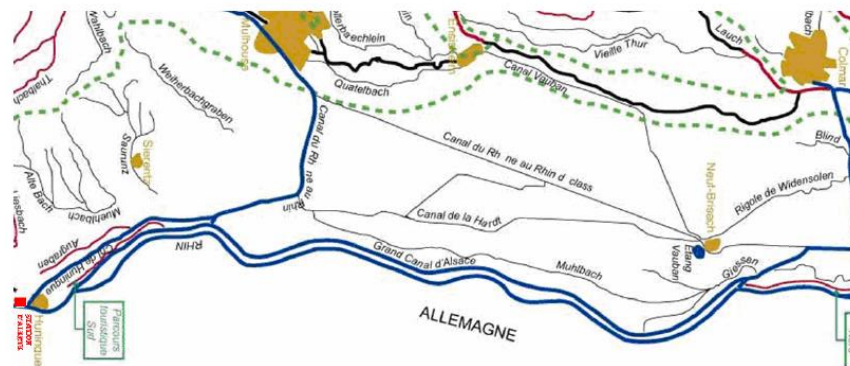


Figure 16 Station d'alerte du canal de Huningue (Graveline et al., 2006)

3.3.3. Le Réseau d'Intérêt Départemental (RID)

Le Conseil Général du Bas-Rhin créé en 1998 le Réseau d'Intérêt Départemental (RID) (Conseil Départemental Bas-Rhin, 2016). A l'origine, ce réseau a pour mission principale de suivre l'impact des politiques d'assainissement du département dans le cadre de la Directive européenne ERU (Eaux Résiduaire Urbaines) de 1991.

Les premières mesures ont lieu en 2000. Les données produites alimentent la banque nationale des données sur l'eau. Les quatre objectifs affichés par le Département (Conseil Départemental Bas-Rhin, 2016) sont :

- i) Obtenir plus d'informations sur la qualité de l'eau pour le département du Bas-Rhin ;
- ii) Évaluer les tendances à long terme de la qualité de l'eau ;
- iii) Evaluer la politique de l'eau du Conseil Général du Bas-Rhin ; et
- iv) Communiquer l'information sur la qualité de l'eau à tous les utilisateurs de l'eau.

Le réseau est composé de 70 stations de surveillance (Figure 17) et mesure l'état physico-chimique, biologique et hydro-morphologique des masses d'eau du Bas-Rhin.

La fréquence d'échantillonnage est fixée en fonction des paramètres suivants :

- 12 échantillons/an pour les paramètres physico-chimiques ; et
- 1 échantillon/an pour les paramètres hydro-morphologiques et biologiques.

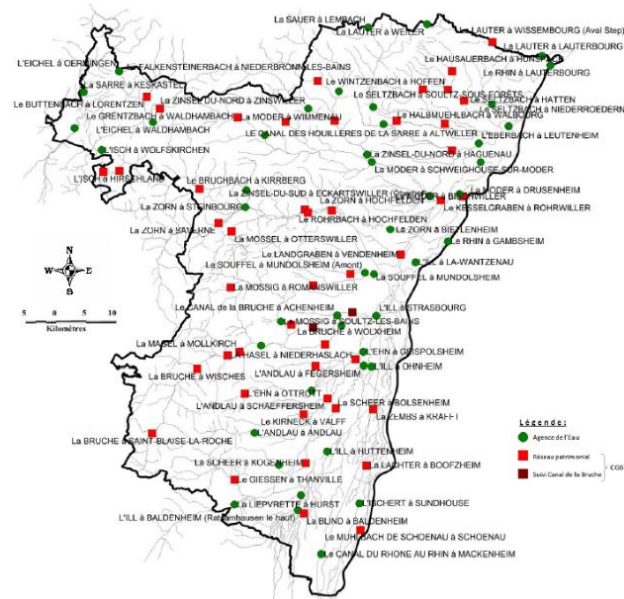


Figure 17 Réseau d'Intérêt Départemental d'observation de la qualité des cours d'eau du Bas-Rhin (Conseil Départemental Bas-Rhin, 2016)

Le réseau de surveillance RID a été abandonné en 2016. Le Conseil départemental ayant, aujourd'hui, d'autres priorités.

3.3.4. Le Réseau de suivi des Bassins Miniers

Depuis la deuxième moitié du 19^{ème} siècle, le nord de la Lorraine a connu une importante activité minière sur le bassin ferrifère (Ollangier et Hidalgo, 2011). L'arrêt progressif de ces activités a eu des conséquences sur le fonctionnement hydrogéologique du bassin tant du point de vue quantitatif que qualitatif. Ainsi, des réseaux de surveillance ont été constitués depuis les années 90, suite à des arrêtés préfectoraux, pour assurer le suivi de l'ennoyage de ces anciens sites industriels (Ollangier et Hidalgo, 2011).

Ce réseau est géré par le BRGM et l'Agence de l'eau Rhin-Meuse. 12 stations surveillent la qualité des eaux souterraines des réservoirs miniers (Figure 18).

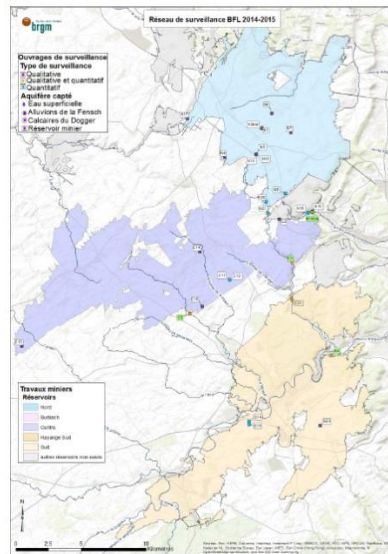


Figure 18 Réseau de surveillance du bassin Ferrifère (Guignat, 2017)

D'autres réseaux après mines existent sur le bassin Rhin-Meuse. Le réseau de contrôle et surveillance de la salinité de la nappe phréatique d'Alsace dans le bassin potassique est apparu en 2007. Ce réseau a pour objectif la collecte d'informations sur la salinité des eaux de surface et souterraine. Il est composé, en 2010, de 339 stations de mesure. En 2010, 3000 analyses ont été effectuées dans le bassin potassique (Urban et Boucher, 2011).

3.3.5. L'Observatoire du cours d'eau des Vosges du Nord

L'Observatoire des Vosges du Nord est situé dans le parc naturel des Vosges du Nord. Selon la charte du parc, l'objectif est « ...de mettre en mouvement le territoire des Vosges du Nord, de rassembler les acteurs et partenaires autour de projets ambitieux et innovants, d'accompagner les élus dans le développement des potentiels de leurs territoires respectifs et surtout de les fédérer derrière un projet commun ».

En 2014, la charte du parc propose la mise en place d'un réseau de surveillance pour mesurer la qualité de l'eau afin de :

- Définir les références en termes de bon état des rivières des Vosges du Nord ;
- Suivre l'évolution de la ressource en eau dans le temps, en particulier après les opérations de restauration ; et
- Évaluer l'impact des activités humaines présentes.

La surveillance de l'eau se fait par la mise en place de 31 stations de surveillance : 27 stations de surveillance permanentes et 7 stations de référence (Parc Naturel Régional des Vosges du Nord, 2016). Les paramètres mesurés sont hydro-biologiques, de jaugeage, macro-polluants, micropolluants, matières organiques et hydro-morphologiques.

Les résultats sont analysés et interprétés par le biais d'une synthèse annuelle qui est produite et diffusée à tous les partenaires dans le cadre d'une réunion de restitution organisée par bassin ou zone géographique.

4. Chapter conclusion

En France, la surveillance de la qualité de l'eau a débuté avec la loi sur l'eau de 1964. Celle-ci a, par la suite, connu des évolutions au fil des nouvelles lois et Directives européennes sur l'eau. Trois périodes peuvent être ainsi identifiées. La première période, dans les années 1970, reflète le besoin d'avoir un premier éclairage sur la qualité des cours d'eau. Les stations de surveillance sont peu nombreuses et situées uniquement sur les grands cours d'eau à des endroits où une pollution importante est pressentie. La fréquence des mesures est prévue à un rythme de tous les cinq ans. La seconde période, dans les années 1980/1990, marque le désir d'avoir une information plus générale et plus cohérente sur le territoire français, et se manifeste par une multiplication des points de mesure. L'objectif s'élargit également avec la volonté d'identifier les sources de pollution, de suivre l'impact des politiques mises en place ou de cibler des problématiques précises pour répondre aux Directives européennes telles que la Directive ERU ou la Directive nitrate. La dernière période, depuis les années 2000, fait suite à la volonté de la Directive-cadre européenne sur l'eau d'homogénéiser la surveillance sur l'ensemble de l'Europe avec des objectifs clairement identifiés : observation des tendances sur le long terme, identification des sources de pollution et suivi rapproché des masses d'eau en mauvais état,... A ces réseaux nationaux s'ajoutent des réseaux locaux pour des problématiques elles-mêmes locales : risque de pollution accidentelle dans le Rhin, vulnérabilité de la nappe d'Alsace, suivie de pollution d'anciens sites industriels, ...

La gestion de ces réseaux de surveillance ; à savoir : choix des paramètres à mesurer, nombre et localisation des stations de surveillance, fréquence de la mesure,... ; se fait aux différentes

échelles géographiques : au niveau européen avec les circulaires DCE, au niveau national avec des décrets ou arrêtés ministériels, au niveau des bassins avec les Agences de l'eau, les Comités de bassin et les préfets de bassin, mais également par des acteurs comme l'AFB, le BRGM, la DREAL, l'ARS, les Départements ou des associations comme l'APRONA.

Les différents réseaux présentés peuvent être rangés dans trois grandes catégories : les réseaux de Long terme (Réseau INP, Réseau patrimonial du RNB, Réseau Nitrate, Réseau de surveillance des pesticides, Réseau du contrôle de surveillance de la DCE, RESALTT, Réseau de surveillance de la qualité de la nappe d'Alsace,...) dont l'objectif est de suivre les tendances dans le temps. Les stations sont ainsi placées de façon régulière et la fréquence de la mesure peut être très espacée, jusqu'à une mesure tous les 5 ou 6 ans ; les réseaux de Court terme (Réseau de surveillance continue du Rhin, Réseaux de surveillance sanitaire de l'ARS,...) dont l'objectif est de réagir rapidement à une dégradation de la qualité pouvant générer des dommages immédiats. Les stations sont ainsi situées dans les endroits à risque et la fréquence de la mesure peut être quasiment en continu. Enfin des réseaux que l'on pourra qualifier de Moyen terme (Réseaux d'utilisation et d'impact du RNB, Réseaux de contrôle d'enquête et additionnel de la DCE, Réseau de captage prioritaire, RID,...) avec des objectifs opérationnels clairement identifiés comme l'identification des sources de pollution, le suivi de l'impact des politiques mises en œuvre. La fréquence de la mesure est la plupart du temps pluriannuelle.

Comme nous l'avons ainsi vu dans cet article, de très nombreux réseaux de surveillance se superposent sur le territoire français, générant d'innombrables données. Parallèlement, la tendance actuelle est à une limitation des moyens pour effectuer cette surveillance, nouvelles compétences pour les Départementaux, réduction des budgets des Agences de l'eau,... Se pose ainsi la question de la rationalité de ces réseaux. Comment les données influencent-elles la décision publique pour améliorer la qualité des eaux ? Quel est l'impact de la localisation et de la fréquence de la mesure sur la pertinence de ces décisions ? Ces questions de recherche méritent d'être approfondies pour parvenir à une optimisation de ces réseaux.

In this Chapter, we showed the evolution of the monitoring networks in France, following the evolution in the water legislations. For each monitoring network, a description concerning the monitoring objective was given. It was shown that the different networks presented can be classified into three main categories. Long-term networks whose objective to monitor trends over time. Short-term networks whose objective is to respond quickly to a degradation of quality that can generate immediate damage. Finally, a medium-term network which can be used ex ante to search for information in order to put in place the most appropriate policy, or ex post to observe the effectiveness of the policies put in place.

As we have mentioned in the General introduction, in this dissertation we present a new method by using the EVOI to optimize the WQMN design. Our model couples a problem of location of

monitoring stations and a Bayesian model to determine the EVOI in a decision context. Thus, for our model to be implemented, the information collected must be used for a short-to-medium-term decision. For a monitoring network aimed at observing the evolution of quality over the long-term, the EVOI cannot be calculated with our method. That is why, in the following of this dissertation, we choose two monitoring objectives: detection of accidental pollution, with an unknown location of the emissions in order to have a monitoring stations location issue (Chapter III) and identification of the WFD status of a water body to identify sources of pollution to put in place the most effective policy (Chapter IV).

CHAPTER III: Design for a WQMN to optimize the detection of accidental pollution

1. Chapter introduction

In this Chapter, we describe our method for optimizing the design of WQMN by maximizing EVOI in a theoretical way. This method combines two types of literature cited in the General Introduction of the thesis. The first type aims at optimizing the design of WQMN in a "physical" way (Alvarez-Vázquez et al., 2006 ; Telci et al., 2009 ; Destandau and Point, 2000 ; Park et al., 2006 ; Liu et al., 2014 ; Naddeo et al., 2013 ; Kim et al., 2007 ; Zhou, 1996 ; Pourshahabi et al., 2018). The second type of literature estimates the EVOI of a WQMN with a predefined design (Bouma et al., 2009 ; Bouma et al., 2011 ; Destandau and Diop, 2016 ; Khader et al., 2013 ; Bouzit et al., 2013). Our method, which we call: "economical" optimization of the WQMN design is new.

To develop our method, we are interested, in this Chapter, in a particular network objective: detection of accidental pollution. For that, we create a theoretical model and we suppose that accidental pollution can be emitted at any point in the stream in an equiprobable way. This equiprobability of the emission of accidental pollution maximizes the uncertainty of its location. Indeed, if the objective was only to detect accidental pollution at a specific point, the station would be positioned immediately downstream of that source. There would be no location issue.

As we proceed we compare, in a first Section (Section 2), the EVOI from two different networks: a physically optimized network where the location of stations minimizes the time required to detect accidental pollution and an economically optimized network where the location of the stations allows the EVOI to be maximized. The objective is to estimate the additive value of our method compared to the traditional methods (physical optimization) found in the first type of literature. **This Section resulted in a paper that was published in the *Revue d'Economie Politique* (Destandau and Zaiter, 2020^a). That is why we chose to leave the French version in the thesis following the publication.**

In a second Section (Section 3), we complete our method by introducing the temporal dimension, to obtain a spatio-temporal optimization of the network by maximizing the EVOI. **This Section resulted in a paper that was published in the *Water Resources and Economics* (Destandau and Zaiter, 2020^b).**

Also, a summary of these two articles was published in the journal *Global Water Forum* (Destandau and Zaiter, 2020^c).

To avoid repetition with the General introduction of the dissertation, we removed, in Sections 2 and 3, the introductions of the articles of the journal of *Revue d'Economie Politique* and **Water Resources and Economics**.

Finally, to avoid confusion, we would like to point out right now that in both articles we present different scenarios or geographical contexts, i.e. different effects of pollution on the damage. In Section 2, we refer to as the 'vulnerability scenario', while in Section 3, to satisfy a remark made by a reviewer, we refer to as the 'damage scenario'. However, in both cases, it is the same thing.

2. Optimisation économique vs physique des réseaux de surveillance de la qualité de l'eau

2.1. Modèle

2.1.1. Hypothèses de départ

Nous supposons une rivière, représentée par un segment $[0,1]$. La localisation $l = 0$ est la source de la rivière, et la localisation $l = 1$ son exutoire.

Une pollution accidentelle peut être émise en tout point l_x de la rivière avec une même probabilité P , et se diffuser vers l'aval de la rivière¹⁷. Cette équiprobabilité de l'émission de la pollution accidentelle maximise l'incertitude sur sa localisation. Dans ce cas, un dommage environnemental $D_{l_x,1}$ est occasionné. Nous supposons qu'à l'aval de l'exutoire de la rivière, l'eau a un débit, une capacité d'épuration ou une utilisation de l'eau qui rend la pollution non nuisible¹⁸. Nous supposons ainsi une situation binaire sur la rivière : soit il n'y a pas de pollution et donc pas de dommage, soit il y a une pollution, sans considération de quantité ou de concentration, et il y a un dommage.

¹⁷ Notre rivière peut aussi être assimilée à un tronçon de rivière qui nécessite une surveillance particulière en raison d'une vulnérabilité élevée à la pollution. Cette vulnérabilité peut être due à des caractéristiques hydrologiques (concentration de pollution élevée en raison d'un faible débit), chimiques (capacité auto épurative limitée) ou économiques selon les usages (population de poissons exceptionnelle, production d'eau potable, zone de baignade,...).

¹⁸ Nous pouvons, par exemple, supposer que notre rivière se jette dans un fleuve de débit beaucoup plus élevé où l'effet dilution réduirait la concentration du polluant jusqu'à le rendre non nocif. Nous pouvons également supposer que notre tronçon de rivière est associé à une utilisation particulière de l'eau (eau de baignade, eau potable,...) qui nécessite un niveau de qualité supérieur. Ainsi, la même pollution pourrait causer des dommages par rapport à cette utilisation et non l'aval où l'utilisation de l'eau serait moins exigeante en qualité.

Pour prévenir ce risque, un réseau de surveillance de la qualité de l'eau est mis en place sur cette rivière. Si une station de surveillance positionnée en l_y détecte cette pollution (voir Figure 19), le décideur met en place une action a au coût C pour stopper le dommage environnemental qui devient D_{l_x, l_y} , économisant ainsi $D_{l_y, 1}$. Pour illustrer cette hypothèse, nous pouvons citer l'exemple de la station d'alerte située à Huningue dans le Haut-Rhin. En cas de détection de pollution accidentelle, les canaux qui alimentent les rivières et la nappe souterraine d'Alsace sont fermés. Nous pouvons citer également l'exemple de la pollution par tétrachloroéthylène dans la Saône en 2012, dont la détection avait mené certains puits, pour fabriquer de l'eau potable, à être fermés.

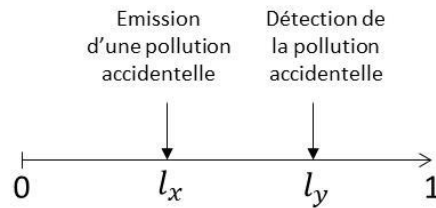


Figure 19 Schématisation de la rivière

Si la pollution accidentelle est détectée à l'exutoire de la rivière, ce sera trop tard pour réagir, il ne sera pas nécessaire de mettre en place l'action. Le dommage environnemental sera $D_{l_x, 1}$.

L'objectif de la puissance publique est donc de définir un réseau de surveillance de la qualité qui, conformément à Telci et al. (2009), vise uniquement à détecter des pollutions accidentelles potentielles.

Notre modèle est, en outre, statique. Nous n'abordons pas ici la question de la fréquence de la mesure, où nous supposons la mesure continue. Ainsi, le réseau ne fait pas d'erreur. Si aucune pollution n'est détectée au niveau d'une station ou de l'exutoire, cela signifie qu'aucune pollution n'a été émise. Si une pollution a été détectée au niveau d'une station ou de l'exutoire, cela signifie qu'une pollution a été émise entre la dernière station en amont et le point de détection.

2.1.2. Scénarios de vulnérabilité

Afin de déterminer le dommage D_{l_x, l_y} , nous supposons trois scénarios.

Dans le premier scénario, nous supposons une vulnérabilité uniforme le long de la rivière. La pollution génère le même dommage quelle que soit sa localisation sur la rivière. Ainsi, le dommage est proportionnel à la distance entre le point d'émission et le point de détection (Figure 20). Le dommage marginal, ou vulnérabilité, est donné par la fonction $v^0(l) = \delta$.

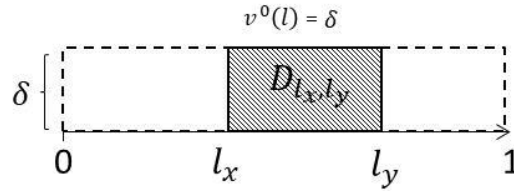


Figure 20 Vulnérabilité uniforme

Dans le second scénario, nous supposons une vulnérabilité décroissante. La pollution génère davantage de dommage en amont (Figure 21). La vulnérabilité est donnée par la fonction: $v^-(l) = -2\delta l + 2\delta$.

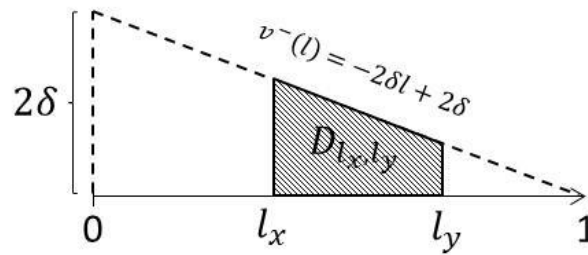


Figure 21 Vulnérabilité décroissante

Dans le troisième scénario, nous supposons une vulnérabilité croissante. La pollution génère davantage de dommage à l'aval (Figure 22). La vulnérabilité est donnée par la fonction : $v^+(l) = 2\delta l$.

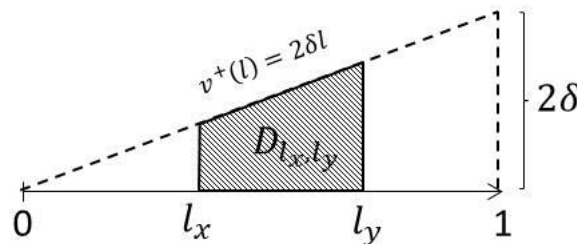


Figure 22 Vulnérabilité croissante

Les formes des fonctions de vulnérabilité ont été choisies de manière à ce que le dommage global (intégral des fonctions) sur l'ensemble de la rivière soit le même pour les trois scénarios, de manière à ce qu'un effet « niveau » de dommage ne vienne pas perturber l'analyse.

Il y a deux types de raisons qui peuvent expliquer la différence de vulnérabilité. La première est d'ordre hydro-chimique avec un lien rejet/concentration (coefficient de transfert) qui peut être hétérogène selon l'endroit avec des débits (et donc une dilution) ou des capacités épuratrices

(assimilation) du milieu différents. La seconde est d'ordre économique avec des usages de l'eau qui peuvent être différents selon l'endroit sur la rivière. Ainsi une même pollution ne générera pas le même dommage selon qu'il s'agisse d'une aire de baignade, une aire de captage pour fabriquer de l'eau potable, une zone de pêche,...etc....

2.1.3. Valeur économique de l'information issue des réseaux

Pour calculer la valeur économique de l'information (VEI) issue des réseaux de surveillance de la qualité de l'eau, nous nous inspirons du modèle bayésien de Destandau et Diop (2016). Ils construisent un modèle théorique qui considère deux états de la nature: l'un où le milieu est moins sensible à l'eutrophisation \bar{s} , et l'autre où il est plus sensible \underline{s} . Ils associent deux actions possibles, chacune mieux adaptée à chacun des états de la nature : \bar{a} et \underline{a} . L'utilité se calcule à l'aide du coût des actions et du dommage associé à l'eutrophisation.

En nommant $I(i_{\bar{s}}, i_{\underline{s}}; P(i_{\bar{s}}), P(i_{\underline{s}}))$ la variable aléatoire, qui correspond à l'information additionnelle fournie par le réseau, qui donne les messages i que peut délivrer le réseau sur les états de la nature, et leur probabilité d'occurrence, et $U_{a/s}$ l'utilité de l'action a quand l'état de la nature est s , la VEI s'écrit :

$$VEI = P(i_{\bar{s}}) \cdot [P(\bar{s}/i_{\bar{s}}) \cdot U_{\bar{a}/\bar{s}} + P(\underline{s}/i_{\bar{s}}) \cdot U_{\bar{a}/\underline{s}}] + P(i_{\underline{s}}) \cdot [P(\underline{s}/i_{\underline{s}}) \cdot U_{\underline{a}/\underline{s}} + P(\bar{s}/i_{\underline{s}}) \cdot U_{\underline{a}/\bar{s}}] \quad (1)$$

Si nous considérons K états de la nature et K actions possibles, nous pouvons réécrire la VEI (1) comme suit :

$$VEI = \sum_{k=1}^K P(i_k) \cdot \left[\sum_{k'=1}^K P(s_{k'}/i_k) \cdot U_{a_k/s_{k'}} \right] \quad (2)$$

avec:

$P(i_k)$: Probabilité que le réseau indique l'état de la nature s_k .

$P(s_{k'}/i_k)$: Probabilité d'être dans l'état de la nature $s_{k'}$ quand le réseau indique i_k .

$U_{a_k/s_{k'}}$: Utilité de l'action a_k (plus appropriée à l'état de la nature s_k) quand l'état de la nature est $s_{k'}$.

Dans notre modèle, il y a donc deux états de la nature : « émission d'une pollution accidentelle » et « pas de pollution accidentelle ». Les deux actions les plus appropriées à ces états de la nature sont l'action a (fermeture de canaux ou de puits de production d'eau potable, interdiction de baignade, de pêche,...), et l'action « ne rien faire ».

Nous cherchons les localisations $\{l_{1/n} \dots l_{y/n} \dots l_{n/n}\}$ de n stations de surveillance pour détecter une éventuelle pollution accidentelle. En cas de pollution, l'utilité $U_{a_k/s_{k'}}$ découlant de l'action a dépendra de la localisation de l'émission et de la détection. Ainsi, pour notre formalisation, nous

choisissons de décliner l'état de la nature « présence d'une pollution accidentelle » en plusieurs états de la nature selon la localisation de l'émission. Nous avons, par conséquent, désormais $(n + 2)$ états de la nature :

$$\left\{ s_{[0,l_{1/n}]}, s_{[l_{1/n},l_{2/n}]}, \dots, s_{[l_{(y-1)/n},l_{y/n}]}, \dots, s_{[l_{n/n},1]}, s_{\emptyset} \right\}$$

Avec $l_{y/n}$ la localisation de la $y^{\text{ème}}$ station sur n stations, l'état de la nature $s_{[l_{(y-1)/n},l_{y/n}]}$ signifie qu'une pollution accidentelle a été émise entre les stations localisées en $l_{(y-1)/n}$ et $l_{y/n}$. L'état de la nature $s_{[l_{n/n},1]}$ signifie qu'une pollution accidentelle a été émise entre la dernière station et l'exutoire, et l'état de la nature s_{\emptyset} qu'aucune pollution n'a été émise.

Notre réseau peut également délivrer $(n + 2)$ messages, selon qu'aucune pollution ne soit détectée, i_{\emptyset} , qu'une pollution soit détectée sur l'une des n stations ou qu'une pollution soit détectée à l'exutoire, i_1 :

$$\left\{ i_{l_{1/n}}, i_{l_{2/n}}, \dots, i_{l_{y/n}}, \dots, i_1, i_{\emptyset} \right\}.$$

Ainsi, dans l'équation (2), $P(s_{k'}/i_k)$ est égale à 0, si $k' \neq k$, et égale à 1 si $k' = k$.

L'utilité est estimée comparativement au *statu quo*, à savoir pour nous, aucune action entreprise. Par conséquent, l'utilité d'entreprendre l'action est le différentiel de dommage environnemental: $D_{l_{x,1}} - D_{l_{x,l_{y/n}}} = D_{l_{y/n},1}$ auquel on retranche le coût de l'action C . Si aucune pollution n'est détectée ou si une pollution est détectée à l'exutoire, alors l'utilité est nulle.

Par conséquent, avec n stations de surveillance, nous réécrivons l'équation (2) comme suit:

$$VEI_n = \sum_{y=1}^n P(i_{l_{y/n}}) \cdot [D_{l_{y/n},1} - C] \quad (3)$$

La valeur de l'information correspond au bénéfice généré par le réseau, sans tenir compte des coûts de mesure inhérents au réseau.

2.2. Optimisation physique du réseau

2.2.1. Localisation des stations de surveillance

Dans le cas d'une optimisation physique du réseau, la localisation optimale des n stations de surveillance, conformément à Telci et al. (2009), consiste à minimiser le temps de détection d'une pollution accidentelle. Dans notre modèle statique, minimiser le temps de détection correspond à minimiser la distance entre le point d'émission et le point de détection. Ainsi, l'objectif est de trouver les stations qui permettent de minimiser la distance de détection d'une

pollution accidentelle qui peut être émise en tout point $l_x \in [0,1]$ de façon équiprobable. Cette optimisation « physique » du réseau ne tient pas compte des considérations économiques.

Soit T : le temps ou la distance de détection d'une pollution accidentelle. Le programme d'optimisation peut s'écrire comme suit:

$$\text{Min } T = \sum_{y=1}^{n+1} \int_{l_{(y-1)/n}}^{l_{y/n}} (l_{y/n} - l_x) dl_x \quad \forall n \geq 1 \quad (4)$$

Avec $l_{0/n}$ la source de la rivière et $l_{(n+1)/n}$ l'exutoire. Alors $l_{0/n} = 0$, et $l_{(n+1)/n} = 1$.

Avec deux stations de surveillance localisées en $l_{(y-1)/n}$ et $l_{(y+1)/n}$, la localisation optimale de la $y^{\text{ème}}$ station: $l_{y/n}$, est calculée de la façon suivante :

$$\begin{aligned} \text{Min } T &= \int_{l_{(y-1)/n}}^{l_{y/n}} (l_{y/n} - l_x) dl_x + \int_{l_{y/n}}^{l_{(y+1)/n}} (l_{(y+1)/n} - l_x) dl_x \\ \Leftrightarrow \text{Min } T &= l_{y/n}^2 - l_{(y-1)/n} \cdot l_{y/n} - l_{y/n} \cdot l_{(y+1)/n} + \frac{l_{(y-1)/n}^2}{2} + \frac{l_{(y+1)/n}^2}{2} \\ \Leftrightarrow \frac{\partial T}{\partial l_{y/n}} &= 2l_{y/n} - l_{(y-1)/n} - l_{(y+1)/n} = 0 \\ \Leftrightarrow l_{y/n} &= \frac{l_{(y+1)/n} + l_{(y-1)/n}}{2} \end{aligned}$$

De plus:

$$\frac{\partial^2 T}{\partial l_{y/n}^2} = 2 > 0$$

Par conséquent, la localisation optimale des stations de surveillance est celle qui divise la rivière en deux parties égales. Nous utilisons, ainsi, la formule (5) ci-dessous pour déterminer la localisation d'une station y parmi les n que compte le réseau.

$$l_{y/n} = \frac{y}{n+1} \quad \forall n \geq 1; 1 \leq y \leq n \quad (5)$$

2.2.2. VEI pour un réseau physiquement optimisé

Avec une optimisation physique du réseau, les stations de surveillance sont localisées comme défini par l'équation (5). La VEI (3) devient :

$$\text{VEI}_n = \sum_{y=1}^n \frac{P}{n+1} \cdot \left[D_{\frac{y}{n+1}, 1} - C \right] \quad (6)$$

Nous pouvons noter que la valeur de l'information du réseau est la somme des valeurs de l'information générées par chaque station.

En intégrant l'hypothèse de vulnérabilité uniforme (voir Section 2.1.2) dans l'équation (6), nous pouvons réécrire la VEI comme suit :

$$VEI_n^0 = \sum_{y=1}^n \frac{P}{n+1} \cdot \left[\left(1 - \frac{y}{n+1}\right) \cdot \delta - C \right]$$

$$\Leftrightarrow VEI_n^0 = P \left(\frac{n}{n+1} \right) \left(\frac{\delta}{2} - C \right) \quad (7)$$

En intégrant l'hypothèse de vulnérabilité décroissante (voir Section 2.1.2) dans l'équation (6), nous pouvons réécrire la VEI comme suit:

$$VEI_n^- = \sum_{y=1}^n \frac{P}{n+1} \cdot \left[\int_{\frac{y}{n+1}}^1 -2\delta l + 2\delta \, dl - C \right]$$

$$\Leftrightarrow VEI_n^- = P \left(\frac{n}{n+1} \right) \left[\delta \left(\frac{2n+1}{6n+6} \right) - C \right] \quad (8)$$

En intégrant l'hypothèse de vulnérabilité croissante (voir Section 2.1.2) dans l'équation (6), nous pouvons réécrire la VEI comme suit :

$$VEI_n^+ = \sum_{y=1}^n \frac{P}{n+1} \cdot \left[\int_{\frac{y}{n+1}}^1 2\delta l \, dl - C \right]$$

$$\Leftrightarrow VEI_n^+ = P \left(\frac{n}{n+1} \right) \left[\delta \left(\frac{4n+5}{6n+6} \right) - C \right] \quad (9)$$

2.2.3. Discussion

Dans les trois scénarios, nous notons que la VEI peut avoir une valeur négative si le coût de l'action est excessif, respectivement quand le coût est supérieur à $\frac{\delta}{2}$, $\delta \left(\frac{2n+1}{6n+6} \right)$, et $\delta \left(\frac{4n+5}{6n+6} \right)$. Dans ce cas, il n'est pas préférable de mettre en place l'action puisque le coût est supérieur au dommage évité grâce à celle-ci.

Nous notons, que pour les scénarios de vulnérabilité décroissante et croissante, la condition pour avoir une VEI positive dépend du nombre de stations de surveillance. Pour le scénario de vulnérabilité décroissante, nous notons que la fonction $\left(\frac{2n+1}{6n+6} \right)$ est croissante avec n (voir note de

bas de page ¹⁹). Par conséquent si la condition est respectée pour $n=1$ elle le sera quelle que soit n . Ainsi la condition $C < \frac{1}{4}\delta$ est suffisante pour avoir une VEI positive.

Dans le scénario de vulnérabilité croissante, nous notons que la fonction $\left(\frac{4n+5}{6n+6}\right)$ est décroissante et converge vers $\left(\frac{2}{3}\right)$ (voir note de bas de page ²⁰). La condition $C < \frac{2}{3}\delta$, obtenue pour n tendant vers l'infini, est donc suffisante pour obtenir une valeur positive pour la VEI.

Quand les conditions de positivité de la VEI sont respectées, nous trouvons, pour les scénarios 1 et 2, que la VEI augmente à taux décroissant avec le nombre de stations. Ce n'est pas le cas pour le troisième scénario (voir Annexe I).

Ces résultats montrent que l'optimisation physique des réseaux ne permet pas d'optimiser la VEI, ce qui sera l'objectif de la Section suivante.

2.3. Optimisation économique du réseau

2.3.1. Considérations économiques

Dans la Section précédente, nous avons vu que la VEI pouvait être négative selon la valeur du coût C . La raison est que le réseau est optimisé uniquement en tenant compte de considérations physiques, hydrologiques. Ainsi, pour des stations de surveillance localisées très près de l'exutoire, le coût de l'action peut être supérieur au dommage évité.

Afin d'optimiser la VEI, la localisation des stations doit tenir compte de considérations économiques, à savoir le coût de l'action et le dommage environnemental. La localisation de la station $l_{y/n}$ doit, tout d'abord, respecter la condition suivante :

$$\int_{l_{y/n}}^1 v(l)dl > C \quad \forall n \geq 1 ; 1 \leq y \leq n \quad (10)$$

Si cette condition n'est pas respectée, l'action pour stopper le dommage n'est pas économiquement rationnelle.

La structure du réseau doit aussi prendre en compte la vulnérabilité le long de la rivière. L'objectif du réseau ne doit plus être de minimiser le temps de détection de la pollution, mais le dommage occasionné par cette pollution. Une pollution qui génère moins de dommage peut être détectée plus tard.

¹⁹ $\frac{\partial\left(\frac{2n+1}{6n+6}\right)}{\partial n} = \frac{1}{6(n+1)^2} > 0$

²⁰ $\frac{\partial\left(\frac{4n+5}{6n+6}\right)}{\partial n} = -\frac{1}{6(n+1)^2} < 0$; $\lim_{n \rightarrow +\infty} \left(\frac{4n+5}{6n+6}\right) = \frac{4n}{6n} = \frac{2}{3}$

Ainsi, l'équation (4) de la Section 2.2.1 se réécrit comme suit :

$$\text{Min } D = \sum_{y=1}^{n+1} \int_{l_{(y-1)/n}}^{l_{y/n}} D_{l_x, l_{y/n}} dl_x \quad \forall n \geq 1 \quad (11)$$

2.3.2. Vulnérabilité uniforme

2.3.2.1. Localisation des stations de surveillance

Avec l'hypothèse : $v^0(l) = \delta$, la condition (10) devient :

$$l_{y/n}^0 < 1 - \frac{C}{\delta} \quad \forall n \geq 1 ; 1 \leq y \leq n \quad (12)$$



Figure 23 Parties de la rivière où les stations peuvent être localisées (partie blanche) ou non (partie hachurée) dans le scénario 1

Une pollution détectée à la limite gauche de la zone hachurée, en $1 - C/\delta$, n'aurait pas d'intérêt puisque le coût de l'action qui serait mise en place serait identique au dommage évité grâce à cette action.

Alors, il n'y a pas de station si :

$$1 - \frac{C}{\delta} < 0 \quad \Leftrightarrow \quad C < \delta \quad (13)$$

Dans le scénario de vulnérabilité uniforme, minimiser le temps de détection ou le dommage revient au même. La démonstration de la Section 2.2.1 reste valide. Ainsi, les stations sont localisées à égale distance dans la partie de la rivière qui respecte la condition (12) et illustrée dans Figure 23.

La localisation des stations de surveillance de l'équation (5) devient :

$$l_{y/n}^{*0} = \frac{y}{n+1} \left(1 - \frac{C}{\delta} \right) \quad \forall n \geq 1 ; 1 \leq y \leq n \quad (14)$$

2.3.2.2. Valeur économique de l'information

La VEI de l'équation (3) devient :

$$VEI_n^{*0} = \sum_{y=1}^n \frac{P}{n+1} \left(1 - \frac{C}{\delta}\right) \cdot \left[\left(1 - \frac{y}{n+1} \left(1 - \frac{C}{\delta}\right)\right) \cdot \delta - C \right]$$

$$\Leftrightarrow VEI_n^{*0} = P \left(\frac{n}{n+1}\right) \left(\delta - 2C + \frac{C^2}{\delta}\right) \quad (15)$$

La condition (12) assure que la VEI de l'équation (15) est toujours positive. De plus, elle s'accroît à taux décroissant avec n . En effet :

$$\frac{\partial VEI_n^{*0}}{\partial n} = \frac{P}{(n+1)^2} \left(\delta - 2C + \frac{C^2}{\delta}\right) > 0$$

$$\frac{\partial^2 VEI_n^{*0}}{\partial n^2} = -P \frac{2}{(n+1)^3} \left(\delta - 2C + \frac{C^2}{\delta}\right) < 0$$

Ainsi le bénéfice généré par un accroissement du nombre de stations est de plus en plus faible. Cela implique que dans une perspective coût-bénéfice en intégrant le coût de la mesure, ce qui n'est pas l'objet de cet article, accroître indéfiniment le nombre de stations ne serait pas rationnel.

2.3.3. Vulnérabilité décroissante

2.3.3.1. Localisation des stations de surveillance

Avec l'hypothèse : $v^-(l) = -2\delta l + 2\delta$, la condition (10) devient :

$$l_{y/n}^- < 1 - \sqrt{\frac{C}{\delta}} \quad \forall n \geq 1; 1 \leq y \leq n \quad (16)$$

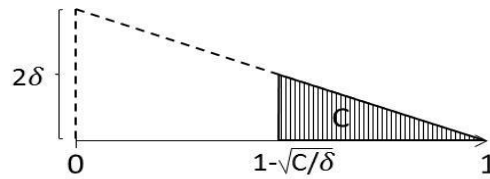


Figure 24 Parties de la rivière où les stations peuvent être localisées (partie blanche) ou non (partie hachurée) dans le scénario 2

Il n'y a donc pas de station si :

$$1 - \sqrt{\frac{C}{\delta}} < 0 \quad \Leftrightarrow \quad C < \delta \quad (17)$$

Pour localiser les stations de surveillance dans la partie de la rivière respectant la condition (16), illustrée par la Figure 24, le programme d'optimisation peut s'écrire comme suit :

$$\text{Min } D^- = \sum_{y=1}^{n+1} \int_{l_{(y-1)/n}}^{l_{y/n}} \left[\int_{l_x}^{l_{y/n}} -2\delta l + 2\delta dl \right] dl_x$$

Avec deux stations localisées en $l_{(y-1)/n}$ et $l_{(y+1)/n}$ la localisation optimale $l_{y/n}$ de la $y^{\text{ème}}$ station se calcule ainsi :

$$\text{Min } D^- = \int_{l_{(y-1)/n}}^{l_{y/n}} \left[\int_{l_x}^{l_{y/n}} -2\delta l + 2\delta dl \right] dl_x + \int_{l_{y/n}}^{l_{(y+1)/n}} \left[\int_{l_x}^{l_{(y+1)/n}} -2\delta l + 2\delta dl \right] dl_x$$

$$\frac{\partial D^-}{\partial l_{y/n}} = -3l_{y/n}^2 + (4 + 2l_{(y-1)/n})l_{y/n} - 2l_{(y-1)/n} + l_{(y+1)/n}^2 - 2l_{(y+1)/n} = 0$$

$$\frac{\partial^2 D^-}{\partial l_{y/n}^2} = -6 \cdot \frac{l_y}{n} + 2 \frac{l_{(y-1)}}{n} + 4 > 0 \quad (18)^{21}$$

\Leftrightarrow

$$l_{y/n}^{*-} = \frac{1}{3} \left[2 + l_{(y-1)/n}^{*-} - \sqrt{l_{(y-1)/n}^{*-2} - 2l_{(y-1)/n}^{*-} + 3l_{(y+1)/n}^{*-2} - 6l_{(y+1)/n}^{*-} + 4} \right],$$

$$\forall n \geq 1; 1 \leq y \leq n \quad (19)$$

2.3.3.2. Valeur économique de l'information

La VEI de l'équation (3) devient :

$$VEI_n^{*-} = \sum_{y=1}^n P(i_{l_{y/n}^{*-}}) \cdot [D_{l_{y/n}^{*-},1}^- - C]$$

\Leftrightarrow

$$VEI_n^{*-} = P \sum_{y=1}^n (l_{y/n}^{*-} - l_{(y-1)/n}^{*-}) \cdot [\delta + \delta l_{y/n}^{*-2} - 2\delta l_{y/n}^{*-} - C] \quad (20)$$

Avec la localisation des stations de surveillance calculée par l'équation (19).

²¹ Cette condition devra être vérifiée dans le cas d'une vulnérabilité décroissante, pour s'assurer que la localisation des stations minimise le dommage.

2.3.4. Vulnérabilité croissante

2.3.4.1. Localisation des stations de surveillance

Avec l'hypothèse: $v^+(l) = 2\delta l$, la condition (10) devient :

$$l_{y/n}^+ < \sqrt{1 - \frac{C}{\delta}} \quad \forall n \geq 1; 1 \leq y \leq n \quad (21)$$

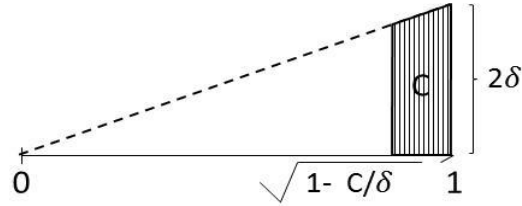


Figure 25 Parties de la rivière où les stations peuvent être localisées (partie blanche) ou non (partie hachurée) dans le scénario 3

Il n'y a donc pas de station si :

$$1 - \frac{C}{\delta} < 0 \quad \Leftrightarrow \quad C < \delta \quad (22)$$

Pour localiser les stations de surveillance dans la partie de la rivière respectant la condition (21), illustrée par la Figure 25, le programme d'optimisation s'écrit :

$$\text{Min } D^+ = \sum_{y=1}^{n+1} \int_{l_{(y-1)/n}}^{l_{y/n}} \left[\int_{l_x}^{l_{y/n}} 2\delta l \, dl \right] dl_x$$

Avec deux stations localisées en $l_{(y-1)/n}$ et $l_{(y+1)/n}$, la localisation optimale $l_{y/n}$ de la $y^{\text{ème}}$ station de surveillance se calcule comme suit :

$$\text{Min } D^+ = \int_{l_{(y-1)/n}}^{l_{y/n}} \left[\int_{l_x}^{l_{y/n}} 2\delta l \, dl \right] dl_x + \int_{l_{y/n}}^{l_{(y+1)/n}} \left[\int_{l_x}^{l_{(y+1)/n}} 2\delta l \, dl \right] dl_x$$

$$\frac{\partial D^+}{\partial l_{y/n}} = 3l_{y/n}^2 - 2l_{y/n}l_{(y-1)/n} - l_{(y+1)/n}^2 = 0$$

$$\frac{\partial^2 D^+}{\partial l_{y/n}^2} = 6 \cdot l_{y/n} - 2l_{(y-1)/n} > 0$$

\Leftrightarrow

$$l_{y/n}^{*+} = \frac{1}{3} \left[l_{(y-1)/n}^{*+} + \sqrt{l_{(y-1)/n}^{*+2} + 3l_{(y+1)/n}^{*+2}} \right] \quad \forall n \geq 1 ; 1 \leq y \leq n \quad (23)$$

2.3.4.2. Valeur économique de l'information

La VEI de l'équation (3) devient :

$$VEI_n^{*+} = \sum_{y=1}^n P(i_{l_{y/n}^{*+}}) \cdot [D_{l_{y/n}^{*+},1}^+ - C]$$

$$\Leftrightarrow$$

$$VEI_n^{*+} = P \sum_{y=1}^n (l_{y/n}^{*+} - l_{(y-1)/n}^{*+}) \cdot [\delta - \delta l_{y/n}^{*+2} - C] \quad (24)$$

avec la localisation des stations de surveillance calculée par l'équation (23).

2.4. Réseaux physiquement vs économiquement optimisés

Nous comparons maintenant la valeur de l'information d'un réseau physiquement optimisé (Section 2.2), et d'un réseau économiquement optimisé (Section 2.3).

Nous résoudrons le ratio des deux VEI algébriquement uniquement pour le scénario 1, cas d'une vulnérabilité uniforme. Pour les trois scénarios, nous observerons la différence entre les VEI par une simulation, avec les valeurs de paramètre choisies arbitrairement suivantes :

$$P = 10\% ; \delta = 10 ; C = 2 \quad (25)$$

Les valeurs choisies (25) permettent le respect des conditions de positivité de toutes les VEI. Les paramètres δ et C sont exprimés dans une unité monétaire quelconque (um). Par la suite, nous ne noterons pas l'unité um pour simplifier l'écriture.

2.4.1. Vulnérabilité uniforme

Pour l'optimisation économique, les localisations des stations de surveillance sont calculées par l'équation (14). Les résultats obtenus avec les valeurs (25) sont représentés dans le Tableau 2.

Tableau 2 Localisations économiquement optimisées des stations pour le scénario 1

n	L₁	L₂	L₃	L₄	L₅
1	0,400				
2	0,267	0,533			
3	0,200	0,400	0,600		
4	0,160	0,320	0,480	0,640	
5	0,133	0,267	0,400	0,533	0,667

Nous déduisons de (7) et (15):

$$\frac{VEI_n^{*0}}{VEI_n^0} = \frac{P\left(\frac{n}{n+1}\right)\left(\delta - 2C + \frac{C^2}{\delta}\right)}{P\left(\frac{n}{n+1}\right)\left(\frac{\delta}{2} - C\right)} = \frac{\left(\delta - 2C + \frac{C^2}{\delta}\right)}{\left(\frac{\delta}{2} - C\right)} = \frac{(\delta - C)^2}{\delta\left(\frac{\delta}{2} - C\right)}$$

avec $C < \frac{\delta}{2}$.

Nous notons que le ratio des VEI des réseaux économiquement et physiquement optimisés ne dépend pas du nombre de stations.

Le ratio décroît avec le dommage δ et croît avec le coût C . En effet, avec la condition (12) nous trouvons :

$$\frac{\partial\left(\frac{VEI_n^{*0}}{VEI_n^0}\right)}{\partial\delta} = \frac{C^3 - \delta C^2}{\left(\frac{\delta^2}{C} - \delta C\right)} < 0$$

$$\frac{\partial\left(\frac{VEI_n^{*0}}{VEI_n^0}\right)}{\partial C} = \frac{C\delta^2 - \delta C^2}{\left(\frac{\delta^2}{C^2} - \delta C\right)} > 0$$

Avec les valeurs des paramètres (25), nous trouvons que l'optimisation économique peut multiplier la valeur de l'information par 2,133. Le Tableau 3 et la Figure 26 indiquent la VEI d'un réseau physiquement et économiquement optimisés en fonction du nombre de stations.

Tableau 3 Différence entre les deux VEI pour le scenario 1

n	VEI	VEI*	VEI*/VEI
0	0	0	-
1	0,150	0,320	2,1333
2	0,200	0,427	2,1333
3	0,225	0,480	2,1333
4	0,240	0,512	2,1333
5	0,250	0,533	2,1333

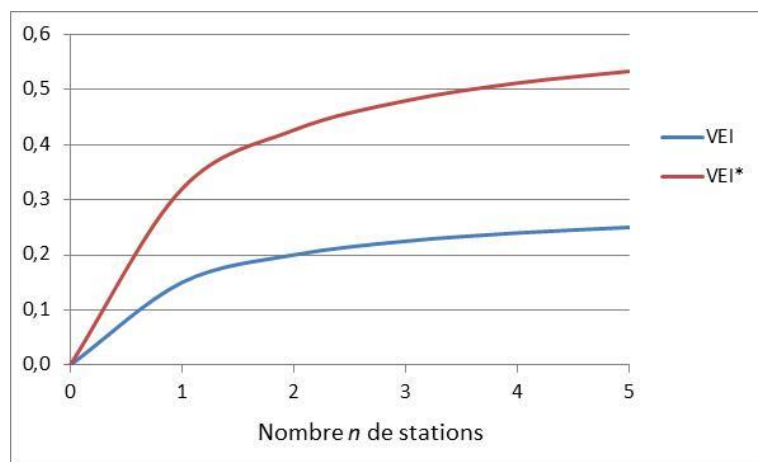


Figure 26 Valeur économique de l'information d'un réseau physiquement (VEI) vs économiquement (VEI*) optimisés pour le scénario 1

La Figure 26 illustre qu'en valeur absolue, plus le nombre de stations est élevé plus la localisation a besoin d'être choisie de façon rationnelle en tenant compte des considérations économiques.

2.4.2. Vulnérabilité décroissante

L'équation (19) et les valeurs des paramètres (25) nous donnent les localisations économiquement optimisées des stations représentées dans le Tableau 4. La condition (16) est respectée.

Tableau 4 Localisations économiquement optimisées des stations pour le scénario 2

n	L₁	L₂	L₃	L₄	L₅
1	0,245				
2	0,160	0,339			
3	0,119	0,247	0,389		
4	0,095	0,195	0,303	0,420	
5	0,079	0,161	0,248	0,341	0,441

En comparant les Tableaux 2 et 4, nous notons qu'avec une vulnérabilité décroissante, les stations sont localisées logiquement plus en amont.

Les résultats (8) et (20), ainsi que les valeurs des paramètres (25), nous permettent de comparer les VEI pour le scénario 2. Les résultats sont représentés dans le Tableau 5 et la Figure 27.

Tableau 5 Différence entre les deux VEI pour le scenario 2

n	VEI	VEI*	VEI*/VEI
0	0	0	-
1	0,025	0,091	3,6262
2	0,052	0,123	2,3780
3	0,069	0,140	2,0386
4	0,080	0,150	1,8805
5	0,088	0,157	1,7890

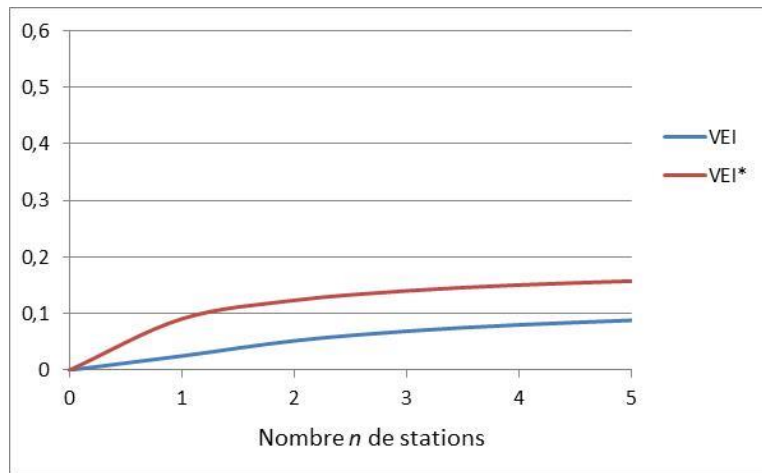


Figure 27 Valeur économique de l'information d'un réseau physiquement (VEI) vs économiquement (VEI*) optimisés pour le scénario 2

En comparant les Figures 26 et 27, nous notons que la valeur économique de l'information est plus faible lorsque la vulnérabilité du milieu est décroissante. En valeur absolue, la perte de VEI relative à une localisation optimisée physiquement est moins importante que dans le cas du scénario 1. En terme relatif, la perte reste élevée mais décroît avec le nombre de stations.

2.4.3. Vulnérabilité croissante

L'équation (23) et les valeurs des paramètres (25) nous donnent les localisations optimisées économiquement des stations de surveillance indiquées dans le Tableau 6.

Tableau 6 Localisations économiquement optimisées des stations pour le scénario 3

n	L₁	L₂	L₃	L₄	L₅
1	0,516				
2	0,380	0,658			
3	0,308	0,533	0,724		
4	0,262	0,453	0,616	0,761	
5	0,230	0,398	0,540	0,668	0,785

Lorsque la vulnérabilité est croissante, les stations de surveillance sont logiquement localisées plus à l'aval que pour les deux premiers scénarios.

Les résultats (9) et (24), ainsi que les valeurs des paramètres (25), nous permettent de comparer les VEI pour le scénario 3. Les résultats sont représentés dans le Tableau 7 et la Figure 28.

Tableau 7 Différence entre les deux VEI pour le scenario 3

n	VEI	VEI*	VEI*/VEI
0	0	0	-
1	0,275	0,275	1,001
2	0,348	0,351	1,009
3	0,381	0,386	1,012
4	0,400	0,406	1,014
5	0,412	0,419	1,016

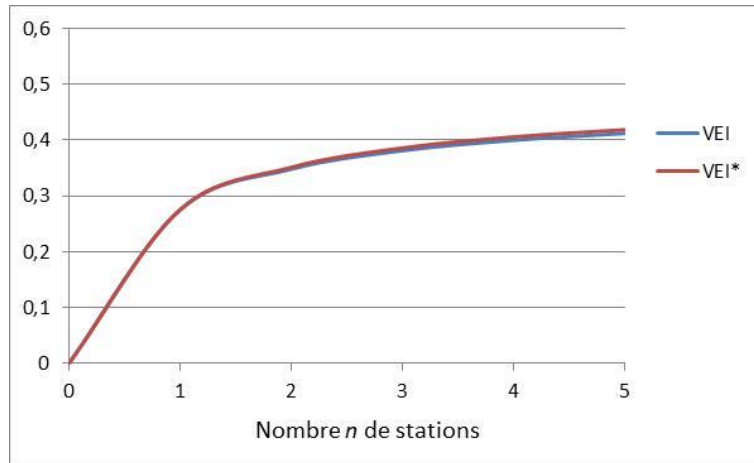


Figure 28 Valeur économique de l'information d'un réseau physiquement (VEI) vs économiquement (VEI*) optimisés pour le scénario 3

Nous concluons qu'avec une vulnérabilité croissante, la prise en compte de considérations économiques pour localiser les stations de surveillance a peu d'impact sur la valeur de l'information. Une optimisation physique de la localisation des stations peut donc se justifier, dans le cas où l'optimisation économique serait plus coûteuse à mettre en place.

En observant les Tableaux 3, 5, et 7, nous notons que les rapports entre les valeurs de l'information économiquement et physiquement optimisées sont constants, décroissant et croissant, respectivement pour les scénarios de vulnérabilité uniforme, décroissante et croissante. L'écart entre les VEI physiquement et économiquement optimisées dépend des différences de localisation des stations de mesure. La première différence de localisation vient du fait que pour l'optimisation économique une zone à l'aval sera exclue (condition (10)), la seconde est que pour une vulnérabilité décroissante les stations seront plus en amont et pour la vulnérabilité croissante plus à l'aval. Ainsi, pour la vulnérabilité décroissante, lorsque le nombre de stations augmente, les stations étant préférentiellement localisées en amont, la contrainte d'exclusion à l'aval pèse de moins en moins, d'où un rapport des VEI décroissant. Inversement, pour la vulnérabilité croissante, les stations étant positionnées de façon préférentielle à l'aval, la contrainte d'exclusion à l'aval pèse de plus en plus, d'où un rapport des VEI croissant. Pour le scénario de vulnérabilité uniforme, la contrainte d'exclusion à l'aval joue de la même façon quel que soit le nombre de stations, avec des stations qui seront positionnées à égale distance.

La comparaison de ces mêmes Tableaux 3, 5 et 7, nous informe que la valeur de l'information économiquement optimisée est plus élevée dans le cas du scénario de vulnérabilité uniforme, et plus faible dans le cas du scénario de vulnérabilité décroissante. Comme l'explique Destandau et Diop (2016), une valeur de l'information élevée exprime une plus grande incertitude, ce que l'on retrouve dans le cas d'une vulnérabilité uniforme où le concepteur/gestionnaire du réseau n'a aucune information sur l'endroit où il serait préférable de positionner les stations. Nous pouvons également ajouter que la condition d'exclusion à l'aval (10) aura une incidence différente selon

le scénario dans notre simulation. En effet, elle impliquera un positionnement des stations en $[0 ; 0,80]$, $[0 ; 0,55]$, et $[0 ; 0,89]$ respectivement pour les scénarios de vulnérabilité uniforme (condition (12)), décroissante (condition (16)) et croissante (condition (21)). Ainsi, pour le scénario de vulnérabilité décroissante, l'incertitude sur le positionnement des stations est beaucoup moins élevée en raison de la zone de non-exclusion plus étroite, d'où la valeur de l'information plus faible.

2.5. Conclusion

Apporter de meilleures réponses aux défis environnementaux, c'est tout d'abord mieux informer le décideur public. Dans le cas de la pollution des milieux aquatiques, l'information sur la qualité est donnée par des réseaux de surveillance dont la conception nécessite de faire des choix en termes de localisation des stations de mesure notamment. Ces choix des concepteurs/gestionnaires de réseau pourront ainsi impacter significativement les politiques environnementales qui en découleront.

Dans cet article, nous combinons les deux types de littérature sur les réseaux de surveillance de la qualité de l'eau. Dans le premier type de littérature, les auteurs cherchent à optimiser « physiquement » les réseaux, tandis que dans le second type, les auteurs estiment la valeur économique de l'information générée par un réseau prédéfini. Dans cet article, nous cherchons à optimiser les réseaux en maximisant la valeur économique de l'information, ce que nous nommons l'optimisation « économique ». Ce travail n'avait jamais été fait auparavant. En s'appuyant sur trois scénarios de vulnérabilité des milieux aquatiques, nous étudions le bénéfice d'une telle optimisation « économique » par rapport à une optimisation « physique » traditionnelle.

Pour cela, nous supposons un réseau de surveillance ayant pour seul objectif la détection de pollutions accidentelles potentielles sur une rivière. La conception du réseau consiste à déterminer la localisation optimale des stations de surveillance le long de cette rivière. Nous développons un modèle théorique pour comparer la valeur économique de l'information d'un réseau physiquement optimisé, avec uniquement des considérations hydrologiques, et d'un réseau dont les localisations des stations ont été choisies pour maximiser cette valeur économique de l'information.

Nos résultats montrent que l'avantage d'optimiser la valeur économique de l'information comparativement à une optimisation physique des réseaux est relatif au contexte, à savoir le nombre de stations et le scénario de vulnérabilité. Ainsi, en fonction du coût additionnel d'un réseau économiquement optimisé, l'optimisation physique pourrait être recommandée.

Notre modèle couple une problématique de localisation de stations de mesure et un modèle bayésien pour déterminer la valeur de l'information dans un contexte de décision. Ainsi, deux conditions doivent être remplies pour que notre modèle puisse être utilisé et présente un intérêt.

Tout d'abord, il faut que l'information récoltée serve à une décision de court/moyen terme. Pour un réseau de surveillance visant à observer l'évolution de la qualité sur le long terme à titre juste « informatif », la valeur de l'information ne pourra être calculée avec notre méthode. De plus, si l'objectif de la mesure est de détecter une pollution accidentelle au niveau d'une source précise, il faudra positionner la station à l'aval immédiat de cette source, il n'y aura pas de problématique de localisation. Ce qui semble apparaître comme une limite à notre démarche, révèle aussi le fait que notre réflexion peut s'appliquer à d'autres domaines dès lors que la structure d'une information impacte des décisions.

Dans cet article, la conception du réseau n'est vue que dans sa dimension spatiale, à savoir la détermination du nombre de stations de surveillance et leur localisation. Cette hypothèse nous amène à supposer qu'il ne peut y avoir d'erreur dans la détection. S'il existe une pollution au niveau de la station de surveillance, elle sera détectée. La dimension temporelle, à savoir la question de la fréquence de la mesure au niveau de chaque station, pourrait être abordée en considérant qu'une pollution accidentelle pourrait ne pas être détectée au niveau des stations avec une probabilité α . Cette probabilité pouvant être réduite en augmentant la fréquence de la mesure. Cette nouvelle hypothèse augmentera l'incertitude sur les états de la nature, puisqu'une pollution émise pourra ne pas être détectée, et une pollution détectée par une station pourra avoir été émise en amont de stations précédentes qui ne l'auront pas détectée. Ceci sera l'objet d'un prochain article²².

3. Spatio-temporal design for a water quality monitoring network: maximizing the economic value of information to optimize the detection of accidental pollution

3.1. Methods

3.1.1. EVOI and the Bayesian Method

The benefit generated by monitoring networks can be estimated by the EVOI (Bouma et al., 2009; Bouma et al., 2011; Destandau and Diop, 2016). The EVOI is determined by implementing the Bayesian decision theory. Bayes' theorem is used in the field of decision-making under uncertainty where the DM updates his prior beliefs by acquiring new information. When a DM faces uncertainty, his decision will be based on the highest expected outcome, the expected value for his utility. This expected utility depends on the prior probabilities of the states

²² In this case, this is the subject of the next section.

of nature that make it possible to reach a certain outcome. If the DM is uncertain about the states of nature, he will try to obtain additional information on the likelihood of the potential states of nature. When the DM obtains new information on the states of nature, he uses this information to update his prior beliefs by implementing Bayes' theorem. Hence, the Bayesian method relies on the fact that additional information makes it possible to update the beliefs concerning the states of nature and, therefore, to make more appropriate decisions. The EVOI is calculated as the difference between utilities of the decisions after acquiring new information and decisions that could have been taken without additional information.

To each state of nature corresponds a preferable action. Thus, by considering K states of nature and K possible actions, the EVOI can be written as follows:

$$EVOI = \sum_{k=1}^K P(i_k) \cdot \left[\sum_{k'=1}^K P(s_{k'}/i_k) \cdot U_{a_k/s_{k'}} \right] \quad (26)$$

Where:

$P(i_k)$: Probability that the network indicates the state of nature s_k ;

$P(s_{k'}/i_k)$: Probability of being in the state of nature $s_{k'}$ when the network indicates i_k ; and

$U_{a_k/s_{k'}}$: Utility of the action a_k (more appropriate for the state of nature k) when the state of nature is $s_{k'}$

In the context of the EVOI generated by a WQMN, the states of nature will depend on the objective of the network. The Water Framework Directive defines two types of networks: the Surveillance Control Network, which aims to monitor the evolution of water quality in the long term, and the Operational Control Network, which aims to understand why a water body does not reach good status and to act accordingly. In the first case, the states of nature may be the "improving", "stable" or "deteriorating" water quality; in the second case, it could be the origin of the pollution, i.e., "urban" or "agricultural". This information will help to better target policies. However, there are not only WFD networks but, in addition, other local networks with other objectives such as the identification of seasonal variations in quality (Kim et al., 2007), environmental vulnerability (Destandau and Diop, 2016) or the detection of accidental pollution (Telci et al., 2009). It is the latter case that interests us in this article. The states of nature inform us as to whether or not there is accidental pollution.

By applying Bayes' theorem, the EVOI (26) becomes:

$$EVOI = \sum_{k=1}^K P(i_k) \cdot \left[\sum_{k'=1}^{K'} \frac{P(s_{k'}) \cdot P(i_k/s_{k'})}{P(i_k)} \cdot U_{a_k/k'} \right]$$

\Leftrightarrow

$$EVOI = \sum_{k=1}^K \sum_{k'=1}^K P(s_{k'}) \cdot P(i_k/s_{k'}) \cdot U_{a_k/k'} \quad (27)$$

To determine the EVOI, the network manager must define the *a priori* probability of being in each of the states of nature, the probability that his network will give him a good or wrong message, and the economic consequences of his decisions according to the states of nature.

3.1.2. Geographic context

In order to study a monitoring network aimed at detecting accidental pollution, we assume a river stretch represented by a segment $[0,1]$, the potential target of this type of pollution and whose vulnerability²³ makes this detection a significant environmental issue. The location $l = 0$ is the most upstream point and location $l = 1$ is the most downstream point of the river (outlet).

We assume that accidental pollution could be emitted at any point in the stream with probability P . Accidents can be of various types: overflow from a waste water treatment plant in the case of an exceptional rain event, or an industrial accident as in the case of the chemical company Sandoz in Switzerland in 1986 where a fire caused the discharge of polluted water into the Rhine. There may, however, be other situations, e.g., where unidentified soil pollution may persist on industrial sites that have been closed for a long time and that may end up years later in a river after rainfall events and soil erosion. One example is JEC Industrie, a company specializing in the manufacture of metal furniture, which operated tetrachloroethylene metal degreasing installations in the Rhône department of France until 2004. However, it wasn't until 2012 that tetrachloroethylene was detected in the Saône.

This pollution generates an environmental damage D . We note $D_{l_x,1}$ the damage between the location of the emission l_x and the outlet of the river. We assume that downstream of our stretch of river, the water has a flow, purifying capacity or water use that makes the pollution non-damaging.

However, if a monitoring station is located in l_y , downstream from the location of the emission, the station could detect the accidental pollution. In that case, an action a at a cost C will be implemented to stop environmental damage. Environmental damage then becomes D_{l_x,l_y} . The effect of the action is therefore immediate but it cannot act retrospectively on the damage generated between the emission and the pollution detection. Thus, if pollution is detected at the outlet of the river, it will be too late to implement an action and stop environmental damage. We can mention, for example, the Huningue station in France. When pollution is detected, canals are

²³ A stretch of river may be more or less vulnerable depending on hydrological (concentration of pollution according to flow), chemical (capacity for self-purification of the environment) or economic characteristics according to water use (an exceptional fish population, water used for swimming or to produce drinking water will require a higher quality).

cut off to prevent the pollution from flowing into the groundwater or into canal systems that feed rivers in downstream Alsace. We can also cite the example of pollution by tetrachloroethylene in the Saône in 2013, mentioned above, where the immediate action was to close drinking water supply wells to prevent drinking water from being contaminated.

Nevertheless, the monitoring at each station is obviously not continuous. A probability α exists such that the monitoring stations may not detect pollution. This allows the introduction of the temporal issue in the design of the monitoring network. Obviously, this probability decreases when the sampling frequency increases²⁴. Moreover, we assume that the probability α is the same for all stations of the network and that there is independence between the events. Specifically, the probability for detection/non-detection at a station does not depend on the number of stations that do not detect this pollution upstream.

3.1.3. EVOI in our geographical context

In our model, we assume that the WQMN comprises n monitoring stations. Hence, with n monitoring stations, we have $(n + 2)$ states of nature depending on the location of the emission of the accidental pollution. If $l_{y/n}$ is the location of the y^{th} monitoring station for n monitoring stations, then $S_{[l_{(y-1)/n}, l_{y/n}]}$ is the state of nature where accidental pollution is emitted between $l_{(y-1)/n}$, $l_{y/n}$, $S_{[l_{n/n}, 1]}$ is the state of nature where accidental pollution is emitted between the last station and the outlet of the stream, and S_{\emptyset} is the state of nature where no accidental pollution is emitted. The states of nature are then:

$$\left\{ S_{[0, l_{1/n}]}, S_{[l_{1/n}, l_{2/n}]}, \dots, S_{[l_{(y-1)/n}, l_{y/n}]}, \dots, S_{[l_{n/n}, 1]}, S_{\emptyset} \right\}$$

The network can deliver $(n + 2)$ messages as well: pollution is detected by the y^{th} monitoring station, $i_{l_{y/n}}$, accidental pollution is detected at the outlet of the stream, i_1 , and no pollution is detected, i_{\emptyset} :

$$\left\{ i_{l_{1/n}}, i_{l_{2/n}}, \dots, i_{l_{y/n}}, \dots, i_1, i_{\emptyset} \right\}$$

The probability of detecting accidental pollution depends on the state of nature. On the basis of our hypotheses, this can be written as follows:

$$P(i_{l_{y/n}}/S_{l_{(y-1)/n}, l_{y/n}}) = (1 - \alpha)$$

$$P(i_{(l_{y+1})/n}/S_{l_{(y-1)/n}, l_{y/n}}) = \alpha \cdot (1 - \alpha)$$

²⁴ To link the alpha probability to a number of measurements per year, it would be necessary to perform a non-parametric analysis based on data. This considerable task, which could itself be the subject of an article, is not useful for the purpose of our article.

$$P(i_{(l_{y+z}/n)/s_{l_{(y-1)/n}, l_{y/n}}}) = \alpha^z \cdot (1 - \alpha) \quad (28)$$

Obviously, if any pollution is emitted downstream of the station, or if no pollution is emitted, the probability of detection is null.

We can deduce the probability that the network delivers the message $i_{l_{y/n}}$:

$$\begin{aligned} P(i_{l_{y/n}}) &= (1 - \alpha) \cdot P(s_{[l_{(y-1)/n}, l_{y/n}]}]) + \alpha \cdot (1 - \alpha) \cdot P(s_{[l_{(y-2)/n}, l_{(y-1)/n}]}]) + \dots \\ &\quad + \alpha^{(y-1)} \cdot (1 - \alpha) \cdot P(s_{[0, l_{1/n}]}) \\ \Leftrightarrow P(i_{l_{y/n}}) &= P \cdot [(1 - \alpha) \cdot (l_{(y-1)/n}, l_{y/n}) + \alpha \cdot (1 - \alpha) \cdot (l_{(y-2)/n}, l_{(y-1)/n}) + \dots + \alpha^{(y-1)} \cdot l_{1/n}] \\ \Leftrightarrow P(i_{l_{y/n}}) &= P \cdot (1 - \alpha) \sum_{j=0}^y \alpha^j \cdot [l_{(y-j)/n} - l_{[(y-1)-j]/n}] \end{aligned}$$

In Equation (27), utility “ $U_{a_k/k'}$ ” is evaluated based on the status-quo (“no action is taken” in the example of detection of accidental pollution). We compute the utility as the difference between environmental damage saved thanks to the action taken following the detection of pollution: i_k , called D_{i_k} , and the cost C of implementing the action in the event of detection. Hence, the EVOI from Equation (27) becomes:

$$EVOI = \sum_{k=1}^K \sum_{k'=1}^K P(s_{k'}) \cdot P(i_k/s_{k'}) \cdot [D_{i_k} - C] \quad (29)$$

On the basis of our hypotheses of uniformity of accidental pollution distribution (the same probability of accidental pollution for areas as well as for lengths) and Equation (28), the EVOI (29) for n stations and a probability of non-detection α becomes:

$$EVOI_{n,\alpha} = P \cdot (1 - \alpha) \cdot \sum_{y=1}^n [D_{l_{y/n,1}} - C] \cdot \sum_{y'=1}^y [l_{y'/n} - l_{(y'-1)/n}] \cdot \alpha^{y-y'} \quad (30)$$

It appears from Equation (30) that the EVOI increases when the probability P and damage $D_{l_{y/n,1}}$ increase, and when the cost of action C decreases.

3.1.4. Network cost and net benefit

We assume a monitoring cost Θ_α for each station, given by the following function:

$$\Theta_\alpha = \frac{\lambda}{\alpha} \quad (31)$$

λ expresses the slope of the function. An increase in the value of this parameter means that it is more expensive to reduce α . The monitoring cost of a WQMN with n stations and a probability of non-detection α is:

$$\Theta_{n,\alpha} = n \left(\frac{\lambda}{\alpha} \right) \quad (32)$$

We compute the net benefit of monitoring $\pi_{n,\alpha}$ as the difference between the EVOI and the monitoring cost:

$$\pi_{n,\alpha} = EVOI_{n,\alpha} - \Theta_{n,\alpha}$$

With (30) and (32)

$$\pi_{n,\alpha} = P \cdot (1 - \alpha) \cdot \sum_{y=1}^n [D_{l_{y/n,out}} - C] \cdot \sum_{y'=1}^y [l_{y'/n} - l_{(y'-1)/n}] \cdot \alpha^{y-y'} - n \left(\frac{\lambda}{\alpha} \right) \quad (33)$$

3.1.5. Optimal spatio-temporal combination with a fixed budget

In this Section, we suppose that the network manager has a fixed budget to establish the monitoring network. In that case, a combination of the optimal number of monitoring stations (with optimized locations) and the optimal probability of detection has to be chosen. The optimal spatio-temporal design must be defined, i.e., the one that maximizes the EVOI under the constraint of fixed budget β . The optimization problem is defined as follows:

$$\begin{aligned} & \max_{n,1-\alpha} EVOI_{n,\alpha} \\ & \text{subject to : } \Theta_{n,\alpha} = \beta \end{aligned}$$

The methodology consists of finding the optimum by combining the iso-cost curves and the indifference curves. The iso-cost curves give the combination of the number of stations and the probability of detection that can be obtained with the same budget. The indifference curves give the combination of the number of stations and the probability of detection that generated the same EVOI. The methodology then consists of choosing the combination in the iso-cost curve that reaches the highest indifference curve.

The iso-cost curve (34) is deduced from Equation (32):

$$\begin{aligned} \Theta_{n,\alpha} &= n \left(\frac{\lambda}{\alpha} \right) = \beta \\ \Leftrightarrow 1 - \alpha &= 1 - \left(\frac{\lambda}{\beta} \right) n \quad (34) \end{aligned}$$

Based on our hypotheses, the iso-cost curve is a line with a decreasing slope in β and an increasing slope in λ .

An indifference curve is the combination of the number of monitoring stations and the probability of detecting accidental pollution that generates the same \overline{EVOI} .

$$EVOI_{n,\alpha} = \overline{EVOI} \quad (35)$$

Consequently, the most efficient combination in an indifference curve is the one that reaches the lowest iso-cost curve. The indifference curve has the form of the following function $g(\cdot)$:

$$(1 - \alpha) = g(n, P, D, C, \overline{EVOI}) \quad (36)$$

With a fixed budget, the optimal combination is the combination $(n, 1 - \alpha)$ of the iso-cost curve (34) that reaches the highest indifference curve (36).

3.1.6. Damage scenarios

We will now study two scenarios. In the first one, “Uniform damage”, the damage caused by pollution, D_{l_x, l_y} , is proportional to the distance between the location of the emission l_x and the location of the detection l_y (Figure 29).

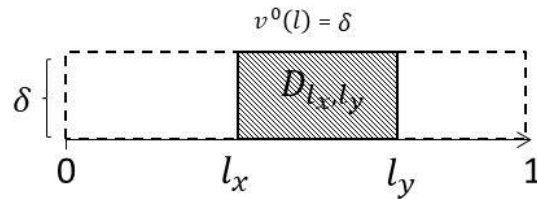


Figure 29 Uniform damage

With this first hypothesis, the damage saved, $D_{l_y/n, 1}$, of Equation (30) is:

$$D_{l_y/n, out} = \delta(1 - l_y/n) \quad (37)$$

In the second one, “Decreasing damage”, the damage caused by pollution, D_{l_x, l_y} , is represented by Figure 30 below.

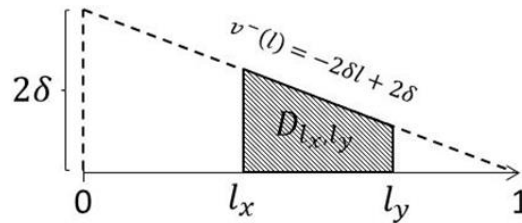


Figure 30 Decreasing damage

Decreasing damage can be explained by the presence of tributaries. Consequently, the flow of the river increases from upstream to downstream. Thus, the concentration of the same mass of pollution and, therefore, the damage, decreases from upstream to downstream.

With this second hypothesis, the damage saved, $D_{l_{y/n,1}}$, of Equation (30) is:

$$D_{l_{y/n,1}} = \int_{l_{y/n}}^1 (-2\delta l + 2\delta) dl = \delta(1 - l_{y/n})^2 \quad (38)$$

3.2. Calculations

3.2.1. Location of the monitoring stations and EVOI

3.2.1.1. Scenario 1: Uniform damage

Close to the outlet of the river, the cost of the action could be higher than the damage avoided (37). Consequently, no station is useful in this part of the river. With the “Uniform damage” scenario, we can write this condition as follows:

$$\delta(1 - l_{y/n}) > C \quad \forall n \in [1; +\infty[; \forall y \in [1, n] \quad (39)$$

\Leftrightarrow

$$l_{y/n}^0 < 1 - \frac{C}{\delta} \quad \forall n \in [1; +\infty[; \forall y \in [1, n] \quad (40)$$

It can be deduced that there is no station in the river if: $1 - \frac{C}{\delta} < 0 \Leftrightarrow C > \delta$

This means that there is no interest in implementing any monitoring station when the cost of action is higher than the marginal cost of the environmental damage.

It can be deduced from hypothesis of environmental damage uniformity that the locations of the monitoring stations have to be at equal distances (Appendix II). Then:

$$l_{y/n}^{*0} = \frac{y}{n+1} \left(1 - \frac{C}{\delta}\right) \quad \forall n \in [1; +\infty[; \forall y \in [1, n] \quad (41)$$

Then, the environmental damage avoided when pollution is detected in $l_{y/n}$ is:

$$D_{l_{y/n,out}} = \delta \cdot \left[1 - \frac{y}{n+1} \cdot \left(1 - \frac{C}{\delta}\right)\right] \quad (42)$$

By implementing the conditions (41) and (42) in Equation (30), we rewrite EVOI as follows:

$$\begin{aligned}
EVOI_{n,\alpha}^{*0} &= P \cdot (1 - \alpha) \cdot \sum_{y=1}^n \left[\delta \cdot \left[1 - \frac{y}{n+1} \cdot \left(1 - \frac{C}{\delta} \right) \right] - C \right] \cdot \sum_{y'=1}^y [l_{y'/n} - l_{(y'-1)/n}] \cdot \alpha^{y-y'} \\
&\Leftrightarrow \\
EVOI_{n,\alpha}^{*0} &= P \cdot (1 - \alpha) \cdot \sum_{y=1}^n \left[\delta \cdot \left[1 - \frac{y}{n+1} \cdot \left(1 - \frac{C}{\delta} \right) \right] - C \right] \cdot \sum_{y'=1}^y \alpha^{y-y'} \left[\frac{y}{n+1} \left(1 - \frac{C}{\delta} \right) \right. \\
&\quad \left. - \frac{y-1}{n+1} \left(1 - \frac{C}{\delta} \right) \right] \\
\Leftrightarrow EVOI_{n,\alpha}^{*0} &= \frac{P(1-\alpha)(\delta-C)}{\delta(n+1)} \sum_{y=1}^n \left[\delta \cdot \left[1 - \frac{y}{n+1} \cdot \left(1 - \frac{C}{\delta} \right) \right] - C \right] \cdot \sum_{y'=1}^y \alpha^{y-y'} \\
\Leftrightarrow EVOI_{n,\alpha}^{*0} &= \frac{P(1-\alpha)(\delta-C)^2}{\delta(n+1)^2} \sum_{y=1}^n (n+1-y) \sum_{y'=1}^y \alpha^{y-y'} \\
\Leftrightarrow EVOI_{n,\alpha}^{*0} &= \frac{P(1-\alpha)(\delta-C)^2}{\delta(n+1)^2} \sum_{y=1}^n (n+1-y) \alpha^y \sum_{y'=1}^y \frac{1}{\alpha^{y'}} \\
\Leftrightarrow EVOI_{n,\alpha}^{*0} &= \frac{P(1-\alpha)(\delta-C)^2}{\delta(n+1)^2} \sum_{y=1}^n (n+1-y) \frac{(1-\alpha^y)}{1-\alpha} \\
\Leftrightarrow EVOI_{n,\alpha}^{*0} &= \frac{P(\delta-C)^2}{\delta(n+1)^2} \sum_{y=1}^n (n+1-y)(1-\alpha^y) \quad (43)
\end{aligned}$$

3.2.1.2. Scenario 2: Decreasing damage

With Equation (38), the EVOI (33) becomes:

$$EVOI_{n,\alpha}^{*-} = P \cdot (1 - \alpha) \sum_{y=1}^n \left[\delta(1 - l_{y/n})^2 - C \right] \cdot \sum_{y'=1}^y [l_{y'/n} - l_{(y'-1)/n}] \cdot \alpha^{y-y'} \quad (44)$$

As in Scenario 1, close to the outlet of the river, the cost of the action could be higher than the damage avoided (38). Consequently, no station is useful in this part of the river. With the “Decreasing damage” scenario, this condition can be written as follows:

$$\delta(1 - l_{y/n})^2 > C \quad \forall n \in [1; +\infty[; \forall y \in [1, n] \quad (45)$$

\Leftrightarrow

$$l_{y/n}^- < 1 - \sqrt{\frac{C}{\delta}} \quad \forall n \in [1; +\infty[; \forall y \in [1, n] \quad (46)$$

With two stations located in $l_{(y-1)/n}$ and $l_{(y+1)/n}$, the optimal location $l_{y/n}$ of the y^{th} station can be found as follows :

$$\text{Min } D^- = \int_{l_{(y-1)/n}}^{l_{y/n}} \left[\int_{l_x}^{l_{y/n}} -2\delta l + 2\delta \, dl \right] dl_x + \int_{l_{y/n}}^{l_{(y+1)/n}} \left[\int_{l_x}^{l_{(y+1)/n}} -2\delta l + 2\delta \, dl \right] dl_x$$

$$\frac{\partial D^-}{\partial l_{y/n}} = -3l_{y/n}^2 + (4 + 2l_{(y-1)/n})l_{y/n} - 2l_{(y-1)/n} + l_{(y+1)/n}^2 - 2l_{(y+1)/n} = 0$$

$$\frac{\partial^2 D^-}{\partial l_{y/n}^2} = -6.l_{y/n} + 2l_{(y-1)/n} + 4 > 0^{25}$$

\Leftrightarrow

$$l_{y/n}^{*-} = \frac{1}{3} \left[2 + l_{(y-1)/n} - \sqrt{l_{(y-1)/n}^2 - 2l_{(y-1)/n} + 3l_{(y+1)/n}^2 - 6l_{(y+1)/n} + 4} \right] \quad (47)$$

$$\forall n \in [1; +\infty[; \forall y \in [1, n]$$

The locations of stations in the EVOI (44) must comply with (46) and (47).

3.3. Results

In this Section, we present our results. We also show how our work can help the network manager to answer questions such as: What benefits are generated by the network? Is the cost of the network justified? How to decide between increasing the spatial and temporal intensity of the measurement with a fixed budget? For this, we run a simulation, using Stata and Excel, by arbitrarily choosing parameters as follows:

$$P = 10\%; \delta = 100,000 \, mu ; C = 1,000 \, mu; \lambda = 100 \, mu$$

Parameters C , δ and λ are expressed in any monetary unit (mu). Thereafter, we will not note the mu unit to simplify writing.

The above values of the parameters P , δ , C , and λ of the theoretical model, used for our simulation, were chosen in order to have an order of magnitude that justifies the implementation of this monitoring network. Indeed, if the cost of action C is too high in relation to the damage, represented by the δ parameter, the action will be too costly in comparison with its benefit,

²⁵ This condition should be verified in the case of decreasing vulnerability to ensure that the location of the stations minimizes damage.

making detection of the pollution unhelpful. Similarly, if the monitoring cost, represented by the λ parameter, is too high, the monitoring network is not justified in terms of the benefit generated.

3.3.1. What benefit does my network generate?

The benefit generated by the network, corresponding to the EVOI, is calculated for both scenarios using the results (43), (44), (46) and (47). We thus obtain the following Figure 31 that express the EVOI as a function of the number of stations (optimally located) and the temporal intensity of the measurement (probability of detection). The Figure shows both ways to increase the EVOI: by increasing the spatial accuracy or the temporal accuracy.

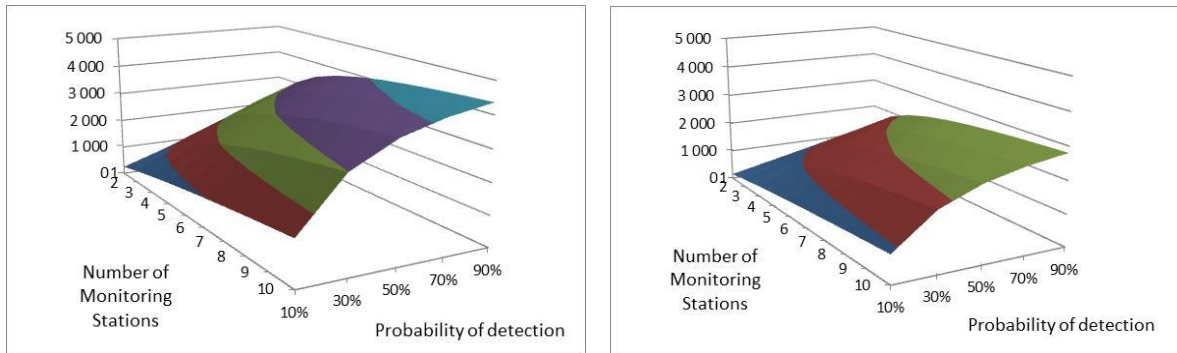


Figure 31 Variation of the EVOI in scenario 1 (left) and scenario 2 (right)

In both cases, we observe that the higher the probability of detection $(1 - \alpha)\%$ or the greater the number of monitoring stations is, the higher the EVOI will be, but at a decreasing rate. In relative terms, we earn less if the probability of detection or the number of stations increases.

Moreover, the EVOI is significantly lower with the decreasing damage scenario, about a third less. The benefit generated by the network is therefore directly linked to the socio-geographical context.

3.3.2. Is the cost of the network justified by generating benefits in excess of costs?

By subtracting the cost of the network (32) from the EVOI of Scenario 1 (43) and Scenario 2 (44) (taking the location constraints of stations (46) and (47) for Scenario 2 into account), we obtain the net benefit when the damage is uniform and when the damage is decreasing (Figure 32). As we previously saw in Section 3.3.1, since the EVOI is lower in Scenario 2, we logically find a lower net benefit as well.

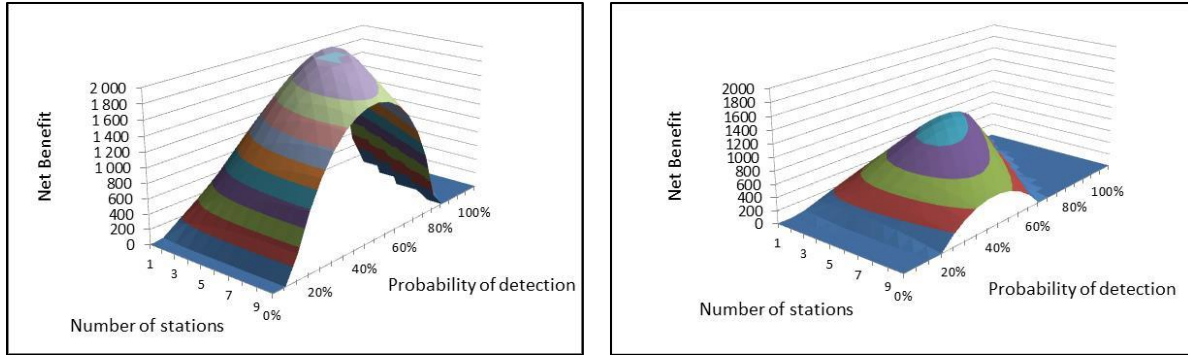


Figure 32 Net benefit in scenario 1 (left) and in scenario 2 (right)

In order to answer the question: "Is the cost of the network justified?" the network manager will be interested in the sign of the net benefit. A positive net benefit will justify the expenses to the funders. For our two scenarios, Figure 33 illustrates for which combinations (number of stations/probability of detection), the net benefit is positive, negative or zero. We note that there are two areas where the net benefit will be negative. In the upper part of Figure 33, the net benefit is negative due to the prohibitive cost of the network. In the lower part of this figure, the net benefit is negative due to the insufficient EVOI. Due to the lower EVOI for the decreasing damage scenario, the area where the net profit is positive is logically smaller.

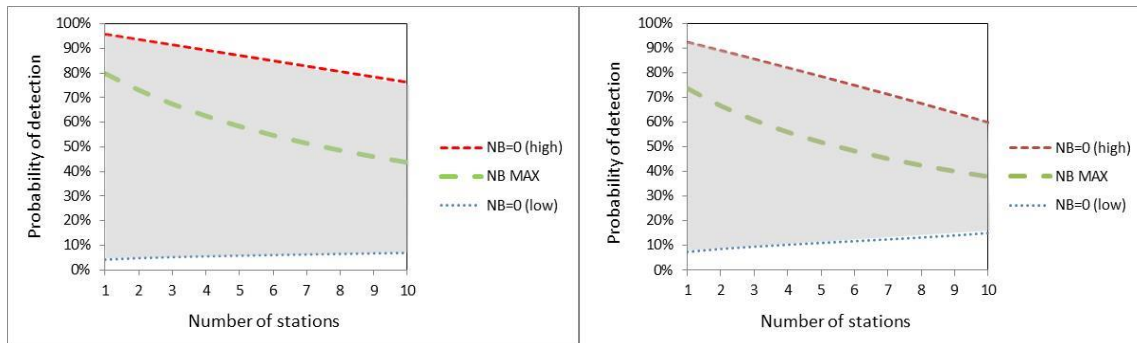


Figure 33 Sign of net benefit in scenario 1 (left) and scenario 2 (right)²⁶

It can be observed in Figure 33 that the more (less) the number of monitoring stations increases, the more the maximum of the net benefit curve (NB MAX) is obtained with a lower (higher) probability of detection. For example, with two or eight monitoring stations, the maximum net benefit is obtained with detection probabilities of 79.8% and 48.6%, respectively, for the uniform damage scenario, and 66.7% and 42.5% for the decreasing damage scenario.

²⁶ Legend: The net benefit (NB) is positive in the gray part and negative in the white part

3.3.3. What is the optimal spatio-temporal design when working with a fixed budget?

After having seen which combination of spatial and temporal intensity the network manager must choose to maximize the net benefit of his network in the previous Section, we will now see how this manager must define the network design if he is constrained by a fixed budget. To do this, we simulate the method developed in Section 3.1.5 using a solver and assuming two budgets: 300 and 500, for both scenarios.

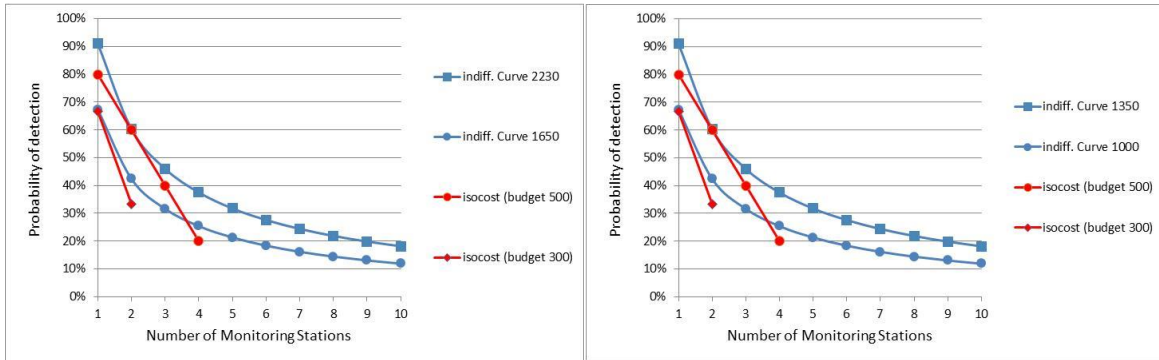


Figure 34 Optimal spatio-temporal design in scenario 1 (left) and scenario 2 (right)

Figure 34 above shows that with a uniform damage scenario, a budget of 300 makes it possible to reach an indifference curve corresponding to an EVOI of 1,650, whereas a budget of 500 makes it possible to reach an EVOI of 2,230. For the decreasing damage scenario, the EVOI reached are lower, 1,000 and 1,350, respectively, with budgets of 300 and 500.

However, in both cases, the network manager seems to have to make the same choice of network design, namely for a budget of 300 to opt for a single station with a detection probability of 67%, and with a budget of 500 to opt for two stations with a detection probability of 60%. However, the choice will still differ as to the location of the monitoring stations. For the uniform damage scenario, a single station will be located at 0.495 on the river segment [0,1] according to Equation (40), and for two stations at locations 0.33 and 0.66. For the decreasing damage scenario, according to Equations (46) and (47), the sole station will be located at 0.328, and the two stations at 0.214 and 0.47 (see Appendix III for all the station locations in our simulation).

In both cases, going from one to two stations for the same budget of 300 would lead to a reduction in the probability of detection to 33%, and all this for a lower EVOI. For a budget of 500, an increase in the number of stations from two to three would make it necessary to decrease the probability of detection from 60% to 40%, and to increase the number of monitoring stations from three to four would make it necessary to decrease the probability of detection from 40% to 20%, once again for an ever lower EVOI.

It is therefore interesting to note that increasing the budget leads to a reduction in the probability of detection. It is therefore more interesting to increase the spatial intensity of the measurement

in this case. This can be explained by the fact that the slope of the iso-cost line decreases with the budget. However, as can be seen in Figure 34, a decreasing slope to the right of the iso-cost line leads to finding an optimal combination more to the "lower right" of the figures, which corresponds to more stations and a lower probability of detection.

3.4. Conclusion

To estimate the Economic Value of Information (EVOI) according to the location of the stations and the temporal intensity of the measurement, it is necessary to clearly define the objective of the network beforehand in order to identify the states of nature, namely the quality indicator useful for decision-making. In our example, of an objective of detecting accidental pollution, the states of nature refer to the presence and location of this pollution in order to act accordingly to stop the potential damage. The network design is thus chosen in such a way as to maximize the EVOI, i.e., to allow for economic considerations that are not taken into account in traditional network optimization where only statistical and hydrological considerations are important. We can see in Appendix III that the stations will not be located in the same place according to our two scenarios since the decreasing damage requires locations further upstream.

The knowledge of this "benefit" generated by the network allows the network manager to carry out a cost-benefit analysis by integrating the cost of the network according to the number of stations and the temporal intensity of the measurement. We can note that the network benefit calculated here only refers to one objective: the detection of accidental pollution to stop the damage in the short term. However, the information provided can provide other services in the medium or long term. In the case of accidental pollution, a follow-up in the medium or long term can indicate whether the number of accidental pollution events increases, stabilizes or decreases, or allows the sources and reasons for these accidents to be identified in order to make the appropriate decisions. Thus, the calculated EVOI is only a low estimate of the benefits generated by the network. However, this information remains valuable, as we have seen when defining the network design as well as when justifying the cost of the network. In Section 3.3.2, we see for which combinations of spatial and temporal intensity a network operator can justify the interest of these measures to its funders. Being in the low range of the benefit estimate does not mean that the network is not justified when the net benefit is negative.

This article shows how a network manager can optimize and, therefore, justify the choice of a spatio-temporal combination of the measurement by maximizing the net benefit (Section 3.3.2) or by maximizing the economic value of information with a fixed budget (Section 3.3.3). It is interesting to note results that may appear to be counter-intuitive, such as reducing the frequency of the measurement when the budget increases. Indeed, depending on the context, adding an optimally located monitoring station may be more advantageous, even if the frequency of the measurement is reduced over the entire network.

Acting on water quality means, above all, knowing about it. Water quality monitoring networks have been developed to provide this knowledge. However, perfect knowledge subsequent to continuous measurement in time and space is not possible. Thus, the network manager must define the network design, i.e., the number of stations, their location and the frequency of the measurement. A first category of literature has focused on optimizing this structure in order to minimize the statistical inaccuracy of the information. In a second category of literature, authors have estimated the economic value of information of a pre-defined network design using the Bayesian method.

In this article, we combine both categories of literature for the first time by optimizing the design of a monitoring network via the maximization of the economic value of the information generated. To develop our methodology, we take the example of a monitoring network whose sole objective is to detect any accidental pollution that may occur with a uniform probability over a stretch of river. We compare two damage scenarios, the first one where pollution generates the same damage regardless of the emission point, and the second one where this damage is decreasing downstream. This hypothesis can be explained by the increase in flow and, therefore, the dilution effect from upstream to downstream.

We first show how to estimate the EVOI according to the location of the stations and the temporal intensity of the measurement. The knowledge of this "benefit" generated by the network allows the network manager to carry out a cost-benefit analysis by integrating the cost of the network. The methodology outlined in this Section provides network managers with tools to answer key questions such as: Are the costs of monitoring justified by generating benefits in excess of costs? What network design (spatial and temporal intensity of the measurement) should be adopted to maximize the net benefit generated? What is the optimal network design when working with a fixed budget?

In this paper, the choice of a single objective for the network: i.e; detecting an accidental pollution, allow us to assume simplified working hypotheses. The latter concern environmental damage that is inexistent downstream from the outlet of the river, and that can be stopped as soon as the pollution is detected. To justify this hypothesis, we relied on the Huningue alert station in France, where the canal's closure is based on the detection of accidental pollution to prevent the spread of pollution and downstream damages. However, as these hypotheses may limit the generalization of our results, it would be interesting, in a future study, to apply our model to other monitoring objectives or a multi-objective network. We could, for example, integrate the objectives of the Water Framework Directive, namely: does the water body have a good status or not? And if not, what are the types of pollution sources (urban or rural) that cause the downgrading of the water body? Based on a field study, the network design that offers the best trade-off between the different objectives will be determined. Moreover, it would also be interesting to associate the annual measurement frequency with the probability of identifying the real state of nature (probability of detecting accidental pollution in this paper). For this purpose, it would be necessary to perform a non-parametric analysis based on data. This would clarify the

trade-off for a network manager to choose between increasing the measurement in space (number of stations) and in time (annual frequency).

4. Chapter conclusion

This Chapter has allowed us to describe our method for “economic” optimization of the design of WQMN, i.e. optimization that maximizes the EVOI. This new method was illustrated, in theoretical model, by a network objective which was to detect potential accidental pollution.

First, the objective was to optimize only the spatial issue of the monitoring network and to measure the advantage of our method compared to traditional methods depending on the context. Second, the objective was to find the optimal spatio-temporal design of the monitoring network. This was done by adding a probability of detection of accidental pollution in each monitoring station. In this Chapter's conclusion, we do not elaborate further to avoid redundancy as we have left the two articles' conclusions at the end of each Section.

However, we would still like to come back to the advantage of our method over traditional optimization according to the three contexts presented in Section 2. We found the EVOI and the advantage of our method to be maximal for the uniform vulnerability scenario and the advantage of our method to be almost nil for the increasing vulnerability scenario. How can this be explained?

In the uniform vulnerability scenario, we note that there is a big uncertainty on the location of the monitoring stations. This is caused by the equiprobability of emission of accidental pollution where it could be emitted at any point. However, a trade-off between placing the stations upstream to increase the avoided environmental damage with the risk of not detecting pollution emitted downstream; or placing the stations downstream to increase the chance of detecting pollution with less avoided environmental damage.

For the decreasing vulnerability scenario, we note that there is less uncertainty in the location of the monitoring stations. The monitoring stations need to be placed more upstream where the environmental damage is higher. This strategy increases the avoided environmental damage caused by accidental pollution and is less serious to miss pollutants that would be emitted downstream. Also, as we see in Figure 24 in Section 2.3.3.1, the exclusion zone (area without a station because the damage avoided would be less than the cost of the action) downstream is large, so the area where stations can potentially be located is smaller, further reducing the uncertainty about the location of stations.

In the increasing vulnerability scenario, environmental damage is at its maximum downstream of the stream. That is why monitoring stations should be placed further downstream. However, the

avoided environmental damage will be lower. So between locating the monitoring stations more downstream because the vulnerability is at its maximum and placing the stations more upstream because the avoided damage is greater, it balances out and we find that the optimal design is the one close to the physical optimization, thereby a very small advantage of our method.

Here are the results of Destandau and Diop (2016). These authors explained that the EVOI is maximal when the uncertainty and the stakes of the measurement are maximal. As we saw, the EVOI and the benefit of our method are maximal for the uniform vulnerability scenario where the uncertainty on station location is the most important (see Figure 26 in Section 2.4.1). We also find that the EVOI is lowest for the decreasing vulnerability (see Figure 27 in Section 2.4.2) when the uncertainty on station location is the lowest. Finally, we observe that the benefit of our method is the lowest for the increasing vulnerability scenario (see Figure 28 in Section 2.4.3) when the measurement issue is the lowest since the highest vulnerability of the environment is downstream where the damage avoided is the lowest.

Following this theoretical Chapter, we decided, in the next Chapter, to make a field study in which we will apply our method to another network objective: the identification of the WFD status of a water body to set up the most appropriate policy to meet this environmental objective. The method is applied to a catchment in the Rhine-Meuse watershed: the Souffel. In the next Chapter, we, therefore, follow the idea mentioned at the end of the conclusion of the **Water Resources and Economics article** (Section 3.4). However, contrary to what was also mentioned in that conclusion, in this dissertation, we did not make a multi-objective model, nor did we try to transform our probability of detection (probability of identification of the state of nature generally speaking) into the frequency of measurement.

As in Section 2 of Chapter III, the objective of this Chapter IV will also be to measure the advantage of our WQMNs economical optimization method.

CHAPTER IV: Design for a WQMN to reach WFD good status: The case of the Souffel catchment

1. Chapter introduction

In this Chapter, we present our method for economic optimization of the design of WQMN for a real catchment scenario. The study is done in the Rhine-Meuse watershed, more specifically in the Souffel catchment. The Souffel is a WFD water body.

We choose another monitoring objective for this chapter: we check if the water body is in good status within the meaning of the WFD. We are specifically interested in nitrate pollution. Nitrate has been identified as one of the degrading parameters for the Souffel catchment. Hence, in this Chapter we identify the potential pollution sources of nitrate and propose actions that will allow the concentration of nitrate to reach the WFD good status.

The Chapter is organized as follows:

In Section 2 we present a description of the Souffel catchment. After presenting the geographic context of the catchment, we present a detailed description of the different pressures on the catchment and the different nitrate sources.

In Section 3 we present a hydrological model to estimate the nitrate concentration at each point in the catchment, and a pressure-impact model estimating nitrogen runoff from pollution sources to the river. This is done by dividing our catchment into 110 catchment sections of 500 m each. This Section, therefore, provides information on the state of nature, based on which the Decision Maker must choose the actions to be taken.

In Section 4, a cost-benefit analysis for the different potential actions to reduce nitrate concentration is presented. This is done by first estimating the cost of reducing nitrogen at source, and then estimating the environmental damage caused by high nitrate concentration. The cost-benefit analysis will identify the actions that should be taken to optimize the Utility if the state of nature is perfectly known.

Section 5 addresses the issue of partial information on the state of nature provided by monitoring networks. The observation of the level of nitrate concentration at monitoring stations will lead to actions that can be measured in terms of the Utility given the state of nature. Three types of monitoring networks will be studied: the current network, a "physically" optimized network, and an "economically" optimized network. The EVOI of these networks will be measured based on the Utilities that each of these networks generates. As in Section 2 of Chapter III, we will thus be able to measure the advantage of our economic optimization method.

2. Souffel catchment

2.1. Geographic context

The Souffel catchment is a small watershed located in the east of France in the Rhine-Meuse watershed (Figure 35).

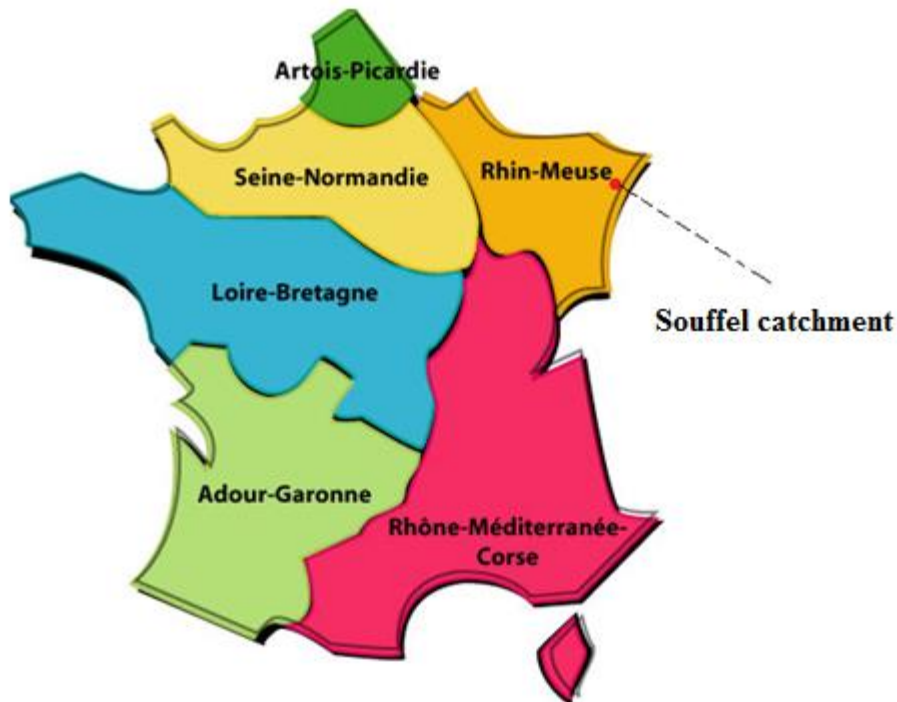


Figure 35 Souffel catchment location (source: CNRS²⁷)

The Souffel river source is at Kuttolsheim town (215 m altitude) and the outlet is the Marne-Rhine canal, south of the Wantzenau town (133 m altitude). The length of the Souffel river is 27 km.

The Souffel has three main tributaries:

- The Musau;
- The Leisbach; and
- The Kolbsenbach.

²⁷ http://sagascience.cnrs.fr/doseau/decouv/france/01_politique.htm

The catchment stretches from west to east on 23 km and covers a surface of 130 km² (13,000 ha). The four rivers of the catchment have a cumulated length of 71 linear km (Figure 36).

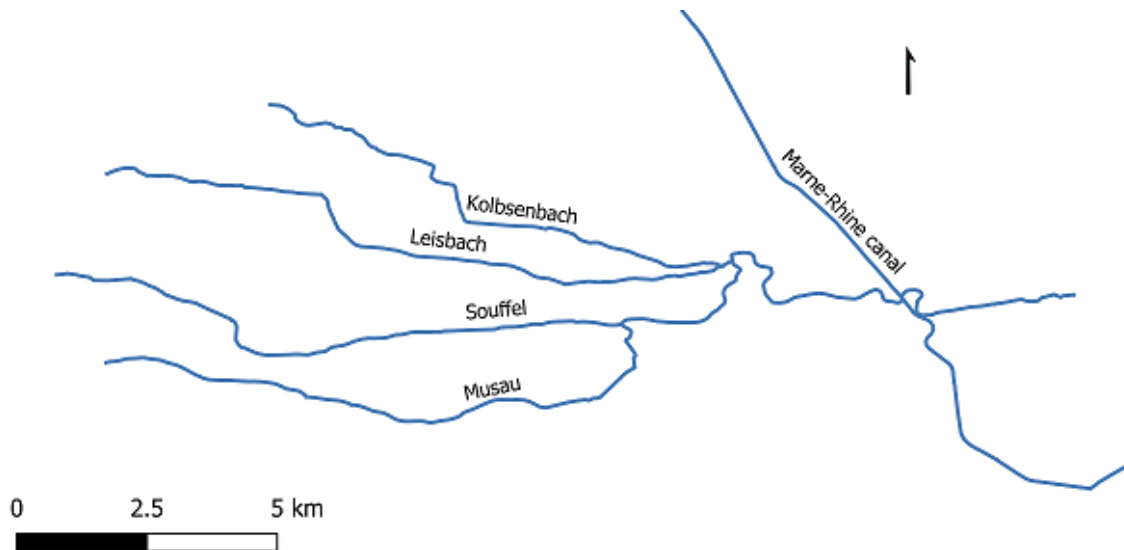


Figure 36 Souffel catchment

From a topographic point of view, the catchment is divided into two units (Charpentier, 2006):

- In the extreme west, the relief is composed of many raised hills where the slopes are quite strong; and
- On the remainder of the catchment, the Kochersberg hills form relatively low and moderate slopes and wide valleys.

From a geological point of view, the Souffel extends over four different units (Charpentier, 2006):

- i. In the far west, on the eastern edge of the hills behind Kochersberg, the catchment is characterized by rocky substrates that are mainly composed of limestone and marl.
- ii. In the center and most of its surface area, on the loessial hills of the Kochersberg, there is a substratum composed of sandy and micaceous marls and sandstone marl. It is most often covered with a layer of original loess.
- iii. To the east, between Niederhausbergen - Mundolsheim - Lampertheim on the one hand and Hoenheim - Reichstett, there are silty and sandy soils.
- iv. In the far east, on the low alluvial plain of the Ill and Rhine rivers, there is recent alluvium of very variable texture.

Except for the two extremities west and east, the Souffel watershed is, therefore, more than 80% made up of loess²⁸, loose land of wind origin with a fine silty texture and silty-clayey silt giving rise to very rich and rich brown calcareous²⁹ or brown calcareous soils easily cultivated, and therefore intensively exploited for agricultural purposes (Charpentier, 2006).

The Souffel catchment is subject to a temperate semi-continental climate. It is characterized by hot, heavy, wet summers, and cold and dry winters. These lands have a rather particular behavior towards precipitation and the flow of water, which has an impact on the hydrology of the catchment on the side of the Souffel. The loess is microporous, therefore permeable. It is sensitive to runoff and water erosion, especially if the land is cultivated and devoid of any plant protection. This trend towards runoff and water erosion is linked to natural causes (poor structural stability of limono-loestic soils) but also to causes relating to the agricultural development of these soils (intensive cultivation in large areas) and to certain cultural practices (preferential cultivation in the direction of the slope, soil surface kept bare all winter long, soil compaction by machinery mechanical during harvesting and sometimes excessive crumbling of the surface of the latter to the beginning of winter).

For the following of the study, we choose to divide the catchment into different catchment sections. Each catchment section has a length of 500 m. This is done using the geographic information system software QGIS. The river catchment sections are presented in Figure 37 below.

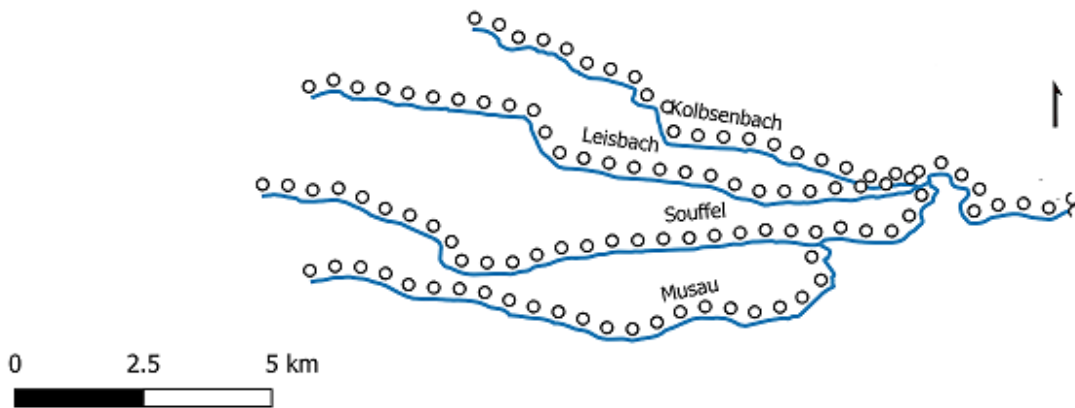


Figure 37 Souffel catchment sections

The total number of catchment sections obtained is 110. To facilitate the following work, we choose to schematize the 110 catchment sections of the Souffel. In the following illustration, we show the diagram and the name for each catchment section (Figure 38).

²⁸ The loess is a clastic, predominantly silt-sized sediment that is formed by the accumulation of wind-blown dust.

²⁹ Mostly or partly composed of calcium carbonate, in other words, containing lime or being chalky.

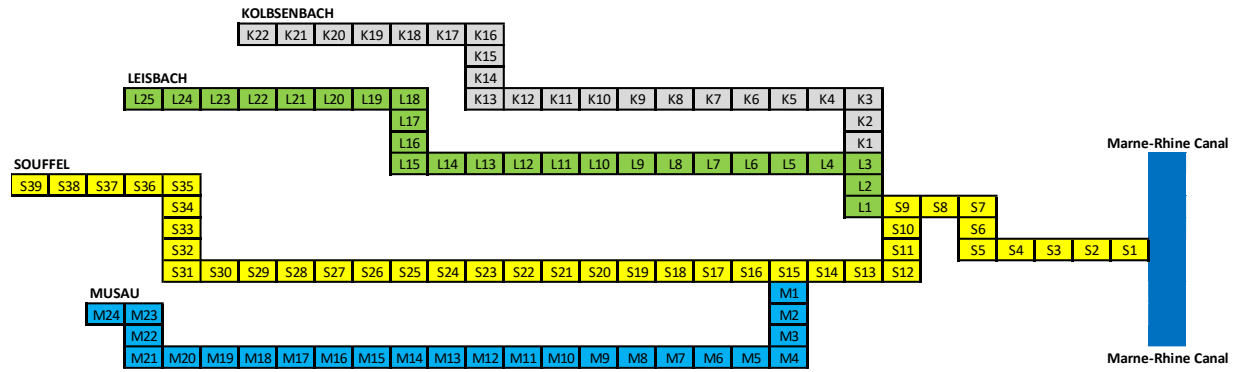


Figure 38 Diagram of the Souffel catchment

From the above diagram (Figure 38) we can see the Souffel and its three tributaries: the Musau, the Leisbach, and the Kolbsenbach. We call each catchment section from the outlet to the source of the river. For example, M7 represents the 7th catchment section of the Musau stream and L1 represents the 1st catchment section of the Leisbach stream.

The Musau is directly connected to the Souffel river at the catchment section S15, while the Kolbsenbach is connected to the Leisbach at the catchment section L3, which, in its turn, is connected to the Souffel at the catchment section S9.

2.2. Population

The Souffel catchment covers the territory of 37 towns (Figure 39) with a population of 61,248 inhabitants (Table 8) (www.rhin-meuse.eaufrance.fr). Table 8 shows the number of population per town and the proportion of the population that is located on the catchment.



Figure 39 Souffel towns

Table 8 Souffel catchment population

Town	Population	Population proportion	Population in the catchment
ACHENHEIM (67001)	2,110	14%	295.40
BERSTETT (67034)	2,474	24%	593.76
BISCHHEIM (67043)	17,370	44%	7,642.80
BREUSCHWICKERSHEIM (67065)	1,278	6%	76.68
DINGSHEIM (67097)	1,318	100%	1,318.00
DOSSENHEIM-KOCHERSBERG (67102)	290	100%	290.00
DURNINGEN (67109)	651	47%	305.97
FESSENHEIM-LE-BAS (67138)	559	100%	559.00
FURDENHEIM (67150)	1,339	94%	1,258.66
GRIESHEIM-SUR-SOUFFEL (67173)	1,133	100%	1,133.00
HANDSCHUHEIM (67181)	282	90%	253.80
HOENHEIM (67204)	11,289	86%	9,708.54
HOHENGOEFT (67208)	535	5%	26.75
HURTIGHEIM (67214)	753	100%	753.00
ITTENHEIM (67226)	2,163	99%	2,141.37
KIENHEIM (67236)	574	88%	505.12
KUTTOLSHEIM (67253)	639	100%	639.00
LAMPERTHEIM (67256)	3,061	76%	2,326.36
MARLENHEIM (67282)	4,298	10%	429.80
MITTELHAUSBERGEN (67296)	1,969	15%	295.35
MUNDOLSHEIM (67309)	4,802	92%	4,417.84
NEUGARTHEIM-ITTLENHEIM (67228)	814	95%	773.30
NIEDERHAUSBERGEN (67326)	1,535	98%	1,504.30
NORDHEIM (67335)	895	61%	545.95
OBERHAUSBERGEN (67343)	5,434	14%	760.76
OBERSCHAEFFOLSHEIM (67350)	2,353	18%	423.54
PFULGRIESHEIM (67375)	1,308	100%	1,308.00
QUATZENHEIM (67382)	794	100%	794.00
REICHSTETT (67389)	4,471	15%	670.65
SCHILTIGHEIM (67447)	32,024	10%	3,202.40
SCHNERSHEIM (67452)	1,582	100%	1,582.00
SOUFFELWEYERSHEIM (67471)	7,923	100%	7,923.00
STUTZHEIM-OFFENHEIM (67485)	1,401	100%	1,401.00
TRUCHTERSHEIM (67495)	4,103	100%	4,103.00
WILLGOTTHEIM (67532)	1,106	4%	44.24
WINTZENHEIM-KOCHERSBERG (67542)	400	89%	356.00
WIWERSHEIM (67548)	886	100%	886.00
Total	125,916		61,248.34

2.3. Land use characteristics

According to Charpentier (2006), the land use of the Souffel is characterized by:

- Intensive agricultural surfaces;
- Scarcity of groves and permanent meadows;
- Importance of urbanized areas;

- Presence of many farm buildings; and
- Dense road network, converging towards Strasbourg and supporting intense traffic.

We use the data from the CORINE Land Cover to present the land use for the Souffel catchment. The results are shown in the following illustration (Figure 40). We note that:

- 77% of the land use is agricultural;
- 11% is urbanized;
- The other land use is divided between forests and industrial zones.

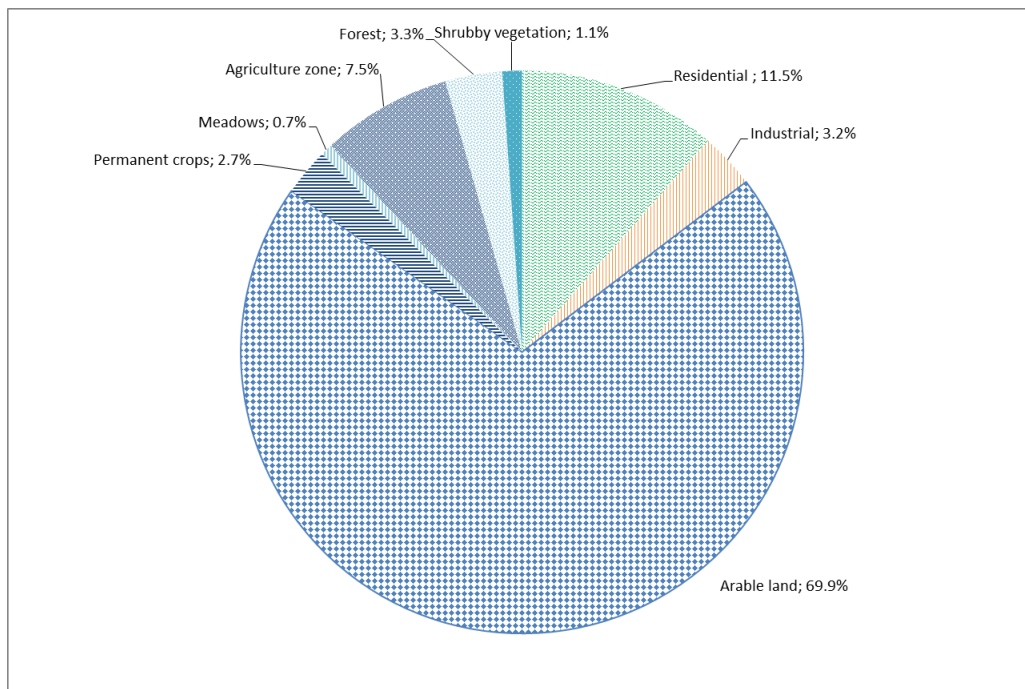


Figure 40 Land use in the Souffel catchment

Figure 41 shows the land use for the catchment provided by geographic information system software (QGIS).

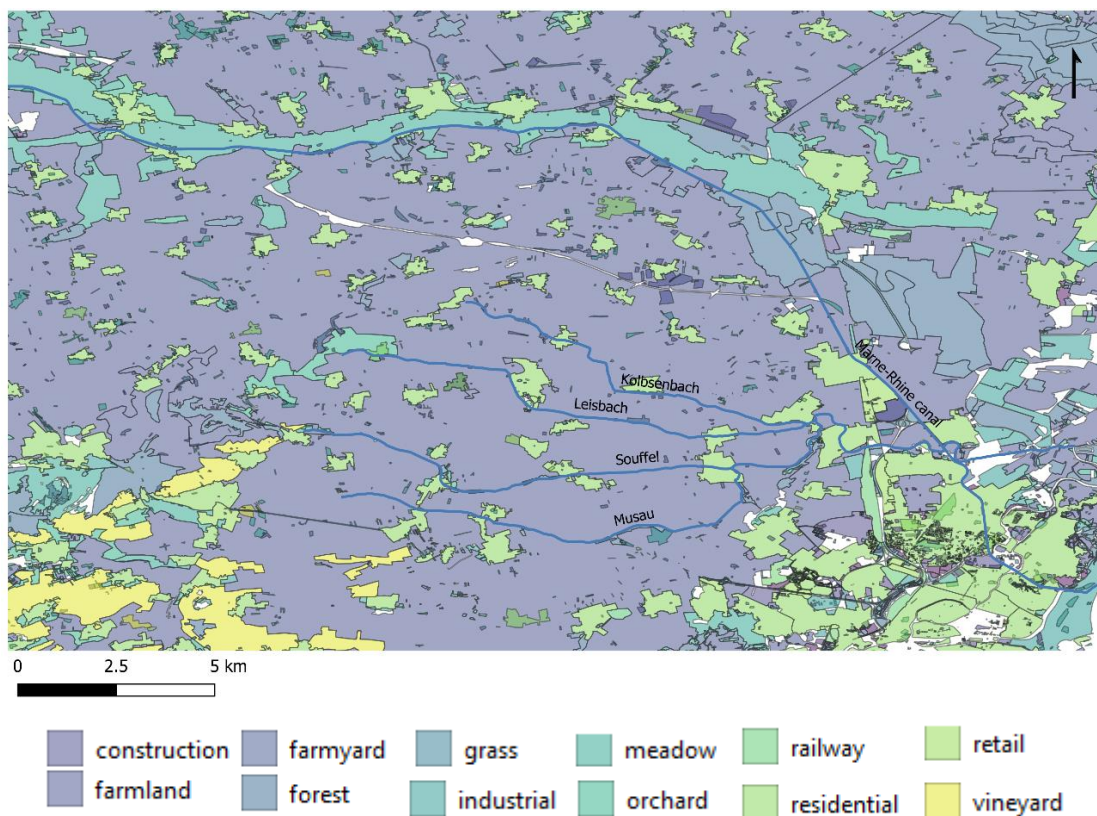


Figure 41 Land use in the Souffel catchment

2.4. Pollution

The Souffel catchment is a water body as defined in the WFD. Located in the Rhine-Meuse watershed, it is within the responsibilities of the Rhine-Meuse Water Agency.

According to article 5 of the WFD, each member state shall ensure for each watershed:

- An analysis of its characteristics;
- A review of the impact of human activities on the status of surface waters and groundwater; and
- An economic analysis of water use.

In France, this is the responsibility of each Water Agency. The analysis provides information concerning the water bodies' status, the pressure, and their impacts on the water bodies.

According to the Rhine-Meuse Water Agency (www.rhin-meuse.eaufrance.fr), the Souffel water body has a bad ecological and chemical status and is scheduled to reach good status by 2027 due to disproportionate costs, technical feasibility and natural conditions.

2.4.1. Monitoring of water quality

From the year 2011, there are six monitoring stations in the Souffel water body. We show the location of the monitoring stations in the following illustration (Figure 42) and in the Souffel diagram (Figure 43):

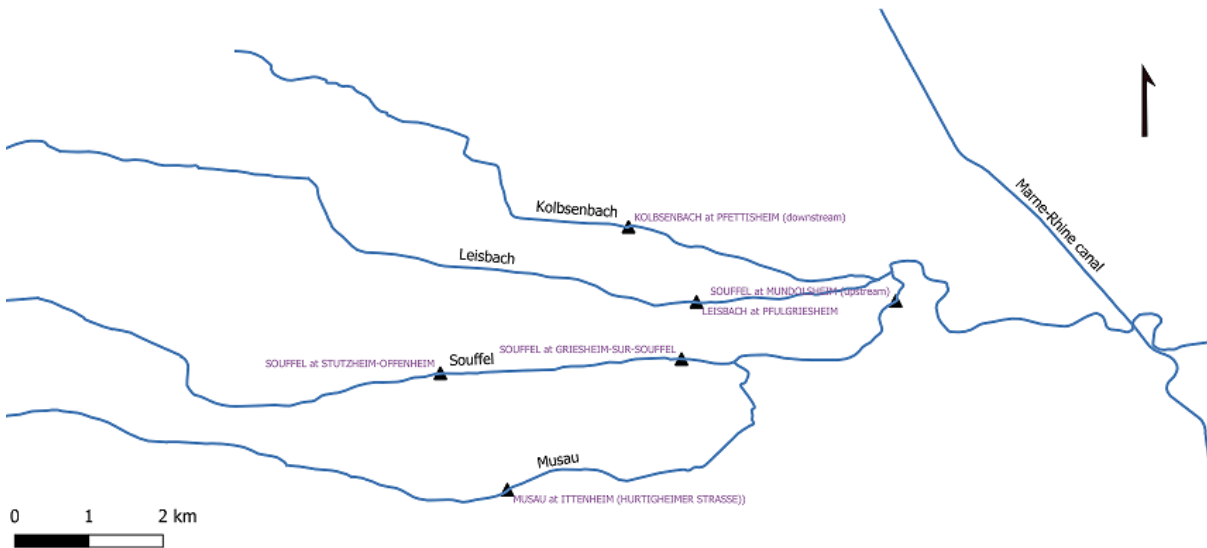


Figure 42 Water quality monitoring stations

The six monitoring stations are located in:

1. the Souffel at Griesheim-sur-Souffel (S17);
2. the Leisbach at Pfulgriesheim (L6);
3. the Souffel at Mundolsheim (upstream) (S11);
4. the Souffel at Stutzheim-Offenheim (S24);
5. the Musau at Ittenheim (Hurtigheimer Strasse) (M10); and
6. the Kolbsenbach at Pfettisheim (downstream) (K8);

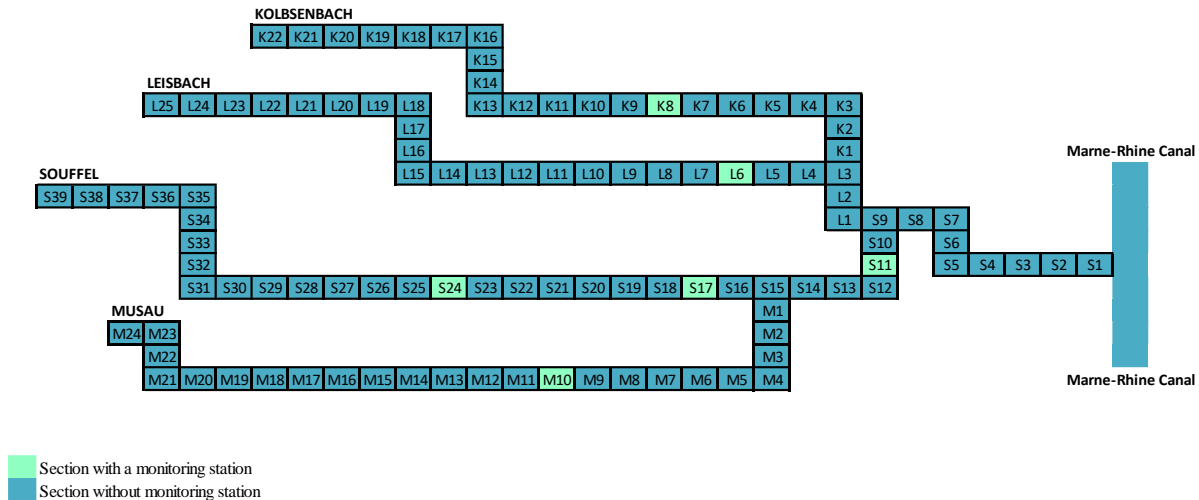


Figure 43 Monitoring stations in the Souffel water body

As we have mentioned in Chapter II, it exists several monitoring networks with different objectives. Besides, it is possible to use the same monitoring station for different monitoring objectives. We present the monitoring objectives for each Souffel monitoring station (Table 9)³⁰:

Table 9 Monitoring Objectives

Monitoring Network	Sections of the catchment					
	S17	L6	S11	S24	M10	K8
Control and surveillance monitoring network			x			
Operation and control monitoring network	x		x			
National network for nitrate monitoring in the surface waters	x	x	x	x	x	x
Departmental interest network	x	x	x	x		
Bas-Rhin basin river study network	x	x	x	x	x	x
Alsace network for nitrate monitoring in the surface waters	x	x	x	x	x	x
Survey control network	x	x	x	x	x	x
Hydropicultural network of the Bas-Rhin fishing federation		x				
Long-term monitoring and analysis network of trends in the quality of rivers in the Rhine-Meuse basin			x			
Operation control network of Rhine-Meuse basin – Physico-chemical component			x			
Rhine-Meuse operational control network – HAP Pane			x			
Rhine-Meuse operational control network – Pesticides component			x			
Rhine-Meuse operational control network – Other substances component			x			
Network for the prospective monitoring			x			
Network for the research and development of the project ‘indice’				x		

³⁰ The information on the monitoring objectives can be found on the Rhine-Meuse Water Agency website (www.rhin-meuse.eaufrance.fr)

2.4.2. Water pressures

The water body diagnostic and analysis (2013-2015) (*Agence de l'eau Rhin-Meuse*, 2013) provided by the Rhine-Meuse Water Agency gives an economic analysis on the use and water users and an analysis on the impact of human activity and the risk for not reaching good environmental objectives in 2021 by analyzing the different types of water pressures for each water body. In this Section, we are interested in identifying the different pressures existing on the water body.

The Souffel water body has three different water pressures: domestic, agricultural, and industrial. The Souffel catchment is located in:

- Significant pressure zone related to the discharge of urban wastewater treatment facilities;
- Significant macro-pollutants pressure zone related to unconnected diffuse discharges;
- Significant pressure zone related to breeding;
- Significant pressure zone related to diffuse nitrogen inputs from agricultural sources;
- Significant pressure zone related to nitrate from agricultural sources (high pressure);
- Significant stream pressure zone in rainy weather from wastewater treatment plants;
- Significant pressure zone related to pesticides from agricultural sources; and
- Hydro-morphological pressure zone.

The 2013-2015 water body diagnostic and analysis suggests that it exists a significant pressure responsible for the risk of not achieving the environmental objectives in 2021 for almost 20% of the existing surface water caused by the organic enrichment and nutrient enrichment in the Rhine-Meuse watershed. Souffel is one of the water bodies with these significant pressures.

The report suggests that the nitrate (NO_3^-) is the main downgrading parameter for the Souffel (MISEN, 2013). Hence, for our study, we choose to focus more specifically on this pollutant.

2.4.3. Nitrate sources

In the Souffel catchment, nitrate pollution has three main sources: agricultural, urban (domestic and industrial), and natural.

The agricultural source of the nitrate comes from the excessive use of nitrogen fertilizer. Nitrogen (N) is a part of vital organic compounds in micro-organisms such as amino acids, proteins, and DNA. Approximately 78% of air is nitrogen. Neither plants nor animals can obtain nitrogen directly from the atmosphere³¹. They depend on the process known as nitrogen fixation. Key players are legumes and symbiotic bacteria. These bacteria are known as nitrogen-fixing

³¹ <https://www.cas.miamioh.edu/mbi-ws/biogeochemicalcycles/nitrogen/nitrogen.htm>

bacteria that convert nitrogen in the soil to ammonia which can be taken up by plants. After the nitrogen fixation occurs, other bacteria convert it to nitrate, in a process known as nitrification. In the first step of this process, nitrosomonas convert ammonia into nitrite, and in the second step, nitrite is converted into nitrate by nitrobacteria which are used by the plants. Yet, excess use of nitrogen may lead to nitrogen leaching into ground and surface water and hence an increase in the nitrate concentration. According to MISEN (2016), the Souffel catchment is located in the high nitrate concentration caused by nitrate diffuse pollution. This is caused by intensive agriculture practices.

The second source of nitrate pollution is the urban nitrate discharge from the Wastewater Treatment Plants (WWTPs). The urban nitrate pollution comprises the domestic and industrial discharge because all the industries on the Souffel are connected to the WWTPs. WWTPs' discharge occurs daily. After receiving the wastewater, the treatment is done by using several steps³², and then it is discharged in the river. The nitrogen discharged into the river stream is then transformed into nitrate by the nitrification process.

Currently, there are four WWTPs with different installed treatment capacity given in population equivalent (p.e.) (Figure 44):

- Stutzheim-Offenheim: this plant has a capacity of treatment of 3,881 p.e.;
- Griesheim-sur-Souffel: this plant has a capacity of treatment of 9,500 p.e.;
- Truchtersheim: this plant has a capacity of treatment of 7,454 p.e.; and
- Kienheim: this plant has a capacity of treatment of 135 p.e.

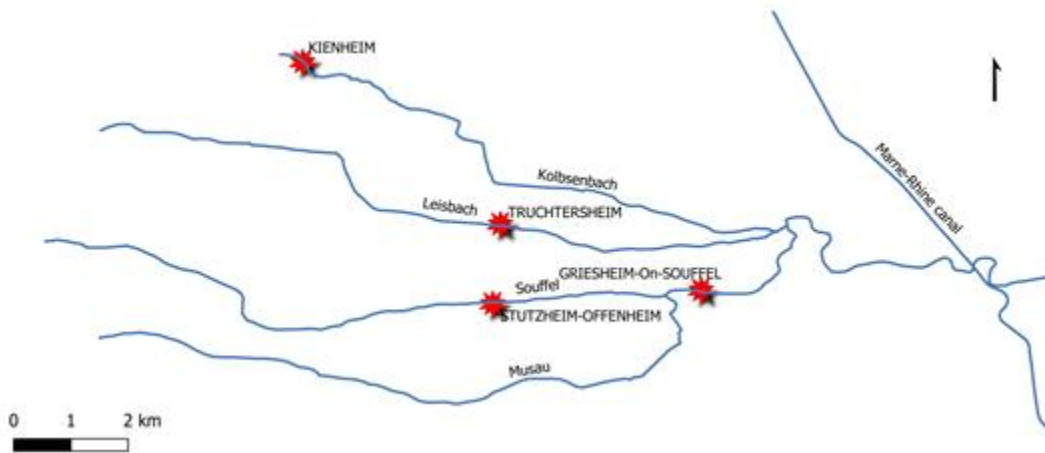


Figure 44 WWTPs in the Souffel catchment

³² Primary treatment: consists of temporarily holding the sewage in a quiescent catchment where heavy solids can settle to the bottom while oil, grease and lighter solids float to the surface. Secondary treatment: consists on removing the dissolved and suspended biological matter. Tertiary treatment: sometimes defined as anything more than primary and secondary treatment in order to allow ejection into a highly sensitive or fragile ecosystem.

In the above illustration, we can see the location of the four WWTPs. We note that two WWTPs are located on the Souffel main river. The other two stations are located one on the Leisbach and the other on the Kolbsenbach. The Musau stretch does not have any WWTP.

We show the location of the WWTPs on our diagram (Figure 45). In this way, we can see in which catchment section urban pollution is emitted.

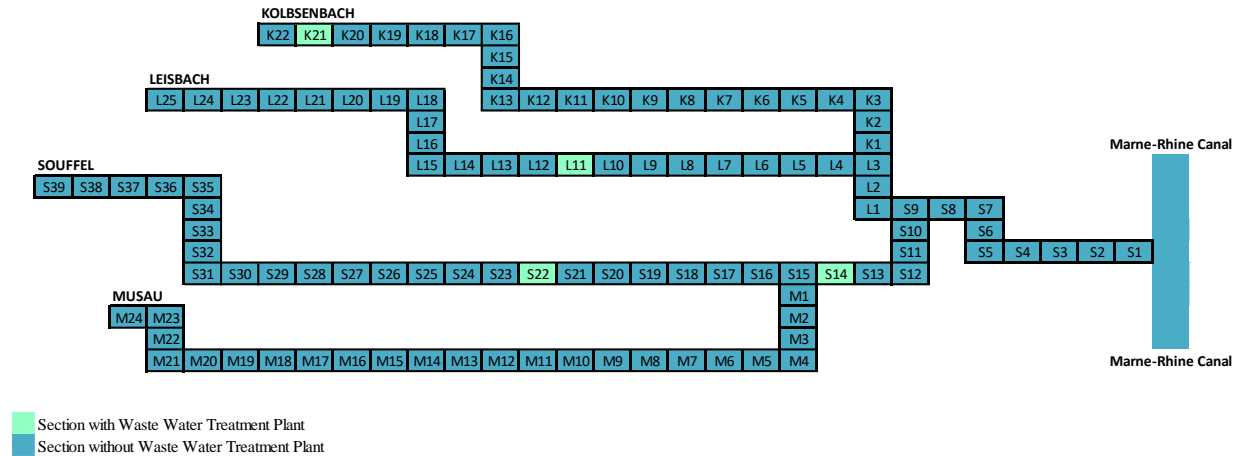


Figure 45 WWTPs location

In the above illustration, the location of the WWTPs is represented in the orange catchment sections. We note that:

- Stutzheim-Offenheim is located at S22;
- Griesheim-sur-Souffel is located at S14;
- Truchtersheim is located at L11; and
- Kienheim is located at K21.

2.4.4. Nitrate concentration

The nitrate concentration for the Souffel catchment is accessible on the Rhine-Meuse Water Agency website (www.rhin-meuse.eaufrance.fr). The concentration is measured 5 to 13 times per year for each of the six monitoring stations based on the monitoring strategy of the Rhine-Meuse Water Agency. The nitrate concentration that is used as a reference for the good ecological status is a concentration for the past three years. The choice of this reference concentration is discussed and agreed on between experts from the field of water quality and hydrology: Rhine-Meuse Water Agency, DREAL, and AFB. The retained concentration is in most cases is the highest or the second-highest concentration of the year. Most of the time on our data we see that the second-highest concentration is chosen when there was ten or more measurement in the year. The WFD requires that data analysis of the ecological status of waters

to be undertaken using the 90th percentile (DREAL, 2012). The three-yearly reference concentration for the WFD is, in most cases, the median of the nitrate concentration for the past three years (the concentration remaining after the maximum and minimum concentration has been removed). The following diagram (Figure 46) shows the nitrate concentration for the years 2015, 2016, and 2017 (see Appendix IV for complete data):

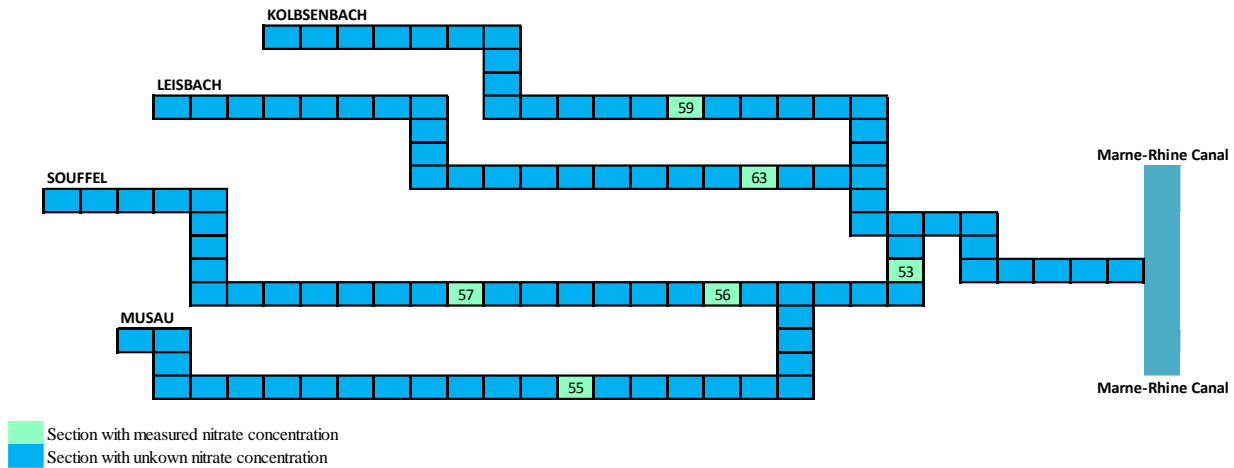


Figure 46 Nitrate concentration (mg/l)

The nitrate concentration is given in the orange catchment sections. We note that the nitrate concentration for all monitoring stations exceeds the 50 mg/l, the legal limits for the production of water intended for human consumption (*Décret n°2001-1220 du 20 décembre 2001 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux minérales naturelles*). The 50 mg/l standard was set based on the risks faced by the most vulnerable populations: infants and pregnant women. Water with a nitrate concentration exceeding 50 mg/l is not drinkable³³.

3. Hydrological pressure-impact modeling

In Section 3, we present our model that aims to estimate the nitrate concentration in all the river catchment sections. This will allow us to estimate the impact of choosing another location for the monitoring stations on the nitrate concentration observed.

To make this estimation, we need to estimate the nitrogen discharge in the river from agricultural and urban sources, and to estimate the river flow for every catchment section.

In this dissertation, we especially focus on spatial issues. Hence, our hydrological model is static and not dynamic. It means that if pollution emissions are always the same every day, the concentration does not change, there is no cumulative effect. Furthermore, if emissions from urban or agricultural sources stop, we suppose that, instantly, there is no more anthropogenic pollution in the river.

In the dynamic models, pollution takes time to leave, so if you always discharge the same amount of pollution, the pollution accumulates. This means that at a certain moment if you stop pollution discharge in the river, there will still exist pollution in the river.

As we proceed, we present first the estimation of the river flow, and then we present the nitrogen discharge estimation.

3.1. Estimating rivers flow

3.1.1. Data sources

To estimate the river flow for every catchment section in the river, we use four different data sources.

First, we use the data provided by the **Great Western Ring of Strasbourg project** (GWR) (Simoné-Pichard et al., 2016). The project includes a hydrological study. The objective of the hydrological studies is to evaluate the characteristics of all surface flows located on the GWR project. In Simoné-Pichard et al. (2016), the hydrological study will be used to feed the hydraulic and clean-up studies. The river flow was estimated based on the precipitation assessment provided by the nearest rain gauge station to the Souffel catchment (Strasbourg-Entzheim) and on the analysis of the historic river flow provided by the hydrometric station (Mundolsheim). The Mundolsheim station was the only hydrometric station on the Souffel catchment. This station was managed by the DREAL Grand-Est. The last data provided by this station was in 2001 (DREAL, 2019).

The second data source is provided by the **Pegase model** of the Rhine-Meuse Water Agency. The Pegase model is a hydrological model used by most of the French Water Agencies to evaluate the impact of their water policies. It was first developed for the Walloon Region and then it was improved to be adapted and applied by other river catchments (Deliège et al., 2009).

The third data source comes from our interviews of the **DREAL Grand-Est** personnel³⁴. We recall that the DREAL is the one that manages the hydrometric monitoring stations.

³⁴ We have interviewed Pierre-Louis Tisserant, Project manager transboundary water expertise, department of water, biodiversity and landscape.

The fourth and final data source concerns the **water volume discharge in the stream by the WWTPs**. In *Délégation InterServices de l'Eau Seine-Maritime* (2009) the water volume discharged by the WWTPs is 150 l/day/p.e. Hence, from Section 2.4.3, we can compute the water volume discharge for each WWTP.

3.1.2. River flow estimation

From the data sources described above, we now estimate the river flow for every catchment section in the Souffel catchment.

From the GWR project (Simoné-Pichard et al., 2016), we use the part concerning the hydrological studies and the section on the water and aquatic environment (page 57). The study presented an estimation for the river flow average (module) for the Souffel catchment. By using the QGIS software and the information provided by the study we were able to identify different river flows for fourteen catchment sections. We present in the following table (Table 10) the average river flow for those fourteen catchment sections:

Table 10 Identified average river flow per catchment section

Catchment section	Location	Value (m ³ /s)
S31	Souffel at Hurltigheim	0.046
S24	Souffel downstream of the Plaetzerbach	0.069
S16	Souffel upstream of the Musau	0.094
S15	Souffel downstream of the Musau	0.146
S9	Souffel at the confluence with the Liesbach	0.283
S5	Souffel at the hydrometric station of Mundolsheim	0.297
S1	Souffel at the confluence with the Marne-Rhine Canal	0.343
M1	Musau at the confluence with the Souffel	0.052
M11	Musau at the intersection with GWR	0.033
L1	Leisbach at the confluence with the Souffel	0.120
L8	Leisbach at the intersection with the GWR	0.063
K12	Kolbsenbach at the place called Biankethal	0.038
K9	Kolbsenbach at the intersection with the GWR	0.041
K1	Kolbsenbach at the confluence with the Leisbach	0.053

The location of the river flows obtained thanks to Simoné-Pichard (2016) converted in l/s are schematized in the following illustration (Figure 47):

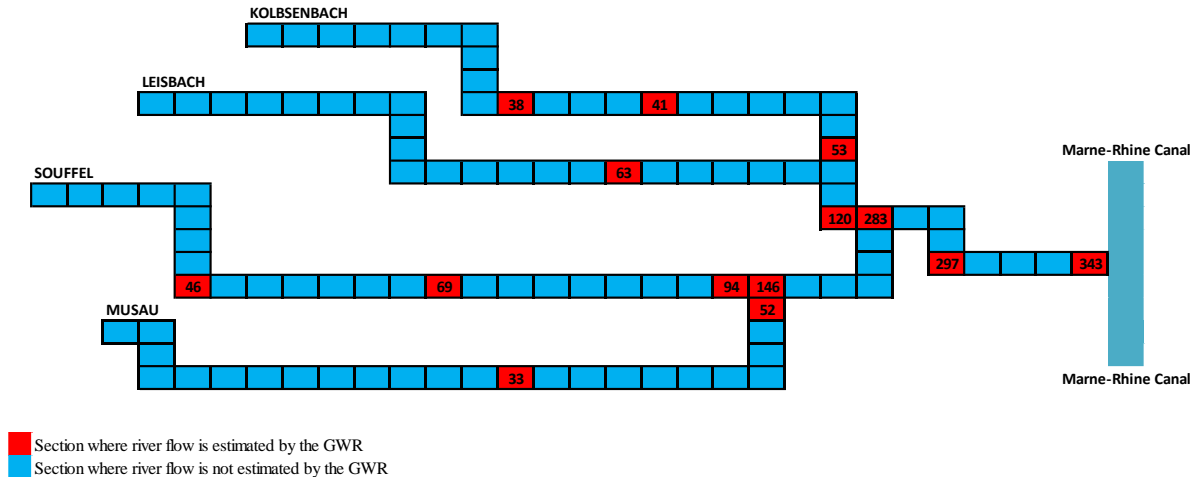


Figure 47 River flow estimated by the GWR (l/s)

We choose to estimate the river flow between two catchment sections where the river flow is known by linear extrapolation, taking into account the breaks downstream from the WWTPs (by adding the volumes³⁵: 6.7 l/s for S22, 16.5 l/s for S14, 12.9 l/s for L11, and 0.23 l/s for K21) and the confluences (by summing the flows of the two tributaries). But to make this linear extrapolation, we need to know the flows for the most upstream catchment sections (sources) of the four rivers.

By cross-referencing the data provided by the Pegase and the expertise of the DREAL, we choose as flow at the source of the four rivers: 8 l/s for the Musau, 20 l/s for the Souffel, 5 l/s for the Leisbach and 26 l/s for the Kolbsenbach.

In the following (Figure 48), we show the results of our estimation for each catchment section in the watershed:

³⁵ The volume is computed by multiplying the p.e. in section 2.4.3 by the 150 l/day/p.e (see section 2.1.1). The value is then transformed to l/s by dividing the volume by 86 400.

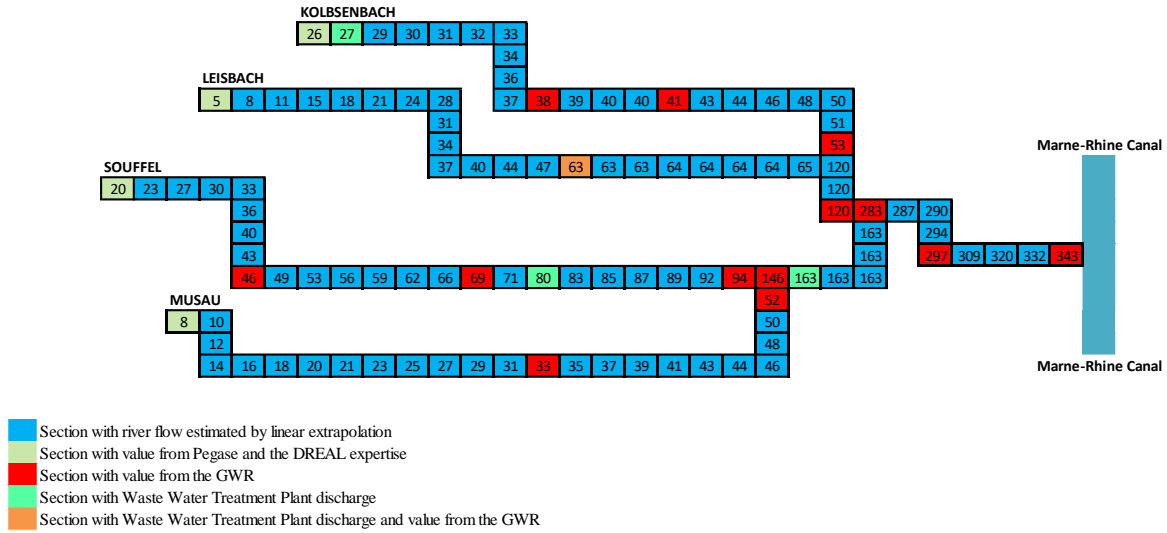


Figure 48 Module river flow (l/s)

In the following, we show the river flow for each river.

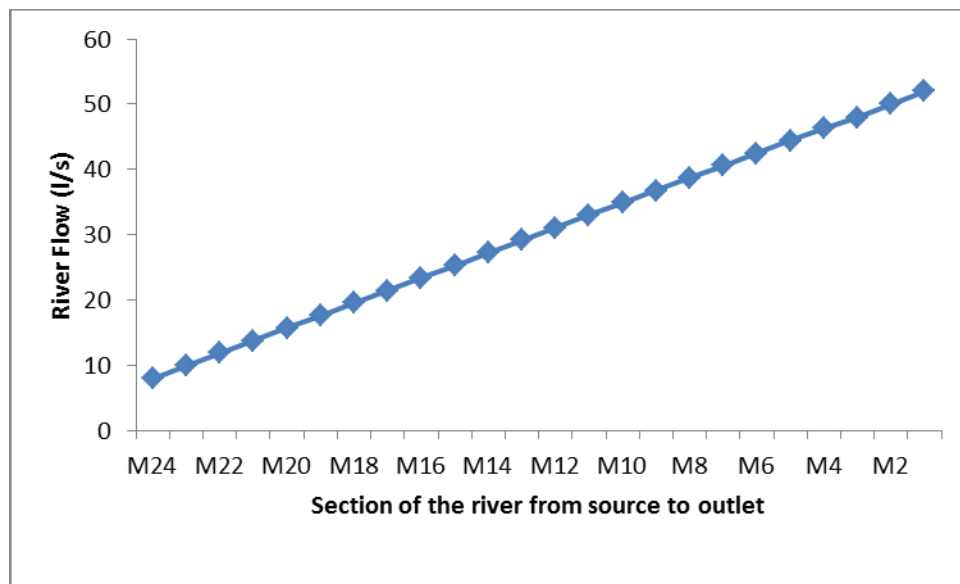


Figure 49 River flow - Musau (l/s)

The Musau stream has neither WWTP nor connected stream. The flow is therefore only estimated by linear extrapolation (Figure 49).

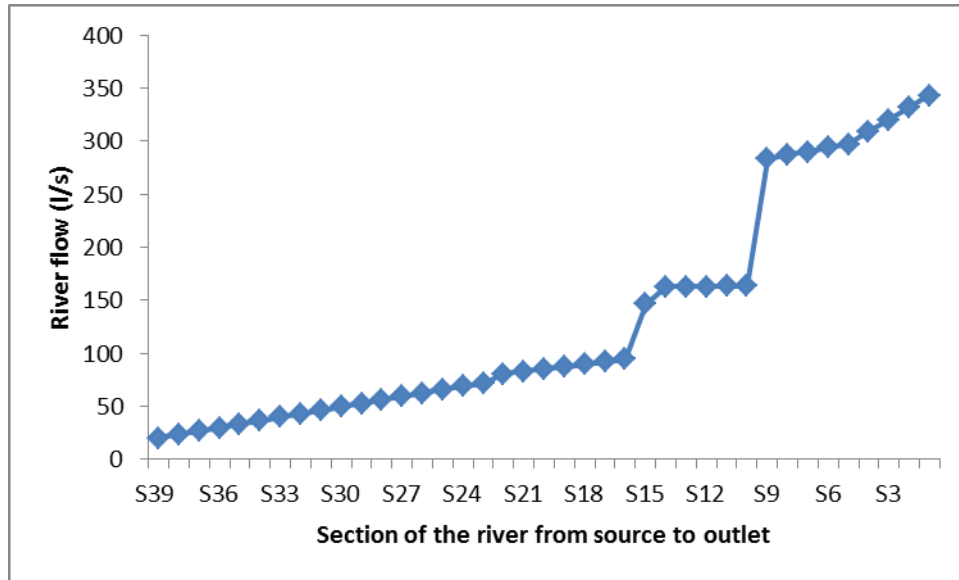


Figure 50 River flow - Souffel (l/s)

From the above illustration (Figure 50), we note that there are breaks in the river flow estimations for the Souffel river flow. These breaks are on catchment sections S22, S15, S14, and S9. They are explained as follows:

- The presence of water volume discharged from the WWTP at the catchment section S22;
- The connection between the Musau and the Souffel at the catchment section S15;
- The presence of water volume discharged from the WWTP at the catchment section S14;
and
- The connection between the Leisbach and the Souffel at the catchment section S9.

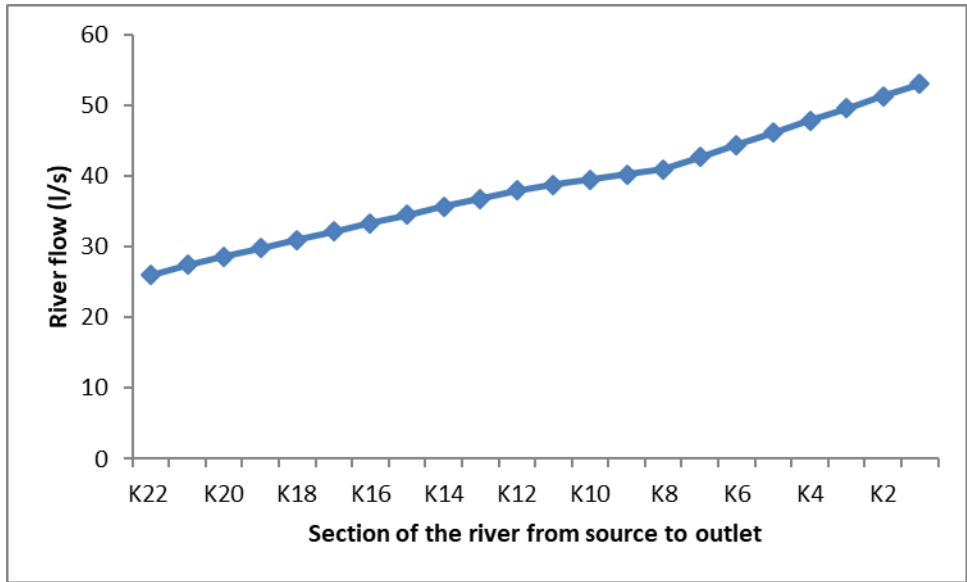


Figure 51 River flow - Kolbsenbach (l/s)

The Kolbsenbach has one WWTP located at the catchment section K21. Moreover, the river flow estimation is done by three linear extrapolations, upstream and downstream of the monitoring station in catchment section K12 and K8 (Figure 51).

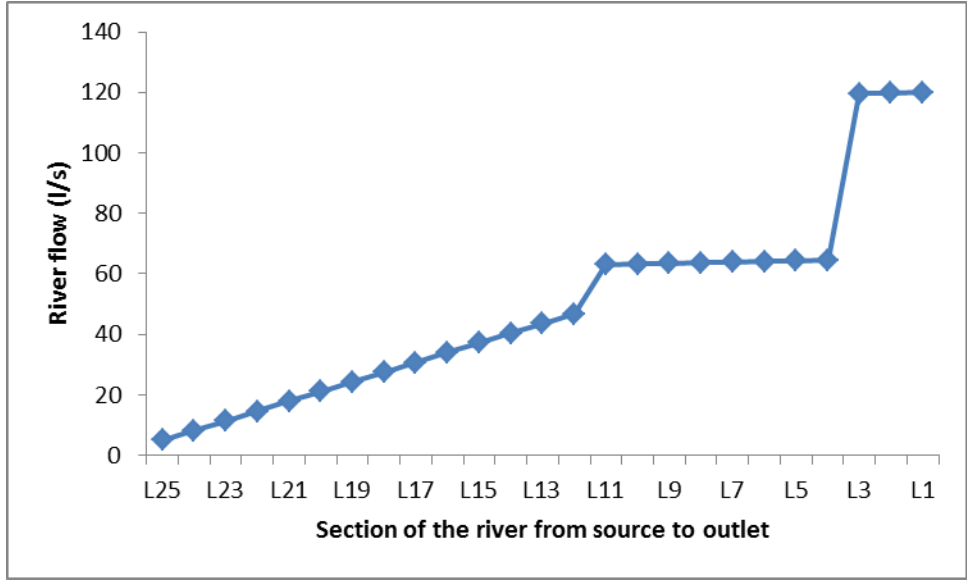


Figure 52 River flow - Leisbach (l/s)

We note from Figure 52 two breaks in the river flow. The river flow breaks are explained as follows:

- The presence of water volume discharged from the WWTP at the catchment section L11; and
- The connection between the Kolbsenbach and the Leisbach at the catchment section L3.

3.2. Nitrate pollution from urban sources

To know the nitrate concentration from urban sources, we need to know the nitrate mass discharged by every WWTP. For that, we use the data provided by the Rhine-Meuse Water Agency on the nitrogen (N) discharge for each WWTP. The nitrogen discharge is given by kg N/day (www.rhin-meuse.eaufrance.fr).

As mentioned before, we have two types of discharge for urban pollution: domestic and industrial pollution connected to the WWTPs. The nitrogen discharge from each WWTP is given as follows:

1. Stutzheim-Offenheim: this plant discharges 25.99 kg N/day;
2. Griesheim sur Souffel: this plant discharges 6.26 kg N/day;
3. Truchtersheim: this plant discharges 4.92 kg N/day; and
4. Kienheim: this plant discharges 0.9 kg N/day.

The above data is accessible for the public on the Rhine-Meuse Water Agency website. We use the 2017 data for the daily nitrogen discharge load.

By knowing the nitrogen discharged mass it is then easy to know the nitrate mass for the concerned catchment section. The literature suggests that to convert the nitrogen discharged mass to nitrate discharged mass, we need to multiply the nitrogen discharged mass by 4.42 (website of the Public Health Institute Québec³⁶; Nisbet and Verneaux, 1970; Sumelius et al., 2005).

We convert the nitrogen discharged mass from kg N/day to mg NO₃⁻/s.

$$1 \text{ kg N/day} = \frac{10^6}{86400} \cdot 4.42 \text{ mg NO}_3^-/\text{s}$$

Furthermore, the urban nitrate discharged mass for each catchment section is then obtained. The following illustration (Figure 53) shows the urban nitrate discharged mass in mg/s for the catchment sections where there are WWTPs:

³⁶ <https://www.inspq.qc.ca/eau-potable/nitrates>

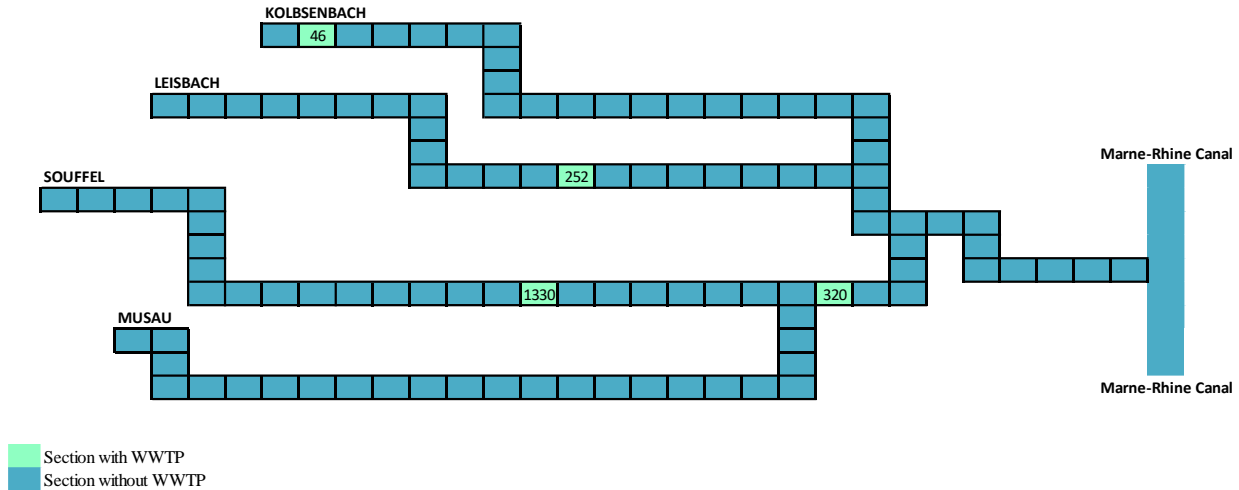


Figure 53 Urban nitrate discharged mass (mg/s)

We suppose that for every catchment section in the river we have an auto-purification rate. The Rhine-Meuse Water Agency estimates the auto-purification for the nitrate at 60% for every 10 km. If we apply this hypothesis to our model (catchment sections of 500 m) the auto-purification per catchment section is equal to 5%. The urban nitrate cumulated mass is shown in the following illustration (Figure 54):

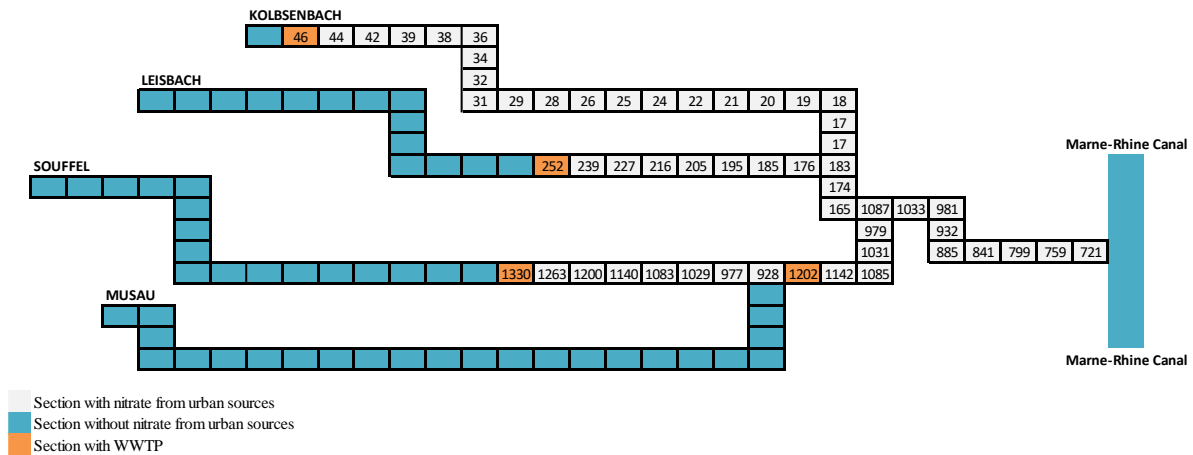


Figure 54 Urban nitrate cumulated mass per catchment section (mg/s)

The nitrate concentration from urban sources (mg/l) is then obtained by dividing the nitrate cumulated mass (mg/s) (Figure 54) by the river flow (l/s) (Figure 48) for each catchment section. The nitrate concentration from urban sources is shown in the following diagram (Figure 55):

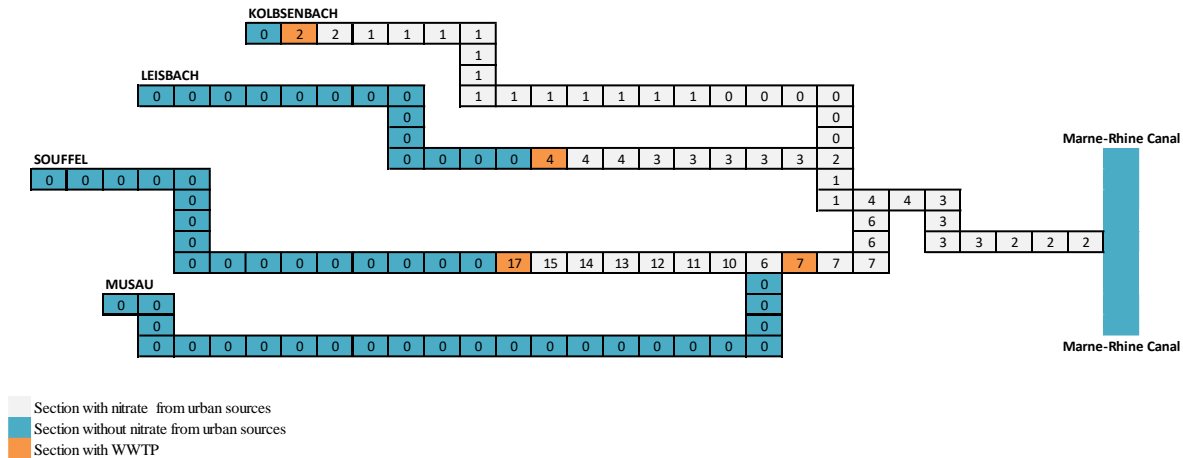


Figure 55 Nitrate concentration from urban sources (mg/l)

We can see from the above illustration (Figure 55) that the maximum nitrate concentration from urban sources is 17 mg/l. We are far from the 50 mg/l standard. Nitrate pollution from urban sources cannot be the main reason to explain the downgrading of the water body.

3.3. Natural nitrate pollution

According to Verchère (2010), the natural nitrate concentration in French water varies between [3-5] mg/l.

In our model, we suppose that the natural nitrate concentration is constant in all the catchment sections. We fix this value to be equal to 4 mg/l for every catchment section.

3.4. Nitrate pollution from agricultural sources

The urban (Figure 55) and natural (Section 3.3) nitrate concentrations estimated previously allow us to deduce the agricultural nitrate concentration that explains the total nitrate concentration at the monitoring stations (Figure 46).

1. the Souffel at Griesheim-sur-Souffel (S17): $56 - 11 - 4 = 41$ mg/l
2. the Leisbach at Pfulgriesheim (L6): $63 - 3 - 4 = 56$ mg/l
3. the Souffel at Mundolsheim (upstream) (S11): $53 - 6 - 4 = 43$ mg/l
4. the Souffel at Stutzheim-Offenheim (S24): $57 - 0 - 4 = 53$ mg/l
5. the Musau at Ittenheim (Hurtigheimer Strasse) (M10): $55 - 0 - 4 = 51$ mg/l
6. the Kolbsenbach at Pfettisheim (downstream) (K8): $59 - 1 - 4 = 54$ mg/l

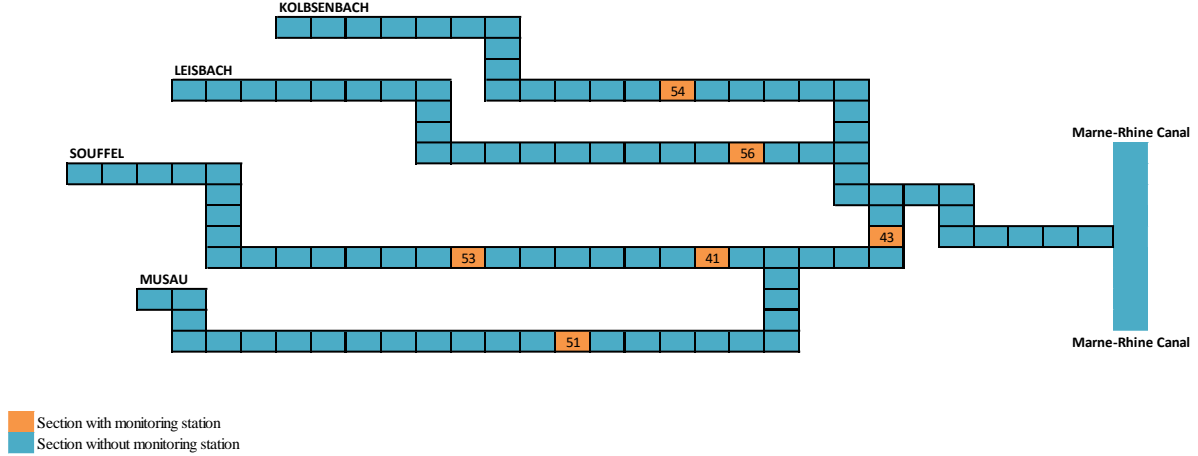


Figure 56 Nitrate concentration from agricultural sources (mg/l)

From these values (Figure 56), we will determine the nitrate concentration from agricultural sources for all the catchment sections of the Souffel.

3.4.1. Methodology

To estimate the nitrate concentration from agricultural sources for each catchment section, we need to know to which catchment section runoff the nitrogen applied to the soil by the farmers. For this purpose, we divide the catchment into \mathcal{J} sub-catchments (zones).

We suppose that in a zone ' i ' of agricultural area S_i (ha), the nitrogen runoff into a river divided into ' J_i ' catchment sections. The farmers on this zone apply, for each ha, a nitrogen quantity denoted Q_i (kg N/ha/year). The total nitrogen quantity applied A_i^N (kg N/year) is computed, for the zone ' i ', as the product between the surface S_i and the quantity per ha Q_i :

$$A_i^N = S_i \cdot Q_i \quad \forall i \in [1, \mathcal{J}] \quad (48)$$

The nitrogen applied for each zone is consumed by the plants. Nevertheless, the plants consume only their demand for nitrogen, and the surplus is diffused into the water stream and transformed into nitrate by the nitrification process. This leads to an increase in nitrate concentration in the stream.

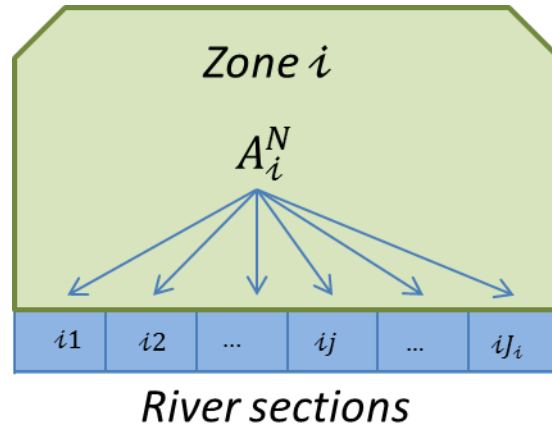


Figure 57 Nitrogen/Nitrate runoff in the river

The nitrate mass diffused into each catchment section depends on specific characteristics to each zone i (zone diffuse coefficient ζ_i) and to each catchment section ij (allocation key σ_{ij}). The zone diffuse coefficient (ζ_i) expresses the quantity of nitrate ($\text{mg NO}_3^-/\text{s}$) found in the river for every 1 Kg N/year applied by the farmers. On the other hand, the allocation key (σ_{ij}) defines how this nitrate is distributed in each catchment section.

The nitrate diffused into the catchment section ij from the zone ' i ' is computed as the product of the nitrogen applied for the catchment section, the zone diffuse coefficient, and the allocation key for each catchment section. We thus obtain the nitrate mass $A_{ij}^{\text{NO}_3^-}$ ($\text{mg NO}_3^-/\text{s}$) for each catchment section ij :

$$A_{ij}^{\text{NO}_3^-} = A_i^N \cdot \zeta_i \cdot \sigma_{ij} \quad \forall i \in [1, I] \quad \forall j \in [1, J_i] \quad (49)$$

We illustrate the nitrate diffuse process in the following illustration (Figure 58).

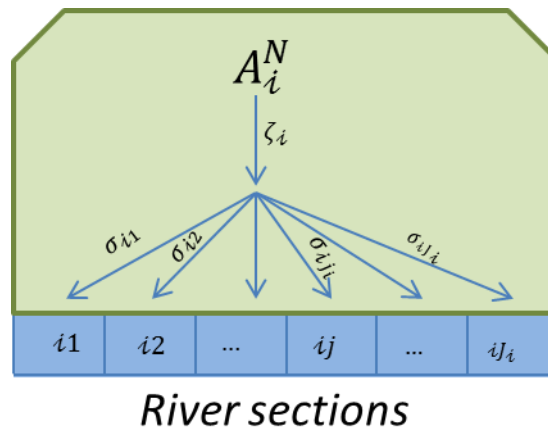


Figure 58 Nitrogen/Nitrate runoff to each catchment section

We deduce from (49) the nitrate cumulated mass from agricultural sources, $\tilde{A}_{ij}^{NO_3^-}$, for each catchment section ij , by integrating the 5% auto-purification coefficient as we did with urban pollution (see Section 3.2), called ρ :

$$\tilde{A}_{ij}^{NO_3^-} = A_i^N \cdot \zeta_i \cdot [\sigma_{ij} + \sigma_{ij-1} \cdot (1 - \rho) + \sigma_{ij-2} \cdot (1 - \rho)^2 + \dots] \quad \forall i \in [1, J] \quad \forall j \in [1, J_i] \quad (50)$$

The nitrate concentration from agricultural sources $\mathcal{C}_{A_{ij}^{NO_3^-}}$ in each catchment section ij is equal to the cumulated nitrate mass divided by the river flow (R_{ij}).

$$\mathcal{C}_{A_{ij}^{NO_3^-}} = \frac{\tilde{A}_{ij}^{NO_3^-}}{R_{ij}} \quad \forall i \in [1, J] \quad \forall j \in [1, J_i] \quad (51)$$

\Leftrightarrow

$$\mathcal{C}_{A_{ij}^{NO_3^-}} = A_i^N \cdot \zeta_i \cdot \frac{[\sigma_{ij} + \sigma_{ij-1} \cdot (1 - \rho) + \sigma_{ij-2} \cdot (1 - \rho)^2 + \dots]}{R_{ij}} \quad (52)$$

$$\forall i \in [1, J] \quad \forall j \in [1, J_i]$$

By knowing the nitrate concentration from agricultural sources ($\mathcal{C}_{A_{ij}^{NO_3^-}}$) at the monitoring station (Figure 56), the river flow R_{ij} for each catchment section ij (see Figure 48), by calculating the quantity of nitrogen spread on the zone A_i^N , and by defining the catchment section allocation key σ_{ij} , the zone diffuse coefficient can be deduced from function (52) as follows (53):

$$\zeta_i = \frac{\mathcal{C}_{A_{NO_3^-} ij} \cdot R_{ij}}{A_i^N \cdot [\sigma_{ij} + \sigma_{ij-1} \cdot (1 - \rho) + \sigma_{ij-2} \cdot (1 - \rho)^2 + \dots]} \quad \forall i \in [1, J] \quad (53)$$

Thus, we can now estimate the concentration (52) for all the catchment sections of the Souffel.

3.4.2. Application

3.4.2.1. Determination of the hydrographic zones

As presented in Section 3.4.1, we divide our catchment into hydrographic zones to estimate the nitrogen runoff in each catchment section. For that, we rely on the work of Erb (1991) that presents the hydrographic characteristics of the Souffel catchment (Figure 59).

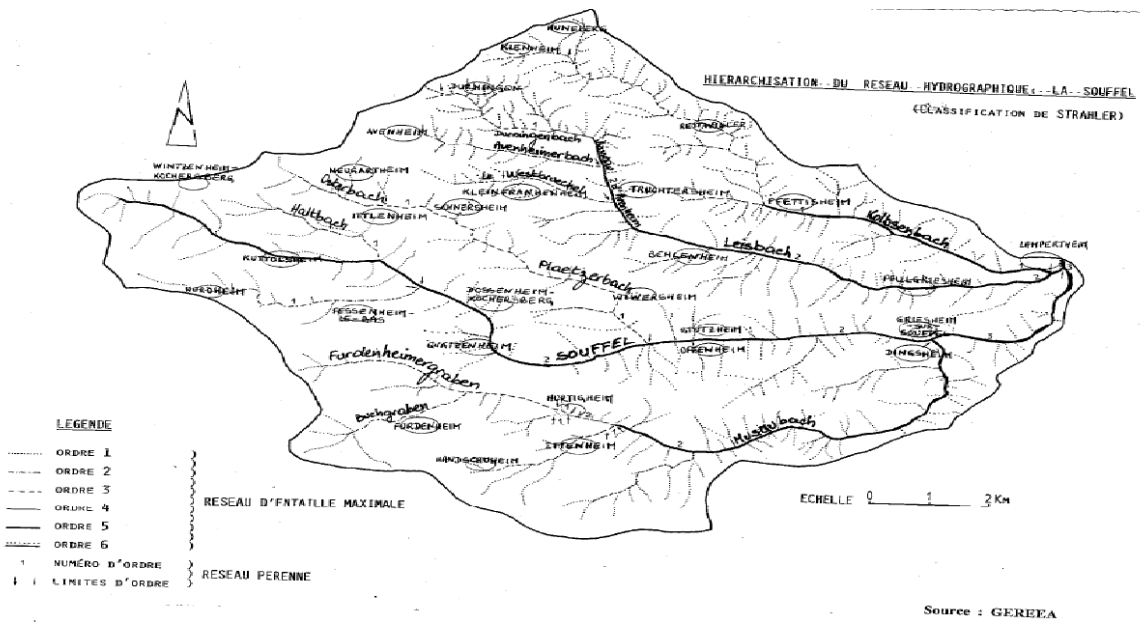


Figure 59 Souffel hydrographic sub-catchment; (Erb, 1991)

From the above illustration (Figure 59), we can see several side branches for the river and the river tributaries with no water flow (dotted lines). However, these dead branches allow us to know which catchment section the nitrogen is diffusing too. Based on Figure 59, we divide the catchment into five sub-catchments or hydrographic “Zones” (Figure 60).



Figure 60 Souffel zones

The five hydrographic zones are divided as follow:

- Zone 1: Musau;
- Zone 2: Souffel (upstream of the confluence with Musau);
- Zone 3: Souffel (downstream of the confluence with Musau);

- Zone 4: Leisbach; and
- Zone 5: Kolbsenbach.

We also represent these five zones in the Souffel catchment diagram (Figure 61).

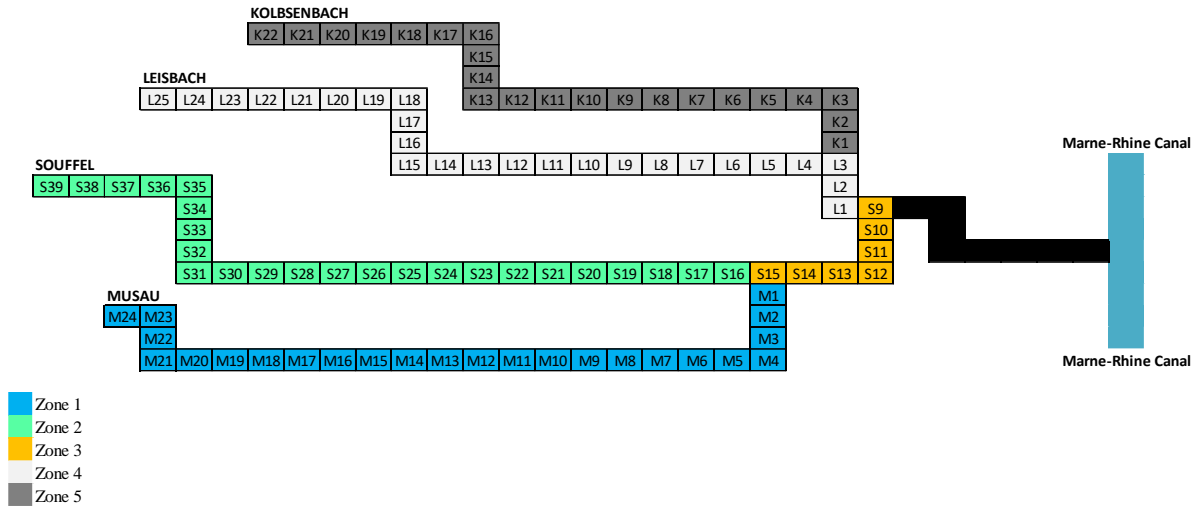


Figure 61 Souffel hydrographic zones

The Souffel downstream of the confluence with the Leisbach, represented by the black color, is mostly a residential area. Then there is no nitrate from agricultural sources discharged in this zone.

3.4.2.2. Determination of the A_i^N : quantities of nitrogen applied by farmers in each zone i

To apply the model to our catchment, we need to know how much nitrogen is applied in each zone.

The Souffel catchment land use is made up of 77% of agricultural land. Using the geographic information system software QGIS, we have calculated the agricultural area (S_i) for each zone (see Table 11).

Also, according to Agreste (2014), the average nitrogen application in France is 140 kg N/ha/year. Adding to that, the Rhine-Meuse Water Agency, on its website, estimated excess of 25 kg N/ha/year in the Alsace region. Therefore, we suppose that the nitrogen applied is 165 kg N/ha/year. We deduce in Table 11, the nitrogen quantities applied in each zone.

Table 11 Nitrogen applied by farmers in each Souffel catchment zone

Zone	Agricultural area S_i (ha)	Nitrogen applied A_i^N (kg/year)
Zone 1	1,853	305,745
Zone 2	2,715	447,975
Zone 3	735	121,275
Zone 4	1,831	302,115
Zone 5	3,244	535,260

3.4.2.3. Determination of the allocation key for each catchment section (σ_{ij})

The allocation key depends on the land use surrounding each catchment section. We assign for each catchment section j (of each zone i), a land use coefficient (l_{ij}) by using the land use provided by the QGIS software. We suppose that the land use coefficient varies between [0; 1] depending on the land use surrounding the catchment section. The descriptions for the coefficients are given in the following Table 12:

Table 12 Land use coefficients description

Coefficient	Description
0	No agricultural land use is present
0.25	Presence for agricultural and residential land use, yet the residential is dominant
0.5	Residential and agricultural land use are equal
0.75	Agricultural land use is dominant
1	No residential land use is present (only agricultural)

The following illustration (Figure 62) shows the land use coefficient for each catchment section:

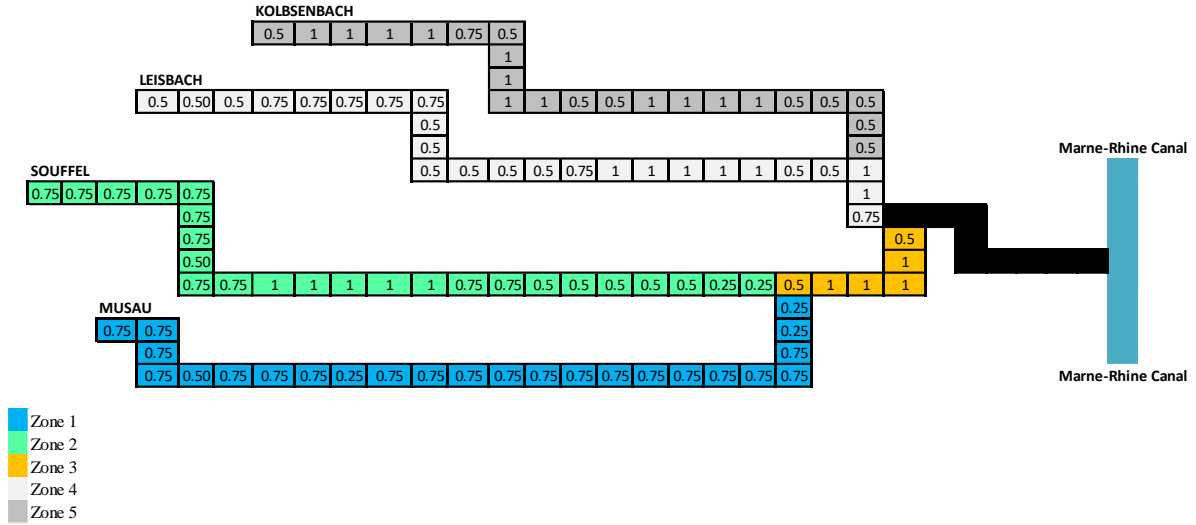


Figure 62 Catchment section land use coefficients

The allocation key is then computed by dividing the land use coefficient for each catchment section by the sum of the land use coefficient in the zone:

$$\sigma_{ij} = \frac{l_{ij}}{\sum_{j=1}^{J_i} l_{ij}} \quad \forall i \in [1, J] \quad \forall j \in [1, J_i] \quad (54)$$

The following table (Table 13) shows the sum of the land use coefficient for each zone:

Table 13 Sum of the land use coefficients

Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4	Zone 5
16.25	16.75	5	17.75	17.25

The allocation key for each catchment section is given in the following illustration (Figure 63):

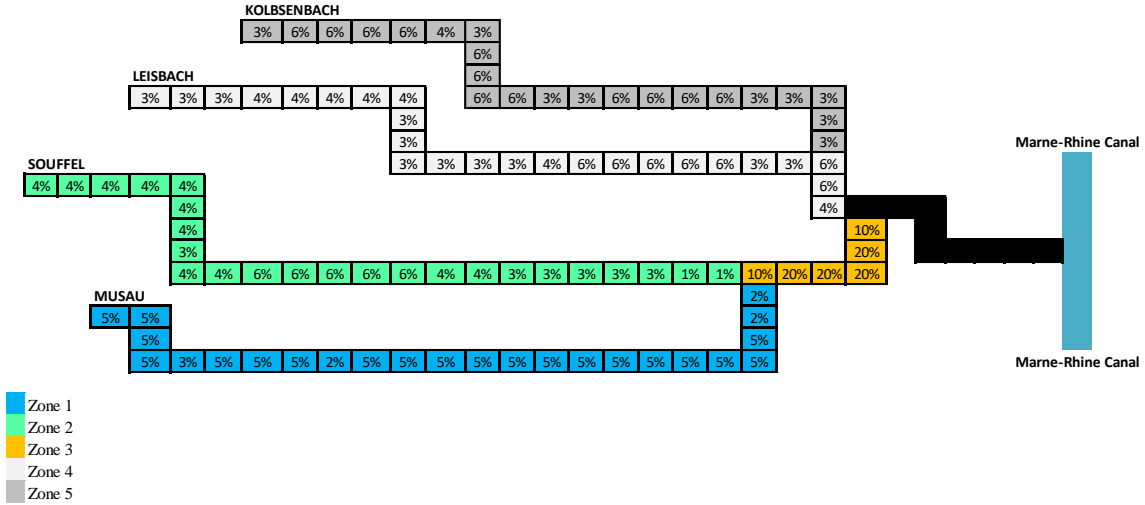


Figure 63 Catchment section allocation key

3.4.2.4. Determination of the zone diffuse coefficient (ζ_i)

By applying the equation (53) of the methodology Section 2.4.1, we calculate the zone diffuse coefficient ζ_i for each zone i .

Table 14 Zone diffuse coefficient

ζ_1	ζ_2	ζ_3	ζ_4	ζ_5
0.0126	0.0148	0.0246	0.0223	0.0078

The values in Table 14 show the quantity of nitrate in mg NO_3^-/s that we find in the river stream after the nitrogen application of 1 kg N/year in each zone. For example, if a farmer applies 100 kg N/year in zone 1, we find 1.26 mg NO_3^-/s of nitrate in the river.

We note in Table 14 that the diffuse zone coefficient is higher for zones 3 and 4, and lower for zone 5. This difference can be explained by differences in the relief, soil type, or proximity of the river to agricultural land.

3.4.2.5. Nitrate diffuse mass, cumulated mass, and concentration per catchment section

By applying equation (49) from the methodology Section 3.4.1, we calculate the nitrate diffuse mass $A_{ij}^{\text{NO}_3^-}$ from agricultural sources for each catchment section (Figure 64):

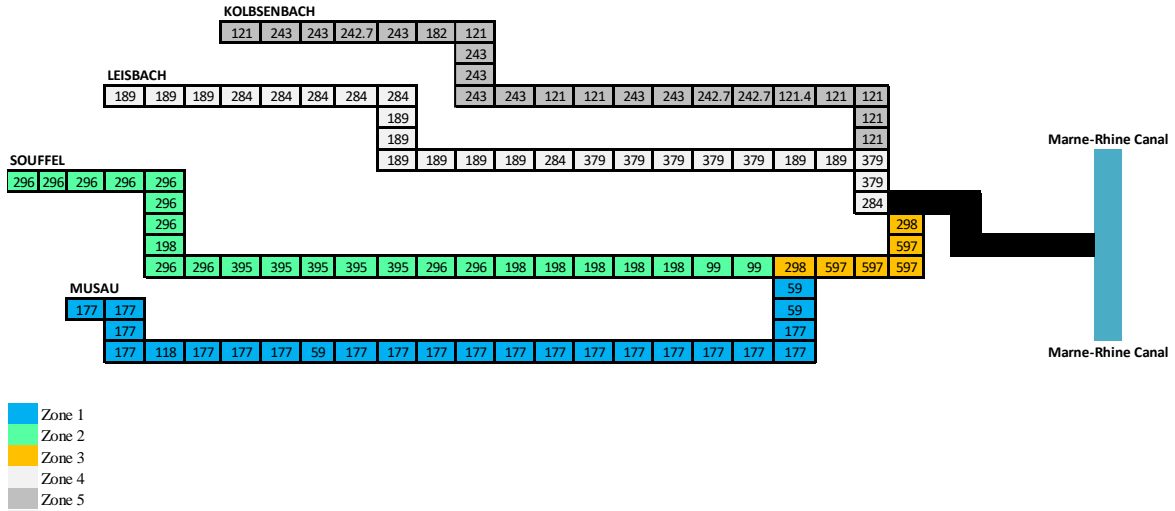


Figure 64 Nitrate diffuse mass from agricultural sources (mg/s)

By applying equation (50) from the methodology section 3.4.1, we calculate the nitrate cumulated mass $\tilde{A}_{ij}^{NO_3^-}$ from agricultural sources for each catchment section (Figure 65):

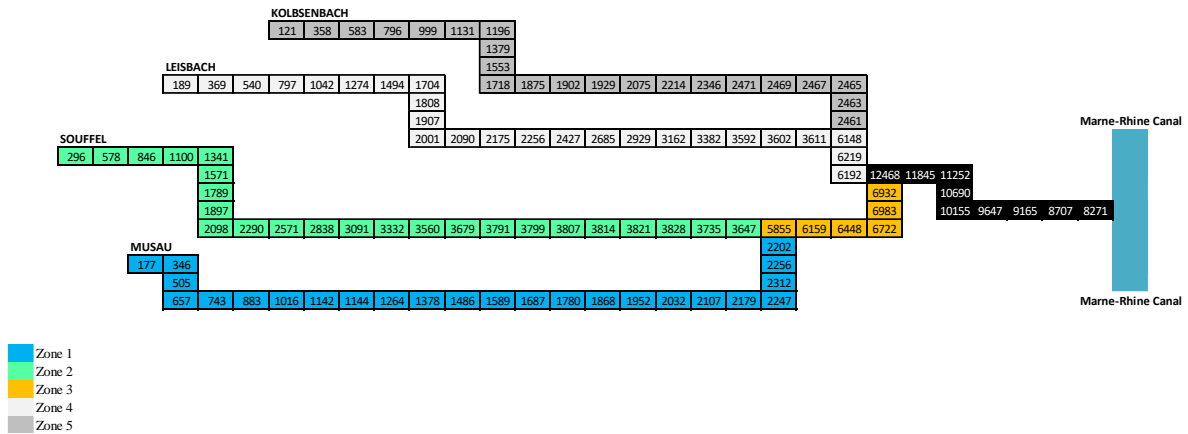


Figure 65 Cumulated nitrate mass from agricultural sources (mg/s)

Finally, we calculate the nitrate concentration $C_{A_{ij}}^{NO_3^-}$ for each catchment section by applying the equation (51) from the methodology Section 3.4.1 (Figure 66):

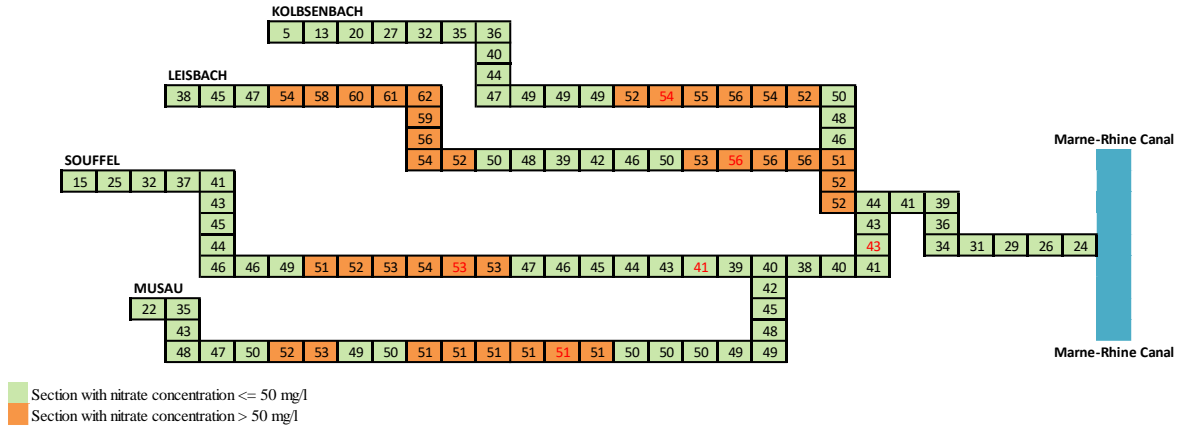


Figure 66 Nitrate concentration from agricultural sources (mg/l)

We note from the above illustration (Figure 66) that the nitrate concentration from agricultural sources exceeds the 50 mg/l in 36 of the 110 catchment sections (32% of the catchment sections have nitrate concentration above 50 mg/l only due to agricultural sources).

3.5. Total nitrate pollution

In this Section, we present, first, a descriptive statistical analysis for the nitrate concentration in the whole catchment. Second, we show what the nitrogen reduction at the source should be so that the whole catchment (each catchment section) has nitrate concentration not exceeding 50 mg/l.

3.5.1. Descriptive statistical analysis

The total nitrate concentration is obtained by computing for each catchment section the sum of the three types of nitrate concentration: agricultural (Figure 66), urban (Figure 55), and natural (Section 3.3). The results are shown in the following diagram (Figure 67):

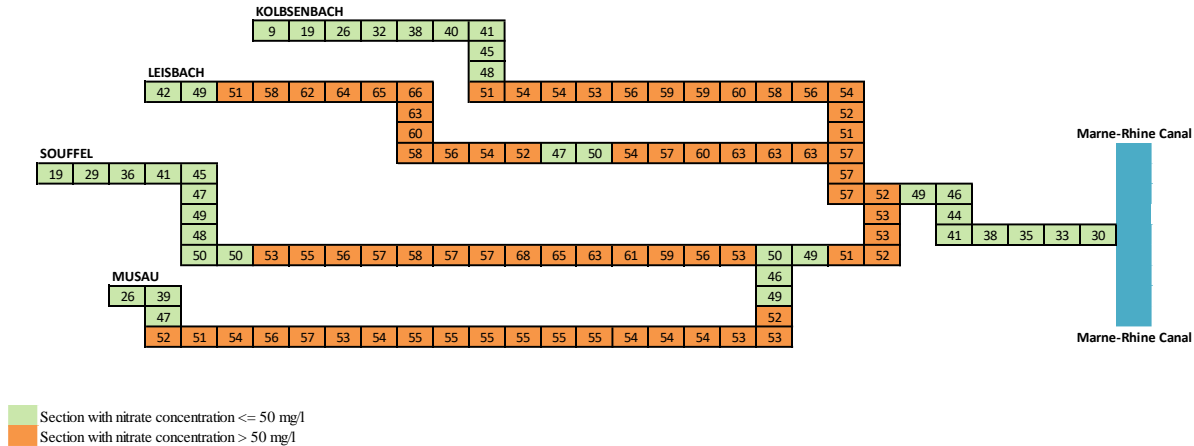


Figure 67 Nitrate concentration in the Souffel catchment (mg/l)

We note, in Figure 67, that 72 catchment sections have nitrate concentration above 50 mg/l, compared to 36 catchment sections when only agricultural pollution is considered (Figure 66). This means that while agricultural pollution accounts for a large part of the downgrading of the water body, other sources of pollution (urban and natural) also play a major additive role.

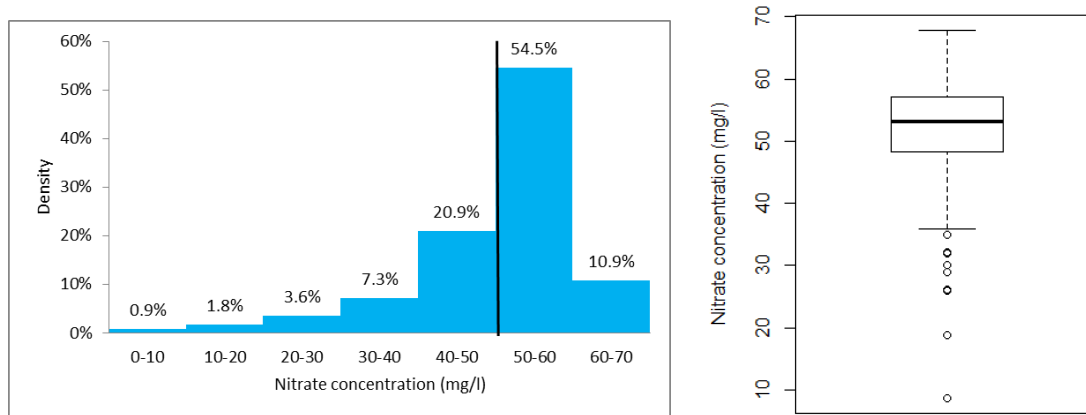


Figure 68 Density plot (left) and boxplot (right) of total concentration

The above illustration (Figure 68) shows our data distribution with a histogram and a boxplot³⁷. We note that 65.4% of the catchment sections have nitrate concentration above 50 mg/l (54.5% between]50-60] mg/l and 10.9% between]60-70] mg/l).

³⁷ The boxplot represents the interquartile interval (1st and 3rd quartile). The horizontal bold line in the box represents the median. Two horizontal lines, called whiskers, extend from the top and the bottom of the box. At the end of these whiskers, the horizontal lines represent the minimum and maximum values once the extreme values have been removed (values more than one and a half times the height of the box).

The following table (Table 15) shows the data summary for the nitrate concentration from different sources and the total nitrate concentration:

Table 15 Data summary for the nitrate sources and the total nitrate concentration

Pollution Source	Min	1st Qu.	Median	Mean	3rd Qu.	Max	SD³⁸	Catchment sections >50mg/l
Urban	0.0	0.0	0.0	1.9	2.0	17.0	3.5	0
Agricultural	5.0	41.0	48.0	45.2	52.0	62.0	10.2	36
Natural	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	0	0
<i>Total</i>	<i>9.0</i>	<i>48.0</i>	<i>53.0</i>	<i>50.8</i>	<i>57.0</i>	<i>68.0</i>	<i>10.4</i>	<i>72</i>

We note that the concentration from an only urban source varies between 0 mg/l (minimum) and 17 mg/l (maximum) with a mean of 1.9 mg/l. The concentration from an only agricultural source varies between 5 mg/l (minimum) and 62 mg/l (maximum) with a mean of 45.2 mg/l. The natural concentration is constant and is equal to 4 mg/l (according to our hypotheses, see Section 3.3).

The following illustration (Figure 69) clearly shows the major role of agricultural pollution, which explains 88% of the nitrate concentration on average. Urban pollution seems negligible accounting for less than 4% of nitrate concentration.

³⁸ Standard deviation

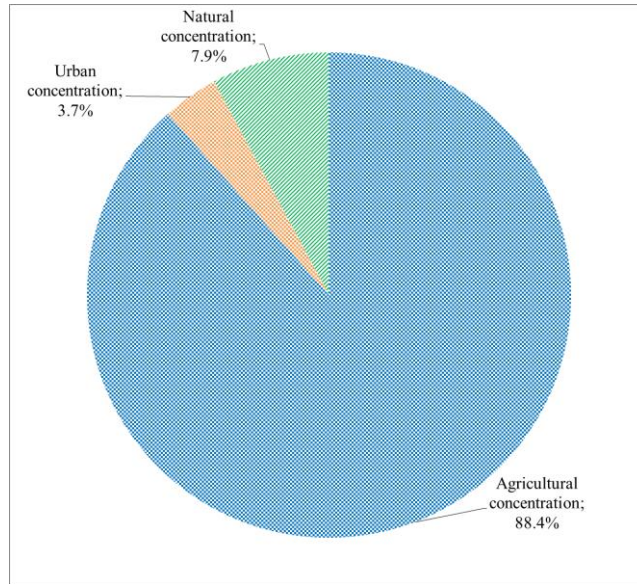


Figure 69 Total nitrate concentration

However, as mentioned above, the agricultural sources alone cause a nitrate concentration above 50 mg/l in only 36 catchment sections (32.7% of the total catchment sections). The addition of other sources of pollution has a significant impact by increasing the number to 72 catchment sections that do not comply with the standard (65.5% of the total catchment sections).

Considering only the anthropogenic pollution sources, Figure 70 illustrates the additive role of urban pollution. We note that 32.7% of the catchment sections have nitrate concentration above 50 mg/l coming from agricultural sources (30.9% between [50-60] mg/l and 1.8% between [60-70] mg/l). After adding the urban sources, the proportion of the number of catchment sections with nitrate concentration above 50 mg/l increases and reaches 39.1% (35.5% between [50-60] mg/l and 3.6% between [60-70] mg/l). In this case, the urban sources of nitrate have a non-negligible impact by increasing the number of catchment sections with nitrate concentration above 50 mg/l by 6.4 percentage points.

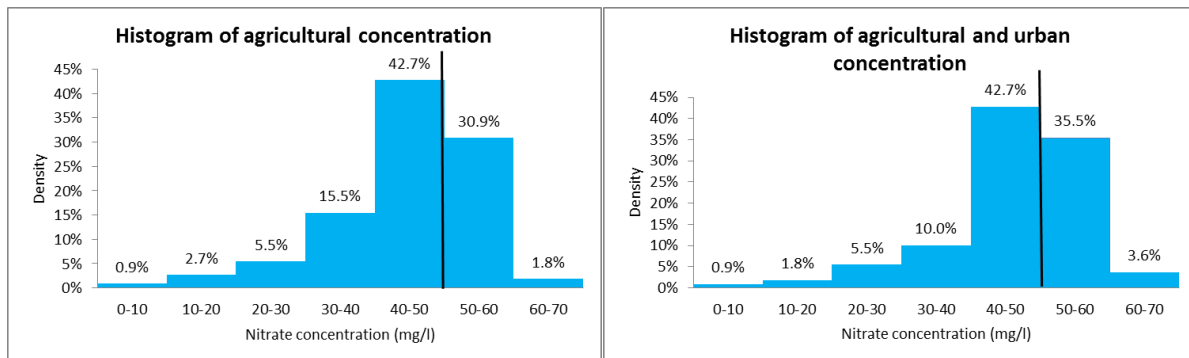


Figure 70 Total nitrate concentration distribution (agricultural and anthropogenic sources)

3.5.2. Which nitrogen reduction for zero catchment section above 50 mg/l

In this subsection, we compute the nitrogen reduction required so that there is no catchment section with nitrate concentration above 50 mg/l.

We will do this work by considering two scenarios. The first scenario will aim to reduce, by the same percentage, the discharges for each anthropogenic source of pollution: the WWTPs³⁹ and the nitrogen applied in each agricultural zone (see subsection 3.4). A second scenario will aim to reduce only agricultural effluents (same percentage reduction for each agricultural zone). Indeed, we have previously shown that the agricultural sources explain, for the most part, the pollution by nitrate in the catchment.

In the first scenario, it was found that to have zero catchment sections with nitrate concentration above 50 mg/l we need to reduce the nitrogen applied by farmers and the nitrogen discharged from WWTPs by 28%. The nitrate concentration (Figure 67) becomes (Figure 71):

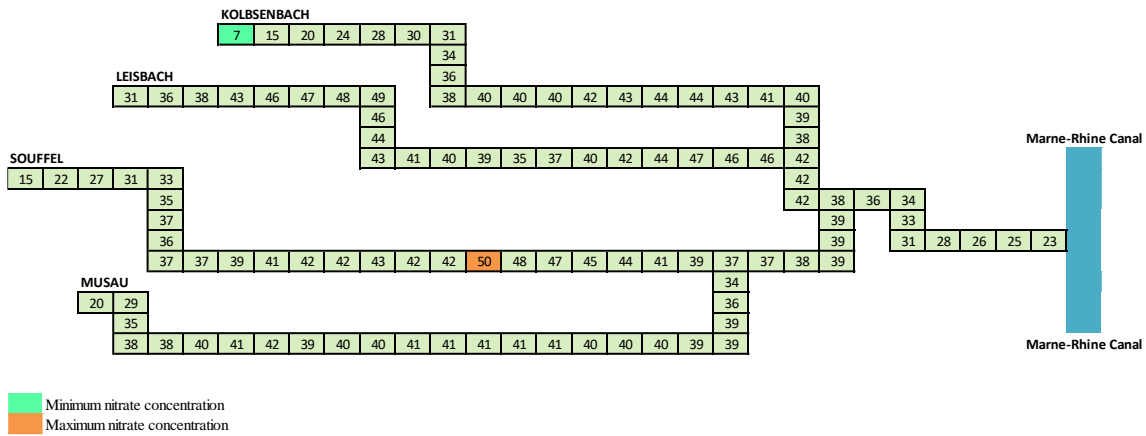


Figure 71 Consequence of nitrogen reduction by 28% from all anthropogenic pollution sources (scenario 1)

The minimum nitrate concentration is 7 mg/l (catchment section K22, green color) and the maximum is 50 mg/l (catchment section S22, orange color). Catchment section K22 is the source of Kolbsenbach stream. The river flow in this source is higher than in the sources of the other streams of the catchment. This leads to lower nitrate concentration. The maximum nitrate concentration in catchment section S22 is explained by the location of the biggest WWTP nitrogen discharge (see Section 3.2).

The following table (Table 16) shows the data summary for scenario 1:

³⁹ This is a purely theoretical hypothesis. Indeed, as we shall see, in reality WWTPs discharges cannot be decreased unit by unit. The yield can be improved by investments that will reduce pollutant discharges in stages.

Table 16 Data summary for nitrate reduction from agricultural and urban sources

Min	1 st Qu.	Median	Mean	3 rd Qu.	Max	SD	Catchment sections >50mg/l
7.0	36.0	39.0	37.7	42.0	50.0	7.5	0

For the second scenario, we only consider a reduction in the amount of nitrogen applied by the farmers. We do not take into consideration any reduction in the nitrogen discharge from WWTPs. It was found that to have zero catchment sections with nitrate concentration above 50 mg/l we need to reduce the nitrogen applied for each zone by 37% (an increase in 9 percentage points compared to the first scenario). The total nitrate concentration (Figure 67) becomes (Figure 72):

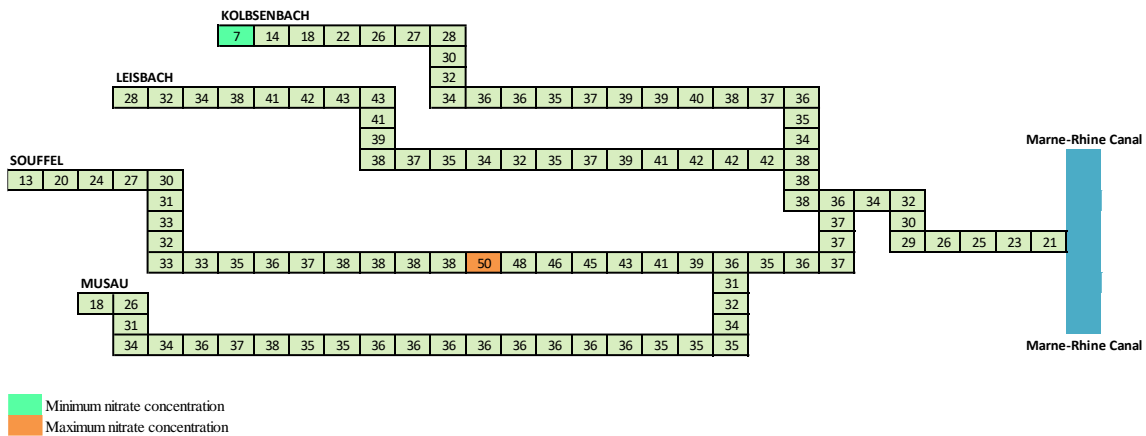


Figure 72 Consequence of nitrogen reduction by 37% from agricultural sources (scenario 2)

The following table (Table 17) shows the data summary for scenario 2:

Table 17 Data summary for nitrate reduction from agricultural sources

Min	1 st Qu.	Median	Mean	3 rd Qu.	Max	SD	Catchment sections >50mg/l
7.0	32.0	36.0	34.2	38.0	50.0	6.9	0

The second scenario shows a decrease in the mean nitrate concentration by 9% (from 37.7 in scenario 1 to 34.2 in scenario 2). This is due to the higher reduction of nitrogen applied by farmers.

3.6. Uncertainty analysis

In the previous Section 3.5, we have estimated the total nitrate concentration in each catchment section. However, pollution concentration has variability as we can observe in the six Souffel catchment monitoring stations (Appendix IV). In this Section, we will measure this uncertainty by determining a Confidence Interval (CI) that we assume to have the same width for each catchment section.

3.6.1. Data treatment

In this subsection, we present a treatment of the data in Appendix IV. The following table (Table 18) shows the data summary for the measured nitrate concentration in the catchment. To facilitate writing, we replace the names of the monitoring stations by the name of the catchment sections (Figure 43, Section 2.4.1).

Table 18 Data summary of the measured nitrate concentration

Catchment Section	Min	Mean	Max	Range (Max-Min)	SD
S17	21.1	45.3	57.0	35.9	9.7
S11	1.2	38.1	59.0	57.8	12.0
S24	36.0	50.7	59.0	23.0	6.5
K8	22.2	51.8	63.0	40.8	9.7
L6	14.0	49.0	68.0	54.0	13.9
M10	13.7	46.6	68.0	54.3	13.2

We note from Table 18 that the range of the concentration varies between 23.0 mg/l and 57.8 mg/l. This indicates a high variation in nitrate concentration. Some values may even seem surprising, such as a nitrate concentration of only 1.2 mg/l measured in 2017 in S11. We were unable to obtain more information on this type of extreme value.

Extreme values (outliers) may be due to typing errors or exceptional events that can distort the results, especially with small samples. In some cases, it is, therefore, better to remove them from the data. This is the choice we make.

A simple method to identify outliers is by representing our data (Appendix IV) in a boxplot. Outliers in a boxplot are the points defined outside the “whiskers”. The boxplot thus defines all points that are more than 1.5 times the interquartile range away from the “box”. We are in a static model; therefore, we are only interested in the concentration measured at each monitoring station regardless of the year. That is why we regroup the concentrations for each monitoring station in a single variable. The following illustration (Figure 73) shows our data distribution for every monitoring station:

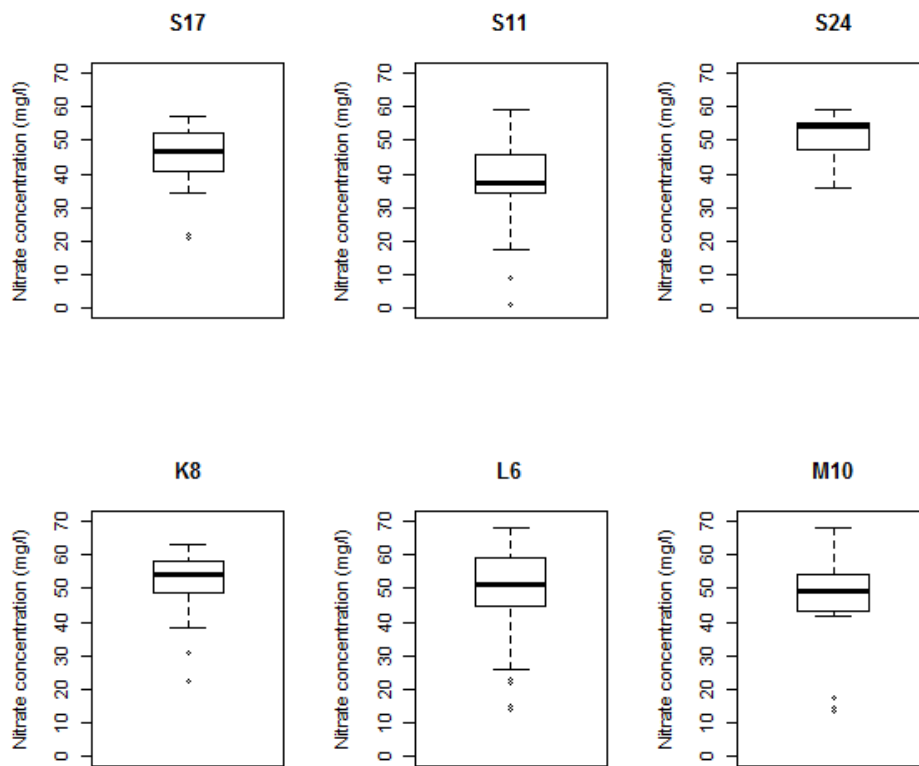


Figure 73 Data distribution in each monitoring station

From the above illustration (Figure 73) we observe the presence of outliers for the catchment sections S17, S11, K8, L6, and M10. For the continuity of the study, we remove these outliers from the dataset.

The new data summary, after removing outliers, is shown in Table 19:

Table 19 Data summary of the measured nitrate concentration

Catchment Section	Min	Mean	Max	Range (Max-Min)	SD
S17	34.1	47.5	57.0	22.9	6.7
S11	17.5	39.9	59.0	41.5	9.1
S24	36.0	50.7	59.0	23.0	6.5
K8	38.3	54.1	63.0	24.7	5.9
L6	26.0	52.8	68.0	42.0	9.0
M10	42.0	50.8	68.0	26.0	6.4

3.6.2. Method

From Appendix IV we note that the Water Agency measures the nitrate concentration 5 to 13 times for each monitoring station in the catchment, most of the time 12 times. The three-yearly concentration that is used for the WFD ecological status is given, in most cases, as the median of the highest or the second-highest annual nitrate concentration for the previous three years. Most of the time on our data, we see that the second highest is chosen, when there are a dozen annual measurements. The WFD requires that data analysis of the ecological status of waters to be undertaken using the 90th percentile (DREAL, 2012). Thus, to simplify, we will assume that the concentrations in each of our catchment sections correspond to the median of the 90th percentile concentrations of the last three years (with 12 measures by year). We thus seek to define a confidence interval of these medians.

To compute the CI, we first test the normality of our data. Given that we have a small sample data, we find that the appropriate way to test normality is by doing a Shapiro-Wilk test. The results are shown in Table 20:

Table 20 Normality test for each monitoring station

Catchment section	Statistic (W)	p-value ⁴⁰
S17	0.9601	0.4906
S11	0.9567	0.1817
S24	0.8901	0.0159
K8	0.9429	0.2271
L6	0.9621	0.3125
M10	0.9411	0.2082

From Table 20 the p-value is bigger than 10% in five of the catchment sections. For these catchment sections, we cannot, therefore, reject the hypothesis of normality of the data. Despite the rejection of this hypothesis on S24, obtained on a small number of data, we choose, for the continuity of our study, to assume that the measured concentration at each point is generated by a normal distribution. Then, we will demonstrate, in this case, that the median of the 90th percentile of three sets of 12 concentrations is also generated by a normal distribution. The objective is also to determine the standard deviation $\hat{\sigma}$ of this normal distribution. Hence, the width of the 90% CI will be:

$$\hat{\sigma} \times 1.645 \quad (55)$$

1.645 corresponds to the value such that $P(N(0; 1) \leq 1.645) = 95\%$.

To find the median distribution, we use a Monte Carlo Simulation (MCS) to generate three sets of 12 concentrations (illustrating 12 annual measures in three years). The concentrations are generated by the distribution $N(\bar{x}; \overline{SD})$, where \bar{x} the average of the means and \overline{SD} the average of the standard deviations of Table 19⁴¹. We then select the 90th percentile of each set and then the median of these three 90th percentiles. We repeat this simulation 100,000 to determine the median distribution (see Figure 74).

⁴⁰ Significance level

⁴¹ We note that the expectation of the normal distribution we choose, here \bar{x} , will have no impact on the width of the CI.

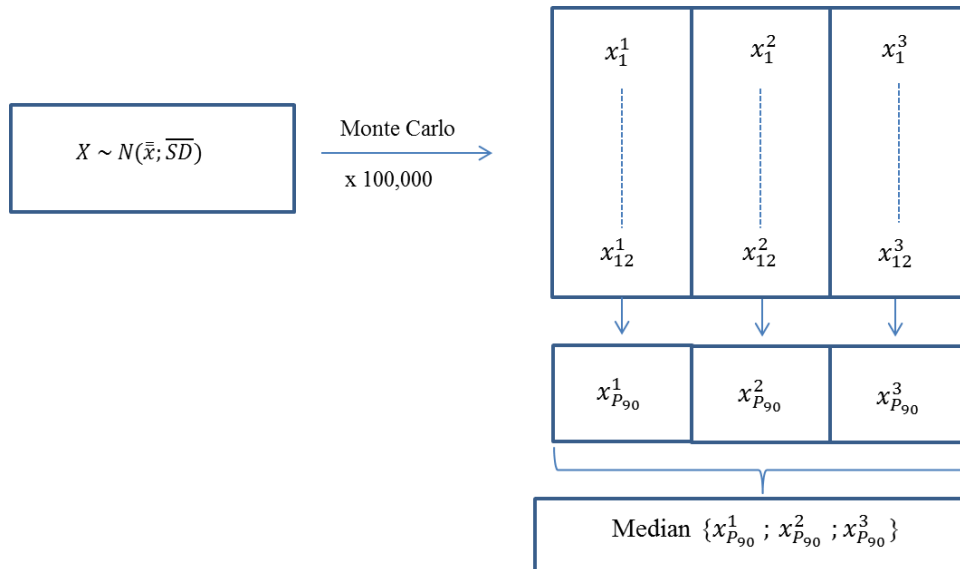


Figure 74 Determination of the median distribution by Monte Carlo

3.6.3. Results

As explained in subsection 3.6.2, we run the MCS with the following normal distribution $X \sim N(\bar{x}; \overline{SD}) = N(49.3; 7.3)$.

The MCS results are shown in the following illustration (Figure 75):

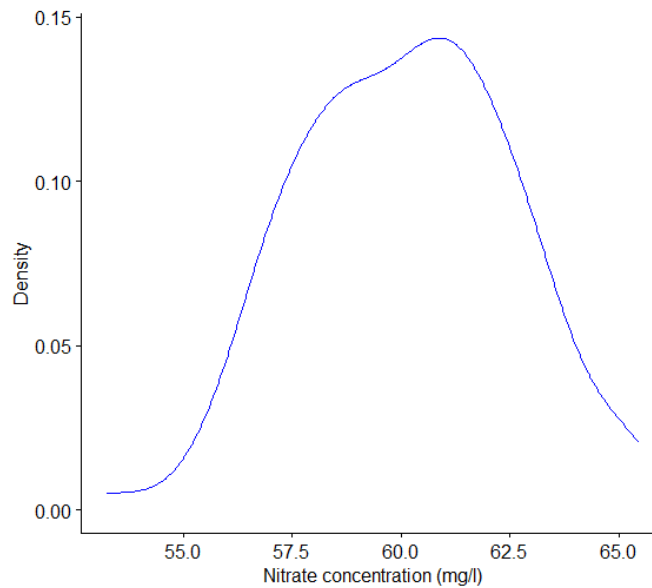


Figure 75 MCS results

From the above illustration (Figure 75) we find that the mean is equal to 59.9 and the standard deviation $\hat{\sigma}$ is equal to 2.4.

A test of Shapiro-Wilk confirms that we cannot reject the hypothesis that the distribution is normal (see Figure 76⁴², and Table 21):

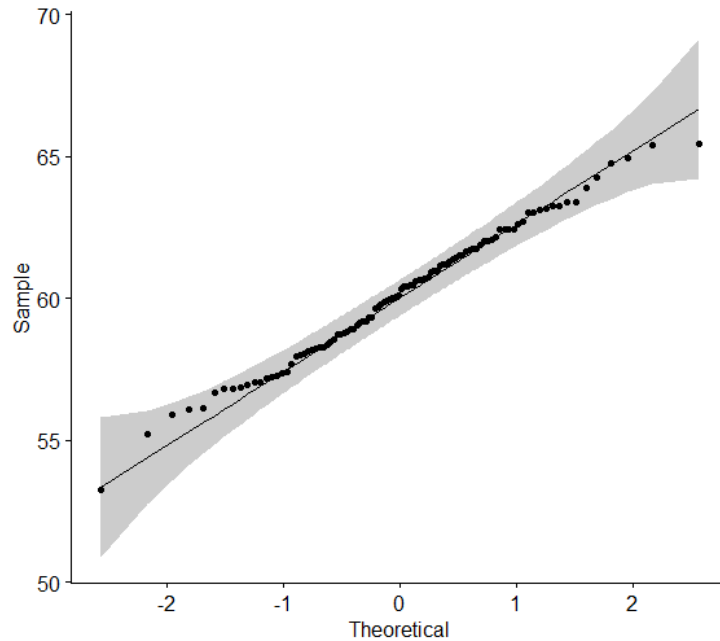


Figure 76 QQ plot MCS

Table 21 Shapiro-Wilk test

Statistic (W)	p-value
0.99205	0.8247

From Table 21 the p-value is bigger than 10%. This implies that the distributions of the data are not significantly different from a Normal distribution. Consequently, we can assume that the median follows a Normal distribution

By integrating the estimated standard deviation, $\hat{\sigma} = 2.4$, in the width of the 90% CI (55), we find that, in each catchment section, the nitrate concentration varies ± 3.9 mg/l that we round to

⁴² A Q-Q plot is a probability plot, which is a graphical method for comparing probability distributions by plotting their quantiles against each other.

± 4.0 mg/l. For example, the nitrate concentration at the catchment section S12 is 52 mg/l (Figure 67). This means that, with a 90% confidence level, this concentration can vary between 48 mg/l and 56 mg/l.

Figure 77 shows the minimum nitrate concentration that could be observed with the width of the CI computed above. The minimum concentrations are obtained by subtracting 4 mg/l from the total nitrate concentration (Figure 67).

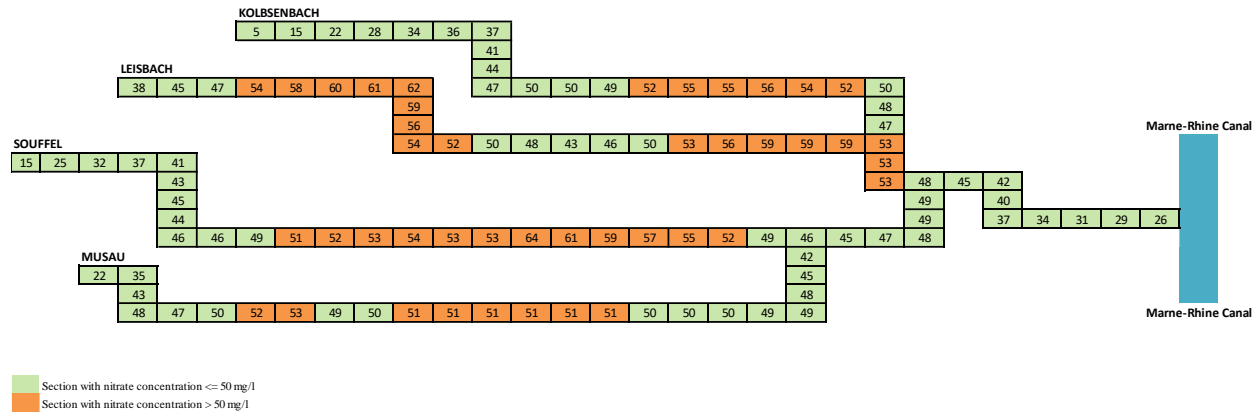


Figure 77 Minimal nitrate concentration (- 4 mg/l)

We note from Figure 77 that, with minimum concentration, 43 catchment sections have nitrate concentration above 50 mg/l. Comparing to Figure 67, the number of catchment sections with nitrate concentration above 50 mg/l decreased by 40% (from 72 catchment sections to 43 catchment sections).

In contrast, Figure 78 shows the maximum nitrate concentration. The maximum concentrations are obtained by adding 4 mg/l to the total nitrate concentration (Figure 67).

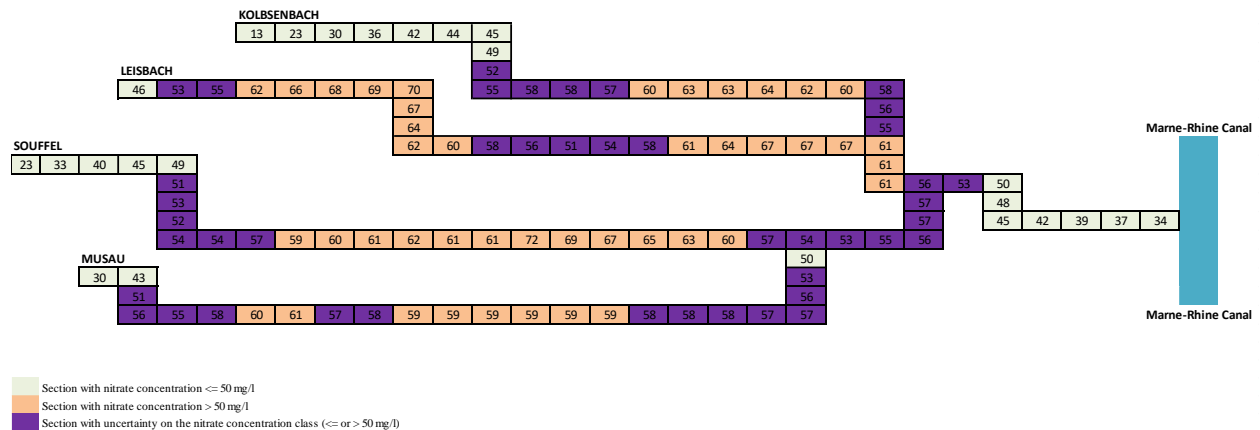


Figure 78 Maximal nitrate concentration (+ 4 mg/l)

We note from Figure 78 that, with maximum concentration, 86 catchment sections have nitrate concentration above 50 mg/l. Comparing to Figure 67, the number of catchment sections with nitrate concentration above 50 mg/l increased by 19% (from 72 to 86 catchment sections). Also, from Figure 78, we note that there are 43 catchment sections with uncertainty on the nitrate concentration class (represented in blue color). These catchment sections represent 39% of the total catchment sections.

In this subsection, we supposed that we have 110 random variables, one per catchment section. For each one, we determined a CI with minimum and maximum values and we graphically showed the minimal and maximal concentration for each catchment section. However, if all the random variables are independent there is no reason why they should all be at the minimum or maximum of the CI. The probability is even almost nil that all random variables are at the same time at minimum or maximum. However, the hypothesis of independence is not credible. The concentration of a catchment section depends on the concentration of the previous catchment section. Furthermore, if more or less pollution runs off from an agricultural zone it will affect all the catchment sections of this area and not just one. In the same way, if weather conditions lead to greater or lesser river flow (and therefore a more or less important dilution effect) it will also affect several of the catchment sections. However, it is difficult to assess the level of catchment section dependencies, and therefore to calculate the probability of being in these extreme situations.

3.7. Hydrological consequences of the proposed change from four to three WWTPs

3.7.1. Hydrological model with three WWTPs

To improve the treatment of wastewater from urban areas, the S.D.E.A.⁴³ plans to group the discharge of the WWTPs, Stutzheim-Offenheim and Griesheim-sur-Souffel, in Griesheim-sur-Souffel (S.D.E.A, 2017).

In this Section, we recalculate our estimation with this scenario where urban pollution would be discharged from three WWTPs instead of four.

Reducing the number of WWTPs means a change in the river flow in the catchment. We recompute the river flow from Figure 48 by subtracting the Stutzheim-Offenheim WWTP water volume discharge and adding the water volume at the Griesheim-sur-Souffel WWTP (catchment

⁴³ The *Syndicat des Eaux et de l'Assainissement Alsace-Moselle (S.D.E.A.)* is the utility that manages drinking water and sewerage in our geographical area.

section S14). The river flow for the other tributaries remains the same. Results are shown in Figure 79:

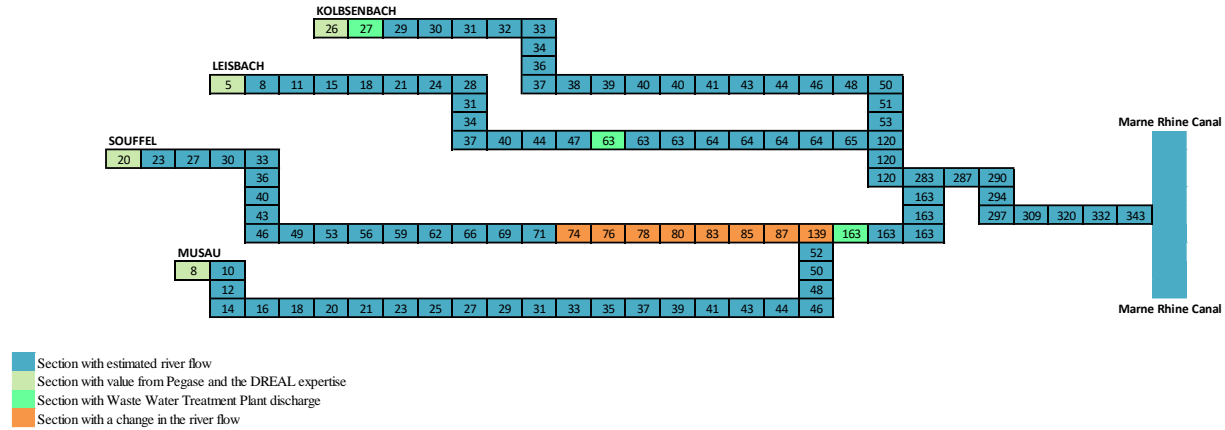


Figure 79 River flow with three WWTPs

We note from Figure 79 a change in the river flow downstream of the catchment section S22 (represented in orange color). This is caused by the removal of the WWTP at this catchment section.

In this scenario, we suppose that the nitrate discharge mass from Stutzheim-Offenheim is discharged in Griesheim-sur-Souffel. However, it is also assumed that the treatment efficiency of the new WWTP is not the same. Hence, before proceeding, it is important first to know the treatment efficiency for each WWTP. The information on the treatment efficiency for each WWTP can be found on the website of the Rhine-Meuse Water Agency⁴⁴. The following table (Table 22) shows the nitrogen treatment efficiency and the nitrogen discharge for each WWTP. To facilitate the writing, we nominate WWTP 1, WWTP 2, WWTP 3, and WWTP 4 the four WWTPs.

Table 22 Quantity of nitrogen treated

WWTP names	WWTP	N (exit) kg/day	Efficiency	N (entry) kg/day
Stutzheim-Offenheim	WWTP 1	25.99	47%	49.04
Griesheim-sur-Souffel	WWTP 2	6.26	93%	89.43
Truchtersheim	WWTP 3	4.92	96%	123.00
Kienheim	WWTP 4	0.9	29%	1.27

From Table 22 we note that the total nitrogen discharged from both WWTP 1 and WWTP 2 is equal to 32.25 kg N/day. By supposing that the treatment efficiency of the new WWTP at

⁴⁴ <http://rhin-meuse.eaufrance.fr/masseeau?lang=fr>

Griesheim-sur-Souffel will be 96% (currently the maximum treatment efficiency), the nitrogen discharged from this new WWTP will be 5.53 kg N/day.

Hence, by maintaining the same nitrate discharged mass for WWTP 3 and WWTP 4, the nitrate discharged mass from urban sources (Figure 53) becomes (Figure 80).

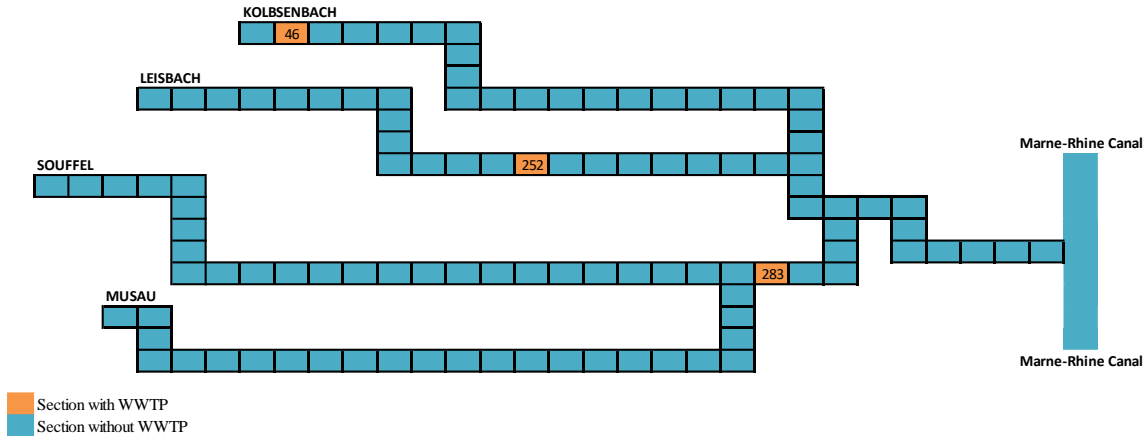


Figure 80 Urban nitrate discharged mass with three WWTPs (mg/s)

From Section 3.2, we have an auto-purification rate equal to 5% for each catchment section. The nitrate cumulated mass with four WWTPs (Figure 54) becomes with three WWTPs (Figure 81):

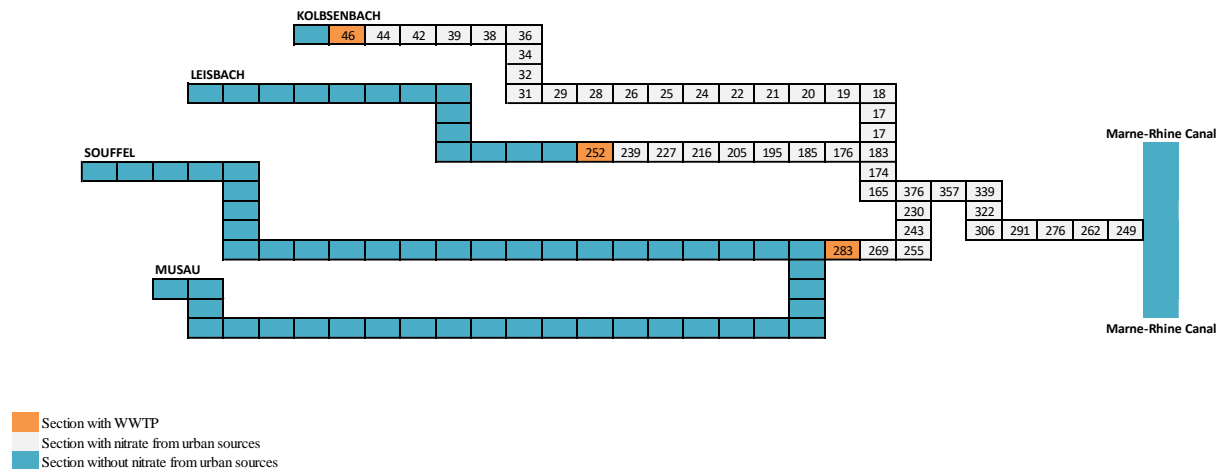


Figure 81 Nitrate cumulated mass with three WWTPs (mg/s)

The nitrate concentration from urban sources is then calculated by dividing the new nitrate cumulated mass (Figure 81) by the new river flow (Figure 79). The nitrate concentration from urban sources with four WWTPs (Figure 55) becomes with three WWTPs (Figure 82):

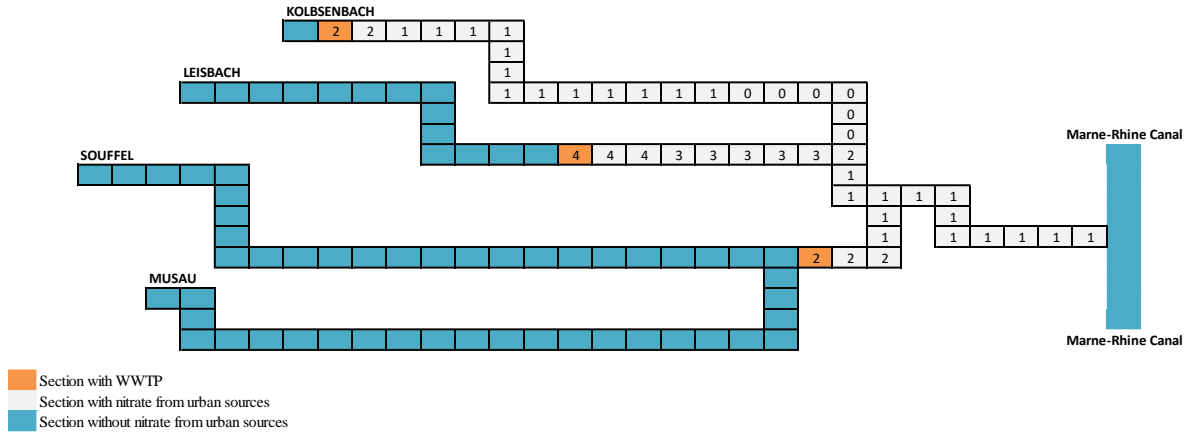


Figure 82 Nitrate concentration from urban sources with three WWTPs (mg/l)

A change in the river flow estimation leads to a change in the nitrate concentration from agricultural sources too. It is then important to recalculate the nitrate concentration from agricultural sources. The nitrate concentration from agricultural sources is recalculated by dividing the nitrate cumulated mass from agricultural sources (Figure 65) with the new river flow (Figure 79). The nitrate concentration from agricultural sources with four WWTPs (Figure 66) becomes with three WWTPs (Figure 83):

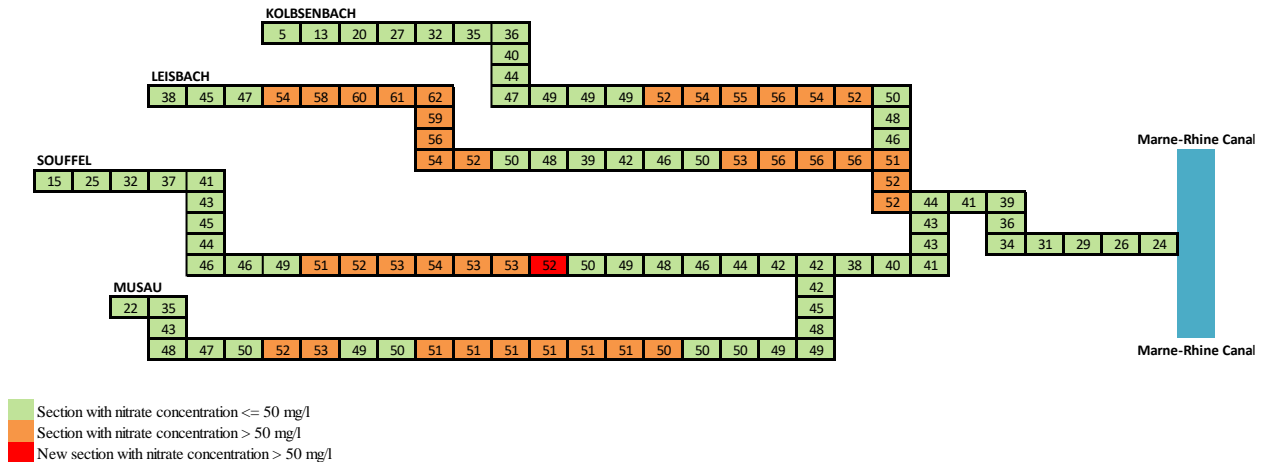


Figure 83 Nitrate concentration from agricultural sources with three WWTPs (mg/l)

We note from Figure 83 that 37 catchment sections have nitrate concentration above 50 mg/l. Comparing to Figure 66, the number of catchment sections with nitrate concentration above 50 mg/l increased from 36 to 37. The new catchment section with nitrate concentration above 50 mg/l is identified in red color in Figure 83. This catchment section witnessed a decrease in the river flow caused by removing the WWTP at catchment section S22. Hence, maintaining the

same nitrate mass leads to higher nitrate concentration because of the lower river flow at this catchment section.

3.7.2. Total nitrate pollution for the three WWTPs scenario

Knowing that the natural nitrate concentration is fixed at 4 mg/l (see Section 3.3), the total nitrate concentration is computed by adding the nitrate concentration from the different sources: urban (Figure 82), agricultural (Figure 83), and natural. The total nitrate concentration with four WWTPs (Figure 67) becomes with three WWTPs (Figure 84):

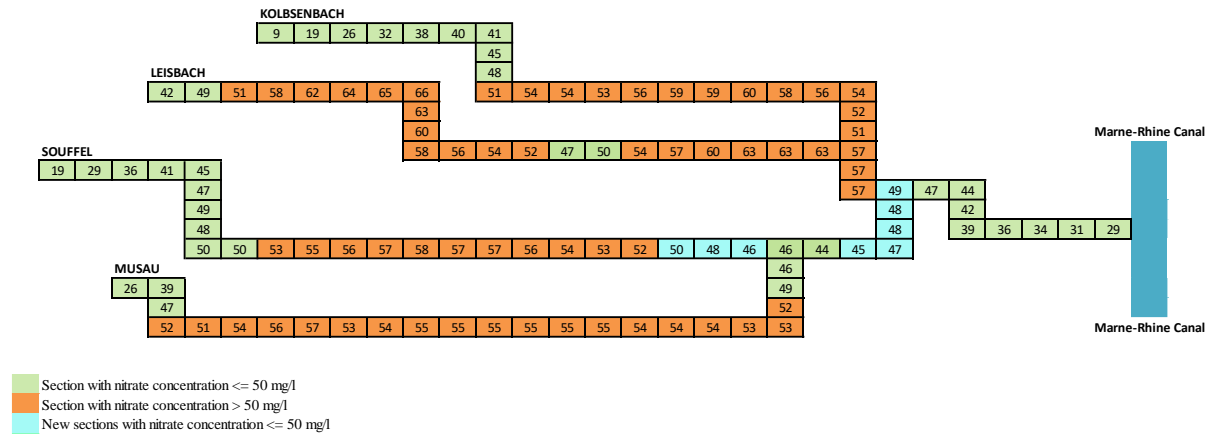


Figure 84 Nitrate concentration in the catchment with three WWTPs (mg/l)

From the above illustration (Figure 84), we can note that 64 catchment sections have nitrate concentration above 50 mg/l. The number of catchment sections with nitrate concentration above 50 mg/l has decreased by 8 comparing to the scenario with four WWTPs (Figure 67). This decrease in the number of catchment sections can be explained by the change in the relocation of urban discharges, the modification of river flow, and the reduction in urban discharges due to an increase in the treatment efficiency in the new WWTP. Figure 84 shows the catchment sections that have shifted below 50 mg/l (in light blue). We note that the catchment sections are located downstream from the WWTPs Stutzheim-Offenheim and Griesheim-sur-Souffel.

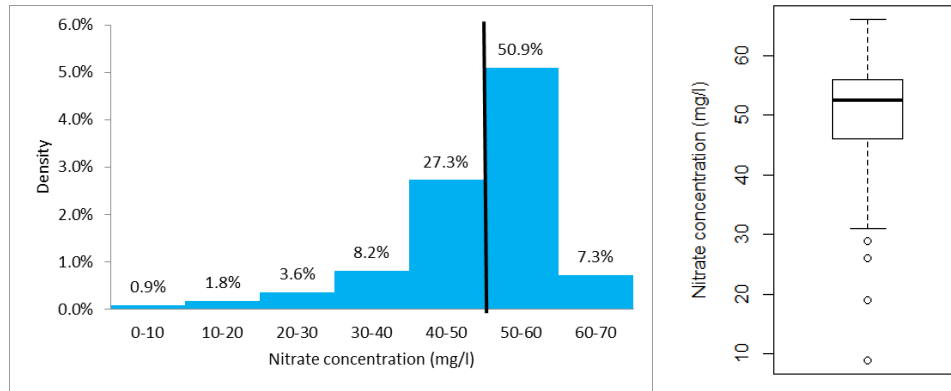


Figure 85 Density plot (left) and boxplot (right) of total concentration with three WWTPs

The above illustration (Figure 85) shows our data distribution with a histogram and a boxplot with three WWTPs. We note that 58.2% of the catchment sections have nitrate concentration above 50 mg/l (50.9% between]50-60] mg/l and 7.3% between]60-70] mg/l). Comparing with Figure 68, we note that the number of catchment sections with nitrate concentration between]50-60] mg/l and between]60-70] mg/l decreased by 3.6 percentage points for each class.

The following table (Table 23) shows the data summary with three WWTPs (with four WWTPs see Table 15):

Table 23 Data summary for the nitrate sources and the total nitrate concentration with three WWTPs

Pollution Source	Min	1st Qu.	Median	Mean	3rd Qu.	Max	SD	Catchment sections >50mg/l
Urban	0.0	0.0	0.0	0.6	1.0	4.0	1.0	0
Agricultural	5.0	41.3	48.0	45.2	52.0	62.0	10.3	37
Natural	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	0	0
<i>Total</i>	<i>9.0</i>	<i>46.3</i>	<i>52.5</i>	<i>49.7</i>	<i>56.0</i>	<i>66.0</i>	<i>10.2</i>	<i>64</i>

We note from Table 15 and Table 23 that the average pollution slightly decreases (from 50.8 mg/l to 49.7 mg/l). We also note that the average urban pollution significantly decreases, from 1.9 mg/l for the scenario with four WWTPs to 0.6 mg/l for the scenario with three WWTPs. Agricultural pollution remains the same with an average concentration of 45.2 mg/l.

Comparing Figure 69 to Figure 86, we see the reduction in the nitrate concentration from urban sources by 2.5 percentage points (from 3.7% to 1.2%). In parallel, the nitrate concentration from agricultural sources increased and is now 90.7%.

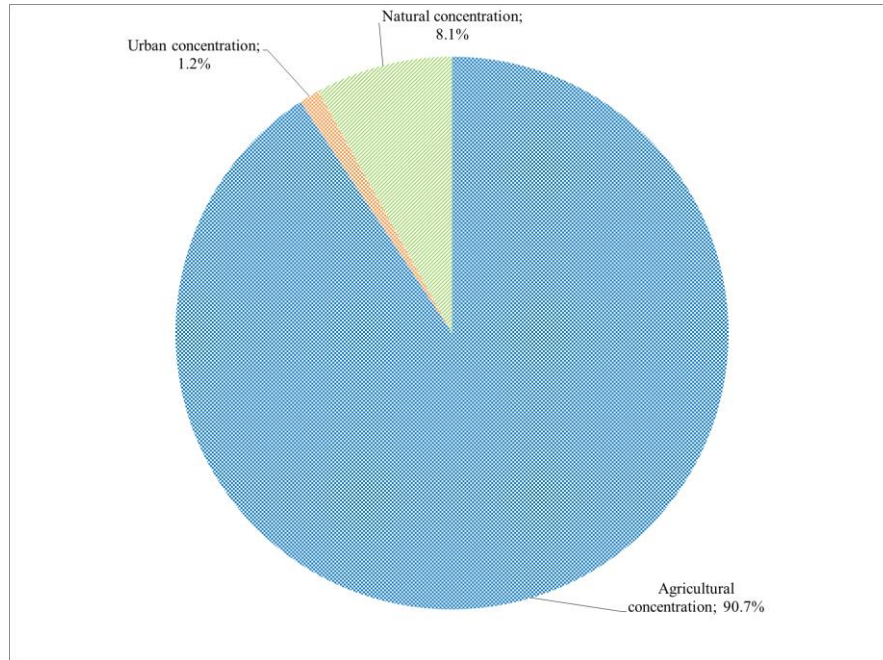


Figure 86 Total nitrate concentration with three WWTPs

Considering only the anthropogenic pollution sources, Figure 87 shows the additive role of urban pollution. We note from Figure 87 that 33.6% of the total catchment sections have nitrate concentration above 50 mg/l from agricultural sources (31.8% between]50-60] mg/l and 1.8% between]60-70] mg/l). Hence, the number of catchment sections with nitrate concentration above 50 mg/l from agricultural sources has increased by 0.9 percentage points. This can be explained by the change in the river flow and maintaining the same agricultural nitrate discharged mass which can result in higher nitrate concentration in some catchment sections (see Figure 83). After adding the urban sources, the proportion of catchment sections with nitrate concentration above 50 mg/l increases to 34.5% (32.7% between]50-60] mg/l and 1.8% between]60-70] mg/l). However, compared to Figure 70, we note that the additive role of urban pollution decreased in the scenario with three WWTPs by 4.6 percentage points.

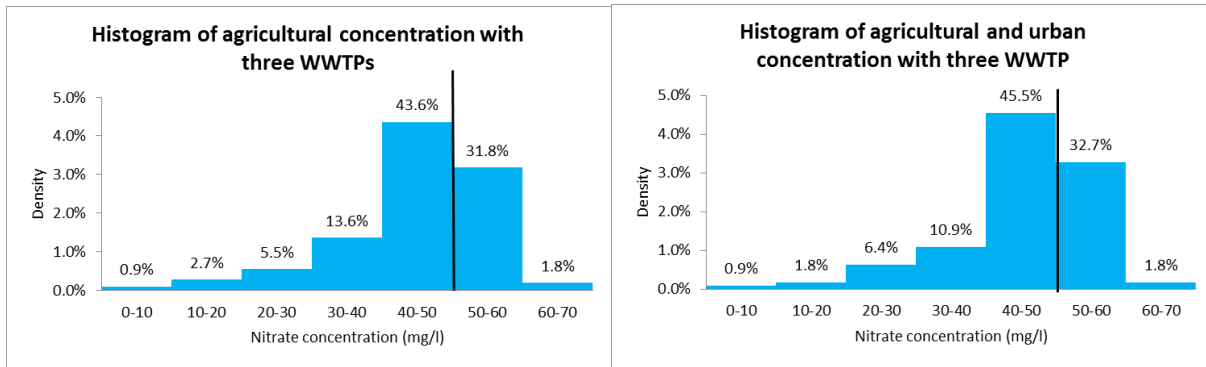


Figure 87 Total nitrate concentration distribution (agricultural and anthropogenic sources) with three WWTPs

3.7.3. Which nitrogen reduction for zero catchment section above 50 mg/l

In this subsection, we compute the nitrogen reduction required as we did in Section 3.5.2. However, in this subsection, we present the scenario with three WWTPs.

By considering the first scenario (reducing by the same percentage the discharges for each anthropogenic source of pollution), it was found that we need to reduce 25% of the nitrogen applied by the farmers and of the nitrogen discharged by the WWTPs to have zero catchment sections above 50 mg/l. We note that the nitrogen reduction from all anthropogenic sources has decreased by 3 percentage points compared to the first scenario with four WWTPs (Figure 71). The total nitrate concentration (Figure 84) becomes (Figure 88):

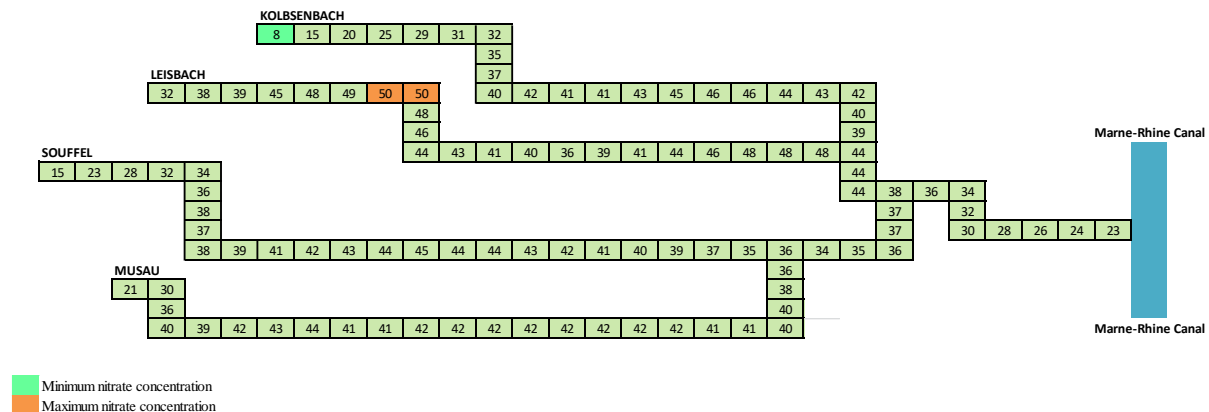


Figure 88 Consequence of nitrogen reduction by 25% from all anthropogenic pollution sources (three WWTPs)

From the above illustration (Figure 88) we note that the minimum nitrate concentration is still at the source of Kolbsenbach (K22), nevertheless, the maximum nitrate concentration is no longer at S22, but at L19 and L18 (see Figure 84). This change in the nitrate concentration is explained by the removal of the WWTP at S22.

The following table (Table 24) shows the data summary of the obtained data:

Table 24 Data summary for nitrate reduction from agricultural and urban sources (three WWTPs)

Min	1 st Qu.	Median	Mean	3 rd Qu.	Max	SD	Sections >50mg/l
8.0	36.0	40.0	38.3	43.0	50.0	7.7	0

We note from Table 16 and Table 24 that the minimum nitrate concentration increases in the case with three WWTPs and it is now 8 mg/l. The mean concentration in the scenario with three WWTPs has increased by 1% (from 37.7 mg/l to 38.3 mg/l). Also, we note that the data are more dispersed in this scenario because of a slight increase in the standard deviation (from 7.5 mg/l to 7.7 mg/l).

By considering the second scenario (reducing by the same percentage the discharges only from agricultural sources), it was found that to have zero catchment sections with nitrate concentration above 50 mg/l we need to reduce the nitrogen applied by the farmers for each zone by 25%, the same amount as for the first scenario. This same reduction of nitrogen for both scenarios is mainly due to the location of the maximum concentration. We note from Figure 84, that the maximum nitrate concentration is located at the catchment sections L19 and L18 and we also note that there is no WWTP upstream of these catchment sections. Having less than 50 mg/l everywhere means that we need to reduce the pollution so that we reach 50 mg/l at these catchment sections. Therefore, reducing urban pollution has no impact, since there is no WWTP upstream of the location with maximum concentration. The total nitrate concentration (Figure 84) becomes (Figure 89):

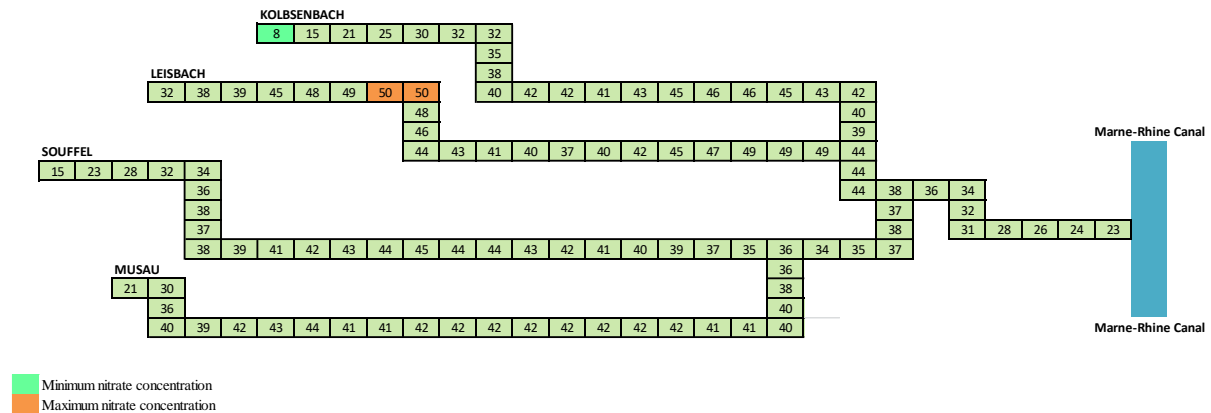


Figure 89 Consequence of nitrogen reduction by 25% from agricultural sources (three WWTPs)

Comparing to the second scenario with four WWTPs, the nitrogen reduction for farmers decreased by 12 percentage points (from 37% to 25%).

The following table (Table 25) shows the data summary for the results:

Table 25 Data summary for nitrate reduction from agricultural sources (scenario “three WWTPs”)

Min	1 st Qu.	Median	Mean	3 rd Qu.	Max	SD	Sections >50mg/l
8.0	36.0	40.0	38.5	43.0	50.0	7.7	0

Comparing Table 17 and Table 25 we note that the mean nitrate concentration increased by 4.3 mg/l for the scenario with three WWTPs. Also, we note that the data are more dispersed in this scenario illustrated by the increase in the standard deviation (from 6.9 mg/l to 7.7 mg/l).

3.7.4. Uncertainty analysis

In this subsection, we show the uncertainty of our estimations by recomputing the nitrate concentration with the CI from Section 3.6.

The following illustration (Figure 90) shows the minimum nitrate concentration that could be observed by subtracting 4 mg/l from the total nitrate concentration (Figure 84).

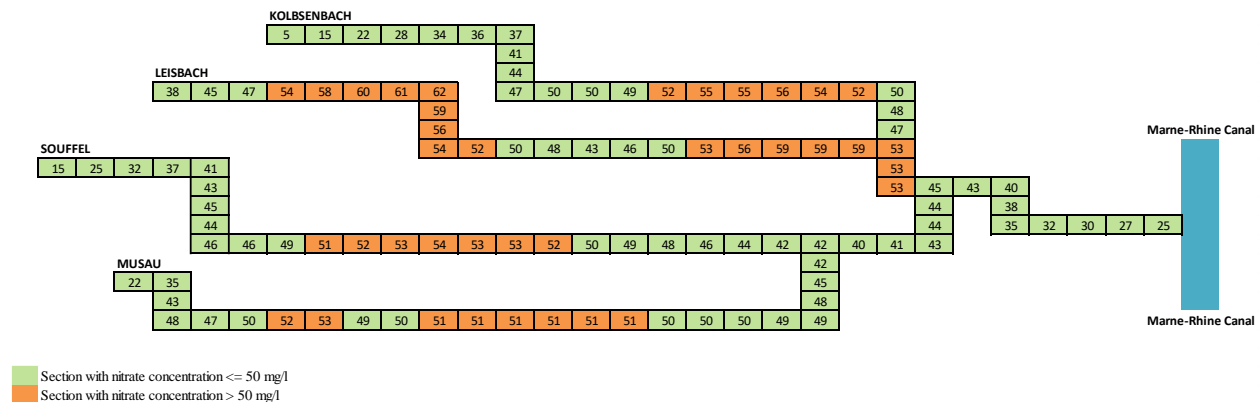


Figure 90 Minimal nitrate concentration (-4 mg/l) with three WWTPs

We note from Figure 90 that, with minimum concentration, 38 catchment sections have nitrate concentration above 50 mg/l. By comparing Figure 84 and Figure 90, we note that the catchment sections with nitrate concentration above 50 mg/l decreased by 40%. However, when compared

to the minimal concentration with four WWTPs (Figure 77), the number of catchment sections with minimum nitrate concentration above 50 mg/l decreased by 11% (from 43 catchment sections to 38 catchment sections).

Figure 91 shows the maximum nitrate concentration for the scenario with three WWTPs. The maximum nitrate concentration is obtained by adding 4 mg/l to the total nitrate concentration (Figure 84).

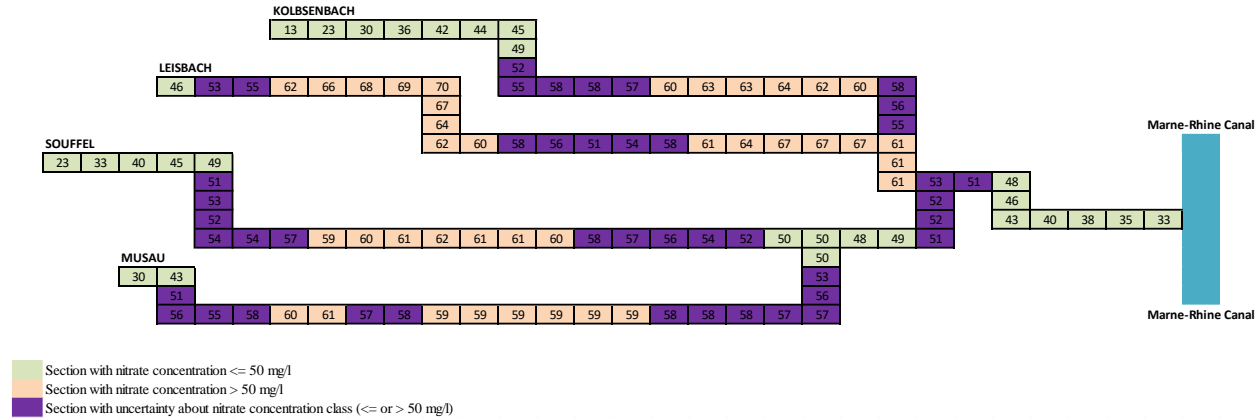


Figure 91 Maximal nitrate concentration (+ 4 mg/l) three WWTPs

We note from Figure 91 that 82 catchment sections have nitrate concentration above 50 mg/l. Comparing to Figure 84, the number of catchment sections have increased by 28% (from 64 to 82). Also, comparing to the minimum concentration (Figure 90), we note that there are 44 catchment sections with uncertainty on the nitrate concentration class (represented in blue color). These catchment sections represent 40% of the total catchment sections. Moreover, when compared to the maximum concentration with four WWTPs (Figure 78), the number of catchment sections with maximum nitrate concentration above 50 mg/l decreased by 4% (from 86 catchment sections to 82 catchment sections).

In this Section, we modeled the relationship between the amounts of nitrogen emitted at each agricultural and urban pollution source and the nitrate concentration at each 500 m catchment section of the Souffel catchment. This allowed us to observe the hydrological consequences of reducing emissions at source, and particularly the reductions at the source that would be necessary to meet expectations of nitrate concentrations below 50 mg/l at any point in the catchment. However, reducing pollutant discharges, and thus nitrate concentrations, also has economic consequences. Reducing emissions at source has a cost and reducing nitrate concentrations in the environment avoids damage. This will be the subject of the next Section.

4. Economic pressure-impact modeling

Within the framework of the economic analysis of the WFD (SDAGE 2016-2020), the Rhine-Meuse Water Agency estimated the costs of achieving good status on the Souffel, as well as the avoided damages. However, these estimations did not concern nitrate since other elements contribute to the poor status of the water body: phosphate, copper, ecologic status, etc. To estimate costs and damages, we will rely more on the literature focusing exclusively on nitrate. We also choose to consider only actions to reduce nitrate of agricultural origin. Indeed, in Section 3, we have seen that this source of pollution accounts for 90% of the nitrate concentrations in the Souffel catchment. Investments to improve urban pollution are already considered with the regrouping of the Griesheim-sur-Souffel and Stutzheim-Offenheim WWTPs mentioned in Section 3.7. We will, therefore, base ourselves solely on this scenario of three WWTPs.

In the first subsection, we will estimate the costs of reducing agricultural nitrogen at the source, then in a second subsection, we will estimate the damage generated by the nitrate concentration in the catchment area. Finally, in a third subsection, we will cross-reference these two pieces of information to carry out a cost-benefit analysis to determine the optimal concentration levels at each of the catchment sections of the Souffel.

4.1. Abatement costs for agricultural nitrogen

In this subsection, we estimate the cost of reducing agricultural nitrogen at the source.

Agricultural pollution, in the Souffel catchment, is mainly caused by the existence of intensive farming practices. Farmers apply nitrogen fertilizer to increase their crop yield and hence their farm returns. The excessive application of nitrogen farmers leads to nitrogen leaching toward the streams and hence to high nitrate concentration. Thus, reducing nitrogen application leads to a benefit loss for the farmers caused by a decrease in the yield of the crops.

4.1.1. Literature review

Several studies estimate the cost of reducing nitrogen pollution from agricultural sources. Some estimates involve crop rotations while others estimate the cost of reducing nitrogen inputs for unchanged crop practices.

For example, Yiridoe and Weersink (1998) focused on evaluating the cost-effectiveness of meeting 10 mg N/l standards, which corresponds to 45 mg NO_3^-/l , in Southwestern Ontario (Canada). For that, they estimate the marginal abatement cost based on changes in different

farming systems. The different farming systems include tillage (conventional or no-tillage), crop type (corn, winter wheat, soybean), and crop rotation. The abatement cost is obtained as the difference between the maximum profits without standard constraints and the maximum profits with the reduction in nitrogen required to meet the standard. It was found that the marginal abatement cost depends on the farming system. For example, the marginal abatement costs ranged from 6 \$/ha/year for the soybean-winter wheat rotation with conventional tillage (the present value in 2020 in euro corresponds to 9 €/ha/year⁴⁵). In this case, the reduced quantity of nitrogen required is 13 kg/ha, the abatement cost can be estimated at approximately 1 €/kg/year), to 61 \$/ha/year for the corn-corn-soybean-winter wheat rotation with conventional tillage (the present value in 2020 in euro corresponds to 89 €/ha/year in 2020. In this case, the reduced quantity of nitrogen required is 15 kg/ha, hence the abatement cost can be estimated at approximately 6 €/kg/year).

Other studies have focused on determining the abatement cost for reducing nitrogen inputs for an unchanged crop. Studies have focused on estimating the abatement cost to reduce nitrogen load to the Baltic Sea following the Helsinki convention⁴⁶.

Gren (1991) focused on estimating cost-efficient scenarios of reduced nitrogen loads to the Laholm bay in Sweden. The aim was to find the minimum cost for a 50% reduction in nitrogen load in the bay, as it was recommended by the marine researchers to restore the bay. The emissions are reduced from each pollution source (agriculture, forest areas, lakes, industry, sewage treatment plants, and private homes) to minimize the overall cost. The global cost minimization leads to a reduction in the nitrogen fertilizer quantity by 798 tons (a reduction of 35% from 2036 tons to 1328 tons). The cost of reducing the fertilizer application was estimated as the decrease in the net value of yield caused by the reduction in the fertilizer application. The minimum abatement cost is estimated at 14 SEK/kg/year. The present value in 2020 in euro corresponds to 2 €/kg/year⁴⁷.

Similarly, to Gren (1991), Schou et al. (2006) established a cost minimization model to prescribe cost-efficient scenarios of reduced nitrogen loads to the Baltic Sea. The nitrogen abatement cost from agricultural sources was estimated as the loss in the economic rent. Comparing to Gren (1991) where the abatement cost is estimated as a direct cost, Schou et al. (2006) estimate the abatement cost by including opportunity costs. The abatement cost for reducing nitrogen application is determined by establishing a cost function. The following illustration (Figure 92) shows the variation of the abatement cost for Schou et al. (2006), for a reduction in nitrogen

⁴⁵ The inflation rate in U.S.A. between 1998 and today has been 58.4%.

⁴⁶ The Helsinki convention was signed in 1974 by all the Baltic Sea coastal countries. The convention seeks the protection of the Baltic Sea from all sources of pollution and also it obligates the signatories to take measures on conserving habitats and biological diversity.

⁴⁷ The inflation rate in Sweden between 1991 and today has been 58.1%.

application from 0 to 90 kg/ha/year (the amount currently applied), for the present value in 2020 in euro⁴⁸.

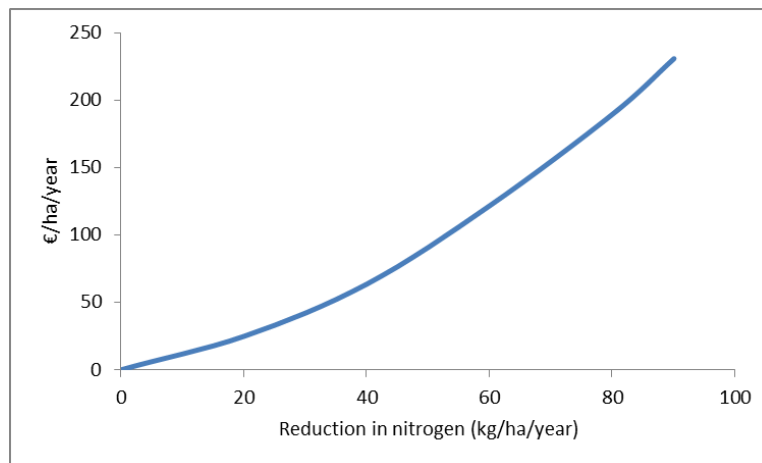


Figure 92 Present value in euro of the nitrogen abatement cost for Schou et al. (2006)

From Figure 92, we deduce that for a nitrogen reduction between 0% and 100% the abatement cost varies between [0 – 2.5] €/kg/year. Gren (1991) found that the abatement cost is 2 €/kg/year for a 35% reduction. Likewise, for the same amount of fertilizer reduction, the abatement cost is found to be the same for Schou et al. (2006).

Finally, Helin et al. (2006) approximated the abatement cost for crop production in the Uusimaa and Varsinais-Suomi provinces in south-western Finland, to reduce nitrogen runoff to coastal waters. This estimation was made as part of an evaluation of the effectiveness of the Common Agricultural Policy (CAP) in Finland. Given the 50% uniform load reduction target that the Helsinki convention has set for Finnish agriculture, it was found that the abatement cost is equal to 7.4 €/kg/year. The present value in 2020 is equal to 9 €/kg/year. By comparing to the previous two authors, we note that Helin et al. (2006) abatement cost is much higher than the ones for Schou et al. (2006).

4.1.2. Estimation of abatement costs on the Souffel catchment

In our study, we are only interested in nitrogen reduction at source for unchanged practices. Like in Schou et al. (2006), we are going to estimate a cost function according to nitrogen reduction. We also take inspiration from the method of Udias et al. (2016) on the cost of reducing Nitrate in the Upper Danube or Destandau et al. (2013) about the cost for fungicides reduction for

⁴⁸ The inflation rate in the Eurozone between 2006 and today has been 23.27%.

winegrowers. The abatement cost was estimated based on the benefit loss for winegrowers due to a reduction in fungicide applications.

Before estimating our abatement cost, it is essential to know first the crops cultivated in the Souffel catchment. Indeed, we have seen in the article of Yiridoe and Weersink (1998) that the cost can vary significantly depending on the crop. The Souffel catchment is cultivated with a variety of crops like cereals, sugar beet, tobacco, vegetables as well as some vines. However, corn accounts for more than 50% of the agricultural area in the catchment (Charpentier, 2006). As we proceed, we base our cost estimations on the corn crop.

Therefore, to estimate the nitrogen abatement cost, we need to know the benefit loss for farmers due to a reduction in fertilizer application. The benefit loss is caused by the reduction in the corn yield due to the reduction in fertilizer application.

The maximum amount of nitrogen applied in the Souffel catchment is 165 kg N/ha (see Section 3.4.2.2). The Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs (OMAFRA)⁴⁹ find that, on average, if the nitrogen application is increased from 0 kg/ha to 165 kg/ha the corn yield varies between 5,500 kg/ha and 9,500 kg/ha. In other studies, for example, Qiu et al. (2015), Tremblay and Breault (2015), and Gaudin et al. (2015), we find the same order of magnitude. Thus, based on the OMAFRA, we get the following illustration (Figure 93) that shows the variation of the yield depending on the quantity of nitrogen applied:

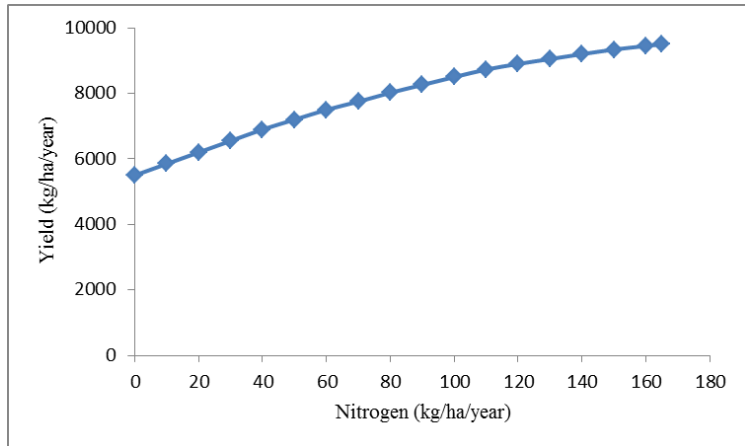


Figure 93 Corn yield vs Nitrogen application

The sales of corn are equal to the product between the price of corn and corn yield. The corn price in 2019 did not exceed the 0.165 €/kg (*Observatoire Grand Est Agricole*, 2020).

⁴⁹ <http://www.omafra.gov.on.ca/french/crops/field/news/croptalk/2019/ct-0319a6.htm>

The farmers' benefit is equal to the difference between the sales and the costs faced by farmers. We are only interested in the costs that vary with the number of nitrogen inputs, i.e. the costs of the nitrogen input applied by farmers in the catchment. According to the Alsace Chamber of Agriculture, the price for every kg of nitrogen fertilizer is equal to 1.2 €.

The abatement cost is then equal to the difference between the benefit of the current amount of nitrogen applied (165 kg N/ha) and the benefit for the quantity of nitrogen used. The following Table 26 describes the calculation of the abatement cost:

Table 26 Construction of the abatement cost (by year)

N application (kg/ha)	Corn Production (kg/ha)	Corn Sales (€/ha)	Cost N (€/ha)	Benefit (€/ha)	N reduction (kg/ha)	Abatement cost (€/ha)
0	5,500	908	0	908	165	462
10	5,850	965	12	953	155	416
20	6,200	1,023	24	999	145	371
30	6,550	1,081	36	1,045	135	325
40	6,900	1,139	48	1,091	125	279
50	7,200	1,188	60	1,128	115	242
60	7,500	1,238	72	1,166	105	204
70	7,750	1,279	84	1,195	95	175
80	8,020	1,323	96	1,227	85	142
90	8,260	1,363	108	1,255	75	115
100	8,500	1,403	120	1,283	65	87
110	8,730	1,440	132	1,308	55	61
120	8,900	1,469	144	1,325	45	45
130	9,050	1,493	156	1,337	35	32
140	9,200	1,518	168	1,350	25	20
150	9,340	1,541	180	1,361	15	8
160	9,450	1,559	192	1,367	5	2
165	9,500	1,568	198	1,370	0	0

The following illustration (Figure 94) shows the abatement cost for every kg N/ha reduction:

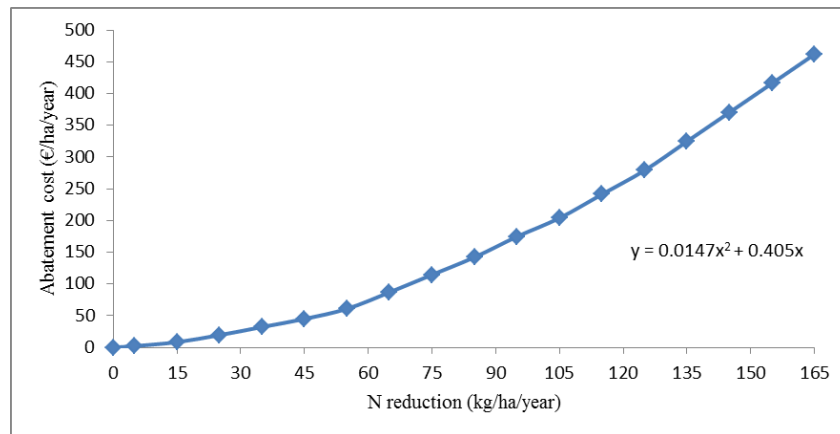


Figure 94 Abatement cost function

We note that the nitrogen abatement cost for a nitrogen reduction between [0 – 165] kg N/ha varies between [0 – 462] €/ha/year which corresponds to [0 – 3] €/kg N/year. Hence, we note that our findings come in accordance with the results obtained in the literature. More specifically, our results come in accordance with the results obtained in Schou et al. (2006).

The abatement cost for the Souffel catchment, or each of our agricultural zone, is obtained by multiplying the cost (by ha) by the agricultural surface.

4.2. Environmental damage from nitrate

In this subsection, we evaluate the damages caused by nitrate concentration on the Souffel catchment. High nitrate concentration in water streams can cause several damages related to human health or to the ecosystem itself. In 4.2.1, we use the literature to determine the order of magnitude of the overall damage on the Souffel. Then, in 4.2.2, we explain how to allocate this overall damage to each catchment section, particularly as a function of nitrate concentration.

4.2.1. Overall damage on the Souffel

Several studies estimate the damage of high nitrate concentration in the aquatic environment in different contexts and geographical scales. For each of these studies, we convert the damages to damages per inhabitant in euro 2020. The overall damage is then estimated for the Souffel catchment considering the population surrounding the Souffel catchment, namely 61,248 inhabitants (see Table 8). A comparative analysis of the study context of the Souffel will finally allow us to define if the number obtained underestimates or overestimates the damage on the Souffel.

To begin with, the closest context is the Rhine-Meuse Water Agency's estimate of the damage to the Souffel in the framework of the economic analysis of the WFD. The estimated damage was 2.1 M €/year. However, on the one hand, this estimate overestimates our damage because it does not only concern nitrate, and on the other hand, it underestimates our damage because it only concerns the damage avoided by reaching the good state of the water body, therefore, for nitrate, only the damage above 50 mg/l. However, as we will see in 4.2.2, nitrate also generates damage below 50 mg/l. For this reason, we prefer to analyze the rest of the literature, even though it may involve vastly different contexts and nitrate concentration levels.

In a very remote context, Dodds et al. (2008) investigated the potential damages caused by human-induced eutrophication of the U.S. freshwaters. The estimations were based on the annual value losses in recreational water usage, waterfront real estate, spending on the recovery of threatened and endangered species, and drinking water. The estimated damages were

approximately 2.2 B \$/year. By considering that the population of the United States in 2008 is 304.1 M, the environmental damage per inhabitant is equal to 7 \$/inhabitant/year. The present value in 2020 in euro corresponds to 8 €/inhabitant/year. By multiplying this per inhabitant damage to the Souffel population, we find that the environmental damage is equal to 489,984 €/year. Not all the American population is concerned and does not suffer from eutrophication. Therefore, by dividing the estimated damage by the total American population we underestimate the damage that we should consider on the Souffel catchment.

The eutrophication damage was also estimated by Pretty et al. (2002) in England and Wales. The damage was estimated as the loss in the use and non-use values. This loss in the use and non-use values is represented, respectively, by the social damage (reduced value of waterside dwellings, reduced value of water bodies for commercial uses, drinking water treatment, etc.) and the ecological damage (negative ecological effects on biota resulting in changes species composition and loss of key or sensitive species). The findings indicate that the average damage is equal to 95 M £/year. By considering the total population for England and Wales in 2002 is 52.596 M, the average damage per inhabitant is equal to 2 £/inhabitant/year. The present value in 2020 in euro is 3.32 €/inhabitant/year. By multiplying this per inhabitant damage to the Souffel population, the average potential damage is then approximately assessed at 203,343 €/year. As for the American estimate, the whole English and Welsh population are not concerned by eutrophication. Hence, by dividing the average damage by the total population we underestimate the damage on the Souffel catchment.

Regarding France, the OECD (2012), for example, estimated the damage of eutrophication of surface and coastal water to vary between 70 M €/year and 1 B €/year. By considering that the French population in 2012 was 65 M, the environmental damage per inhabitant is equal to 1 €/inhabitant and 15 €/inhabitant. The present value in 2020 is equal to 1 €/inhabitant/year and 16 €/inhabitant/year. By multiplying this per inhabitant damage to the Souffel population, the total potential damage is then approximately assessed at 61,248 €/year and 979,968 €/year. However, this damage estimation underestimates our damage. Yet, as for Dodds et al. (2008) and Pretty et al. (2011), not all the French population is concerned with eutrophication. Hence, by dividing the damage per inhabitant by the total French population, we underestimate the damage on the Souffel catchment.

Considering the heterogeneity of contexts in France, the Aquamoney guide (2010) estimated the environmental damage for 11 hydrographic basins in France. The damage varies between 20 €/household and 200 €/household. According to the OECD report⁵⁰, the average size of French households is at 2.38 persons. Hence, the damage could be estimated at 8 €/inhabitant and 84 €/inhabitant. The present values in 2020 are equal to 9 €/inhabitant/year and 96 €/inhabitant/year. By multiplying this per inhabitant damage to the Souffel population, the damage is then approximately assessed at 551,232 €/year and 5.9 M €/year. The low range of

⁵⁰ <https://www.oecd.org/els/family/47710686.pdf>

551,232 €/year corresponds to the order of magnitude we find for Dodds et al. (2008) and the OECD (2012). However, this value underestimates the damage on the Souffel. Indeed, the average nitrate concentration on the Souffel is 50.8 mg/l, which is higher than the national average. According to *EauFrance*⁵¹, average concentrations above the 50 mg/l standards are observed at only 1.1% of the monitoring stations for the *réseau nitrate* (see Chapter II). The high range of 5.9 M €/year overestimates the damage since the Souffel catchment is made up of small streams with no tourism nor drinking water production activities.

Also, in France, Rinaudo et al. (2005) presented an assessment of the damages of diffuse groundwater pollution by nitrates and pesticides for the drinking water sectors in the upper Rhine valley (France). The pollution damages are described and assessed using the avoidance damage method. The environmental damage was estimated to be at 400 €/inhabitant/year, which was estimated as the price for the construction of new drinking water utilities and nitrate treatment plants. The present value in 2020 is 488 €/inhabitant/year. By multiplying this per inhabitant damage to the Souffel population, the total potential damage is then approximately assessed at 29.8 M €/year. However, by comparing to our context, Rinaudo et al. (2005) study pollution of groundwater used to produce drinking water, missing activity on the Souffel. Pesticide damage is included in damage estimation. Hence, Rinaudo et al. (2005) greatly overestimate the damage that we should consider on the Souffel catchment.

Finally, in a quite different context, Khader et al. (2013) estimated the damage due to the increasing nitrate concentration in the aquifer in West Bank in Palestine. The damages are estimated as the cost to switch to alternative drinking sources and the cost due to sickness caused by high nitrate concentration. Indeed, high nitrate concentration in drinking water decreases the ability of human blood to carry oxygen and causes methemoglobinemia; or what is also known as the blue baby syndrome. This illness touches the adults and infants (it is more serious for infants than for adults). The damages were estimated, at 220 \$/inhabitant/year for switching to alternative drinking sources and 450 \$/inhabitant/year for illness. The present values of these damages in euro in 2020 are respectively: 224 €/inhabitant/year and 457 €/inhabitant/year. The nitrate damage is estimated as the sum of both damages, which is 681 €/inhabitant/year. By multiplying this per inhabitant damage to the Souffel population, the damage for the Souffel catchment is estimated at 41.7 M €/year. However, in our context, there are no problems related to sickness, methemoglobinemia, caused by high nitrate concentration in the stream, nor to the drinking water production. Hence, Khader et al. overestimate the damage that we should consider on the Souffel catchment.

The following Table 27 summarizes the above-discussed literature.

⁵¹ https://www.eaufrance.fr/sites/default/files/2018-10/nitrates_2015-2016_201810.pdf

Table 27 Estimated damage for the Souffel catchment (€/year)

Author	Context	Low range	Single estimate	High range	Comments
Pretty et al. (2002)	England and Wales		203,343		Not all the population is concerned with eutrophication. Dividing by the total population underestimate our damage
Dodds et al. (2008)	U.S.A.		489,984		Not all the population is concerned with eutrophication. Dividing by the total population underestimate our damage
OECD (2012)	France	61,248		979,968	Not all the population is concerned with eutrophication. Dividing by the total population underestimate our damage
Rhine-Meuse Water Agency	France		2,082,432		Overestimation because not only nitrate. Underestimation because only the damage over 50mg/l
Aquamoney (2010)	France	551,232		5,879,808	Low range too low (nitrate concentration higher in the Souffel than in the national average) but High range too high (small catchment without tourism and drinking water production in the Souffel)
Rinaudo et al. (2005)	Groundwater in France		29,889,024		Nitrate and pesticide pollution for groundwater used for drinking water production. This overestimate our damage.
Khader et al. (2013)	Groudwater in Palestine		41,709,888		Nitrate damages on drinking water production and human health, which does not exist for the Souffel. This overestimate our damage.

Table 27 shows the different damages discussed, from which we are going to choose damage to our catchment. On the one hand, we note that Pretty et al. (2002) and Dodds et al. (2008) underestimate the damage for the Souffel catchment since the damage is divided by the U.S.A. population and England and Wales population. Hence, the damage to the Souffel catchment must be higher. On the other hand, Rinaudo et al. (2005) and Khader et al. (2013), overestimate the damage for the Souffel catchment. Their estimation for the damage is based on the damage for human health and cost for finding alternative drinking water production, activities that have no impact on the Souffel surrounding population. Hence, the damage to the Souffel catchment is lower.

In France, the estimation of the damage on the Souffel catchment by the Rhine-Meuse Water Agency, 2 M €/year, is a preferred estimate. We note that the estimate is underestimated because it only concerns the damage avoided by reaching the good status of the water body, but it overestimates because it concerns pollutants other than nitrate in the catchment. We can imagine that overestimation and underestimation can balance each other. All over France, the OECD (2012) estimated maximum damage at 979,968 €/year. However, as with Dodds et al (2008) and Pretty et al (2002), this estimate is based on dividing the damage by the entire national population, which may or may not be affected by nitrate-related damage. This high range of damage for the OECD may thus correspond to a low range for the Souffel. Finally, Aquamoney (2010) provides estimates based on the local watershed context. The low range of 551,232 €/year seems to us too low, and the high range of 5.9 M €/year too high, as we have explained above.

To have a homogeneous range that varies around the 2 M €/year of the Rhine-Meuse Water Agency, we will choose a low estimate of the damage of 1 M €/year and a high estimate of the damage of 3 M €/year.

4.2.2. Damage by catchment section

After determining the overall damage on the Souffel catchment, we now show how to allocate this overall damage for each catchment section as a function of nitrate concentration and vulnerability scenario. We suppose two vulnerability scenarios for the Souffel catchment: uniform and heterogeneous. Uniform vulnerability means that the damage will depend solely on concentration. Two catchment sections with the same concentration will have the same damage associated with them. In the case of heterogeneous vulnerabilities, the damage may be different depending on the location of the catchment section even in the case of identical concentration.

4.2.2.1. Uniform vulnerability

To assign environmental damage for each catchment section, we must first define at which level of nitrate concentration nitrate causes damage. As mentioned earlier, high nitrate concentration causes damages related to the aquatic environment, the ecosystem, and human health. The Nitrate Directive (91/676/EC) considered the nitrate concentration below 25 mg/l as satisfactory. This was mentioned in article 6 of the Directive. Article 6 of the Directive obliges member states to repeat the monitoring program every four years for the *réseau nitrate* (see Chapter II), except for those sampling stations where nitrate concentration in all previous samples has been below 25 mg/l.

This same threshold can be found in the literature for different types of damages. For example, regarding human health, findings indicate that the nitrate concentration above 25 mg/l may cause illness to newborn babies⁵². Babies develop what is called the methemoglobin, or what is also known as the blue baby syndrome. Babies face an issue related to the incapability of blood to carry oxygen. Also, Brink et al (2011) also show that concentrations exceeding 25 mg/l in drinking water can cause colon cancer. Concerning eutrophication in lakes and rivers, causing a loss of dissolved oxygen damaging to fauna and flora, studies show that the effects are felt over 22 mg/l⁵³.

Therefore, even if some damages do not concern the Souffel catchment, given the convergence around this threshold, for our study it is assumed that nitrate causes damage at concentrations above 25 mg/l. We then suppose a linear increase in damage as a function of concentration above

⁵² <https://www.lanutrition.fr/bien-dans-son-assiette/aliments/boissons/eau/les-nitrates-dans-leau-du-robinet>

⁵³ <https://www.martinwater.com/faqs/why-are-high-nitrate-or-nitrogen-concentrations-in-water-a-problem-and-what-can-be-done-to-maintain-safe-levels/>

25 mg/l. We must find the slope of the linear curve, i.e. the damage per unit of concentration above 25 mg/l (marginal damage).

The marginal damage is calibrated with the current nitrate concentration, i.e. four WWTPs (Figure 67), and then applied to the catchment with three WWTPs (Figure 84). We remind the reader that from now on we will only base ourselves on the scenario which considers the next regrouping of the WWTPs of Stutzheim-Offenheim and Griesheim-sur-Souffel. The marginal damage, additional damage caused by an additional unit of pollution, is determined by dividing the overall damage for the Souffel catchment (see Section 4.2.1) by the sum of nitrate concentration units above 25 mg/l over the whole catchment (for example with a catchment section at 26 mg/l and another at 30 mg/l, this sum of nitrate concentration units is 6 mg/l).

The following Table 28 shows the marginal damage for the different levels of damage for the Souffel catchment.

Table 28 Marginal damage for different levels of overall damage

Overall damage	1,000,000 €/year	2,000,000 €/year	3,000,000 €/year
Total pollution ⁵⁴	2,863 mg/l	2,863 mg/l	2,863 mg/l
Marginal damage	349 €/year/mg/l	699 €/year/mg/l	1,048 €/year/mg/l

The damage by catchment section is then equal to 0 if the nitrate concentration is less than or equal to 25 mg/l, and otherwise equal to the product between the marginal damage and the number of concentration units above 25mg/l.

The following illustration (Figure 95) shows the damage per catchment section in the scenario with three WWTPs, for overall damage of 1,000,000 €/year (in the current scenario with four WWTPs).

⁵⁴ Sum of nitrate concentration units above 25 mg/l.

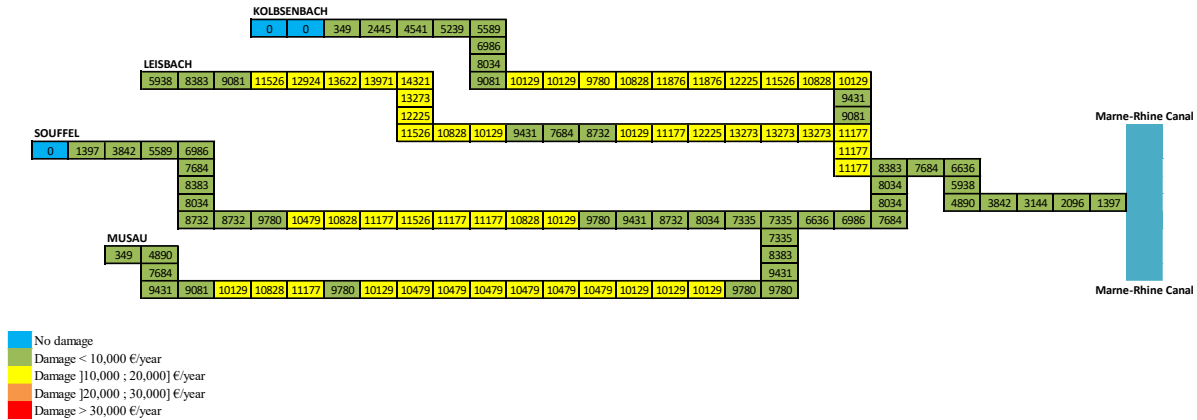


Figure 95 Damage with uniform vulnerability for an overall damage of 1 M €/year

From Figure 95 we note that three catchment sections have damage equal to 0 €/year. These catchment sections are situated at the source of the Kolbsenbach and the Souffel rivers. The overall damage obtained is 960,531 €/year. Hence, by reducing the number of WWTPs from four to three we managed to reduce the damage by 39,469 €/year.

The following illustration (Figure 96) shows the marginal damage per catchment section in the scenario with three WWTPs, for overall damage of 2,000,000 €/year (in the current scenario with four WWTPs).

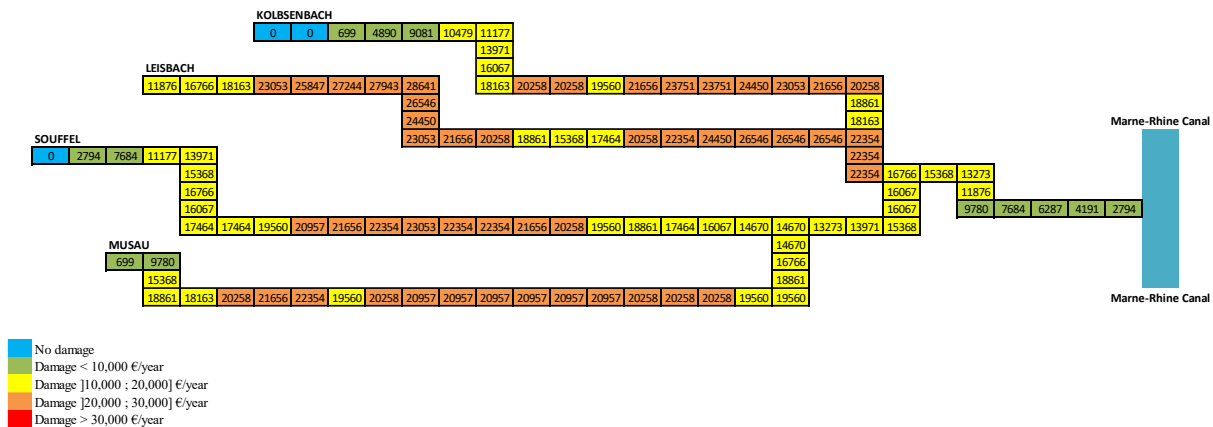


Figure 96 Damage with uniform vulnerability for an overall damage of 2 M €/year

From Figure 96, the overall damage obtained is 1,921,062 €/year. Hence, by reducing the number of WWTPs from four to three we managed to reduce the damage by 78,938 €/year.

The following illustration (Figure 97) shows the damage per catchment section in the scenario with three WWTPs, for overall damage of 3,000,000 €/year (in the current scenario with four WWTPs).

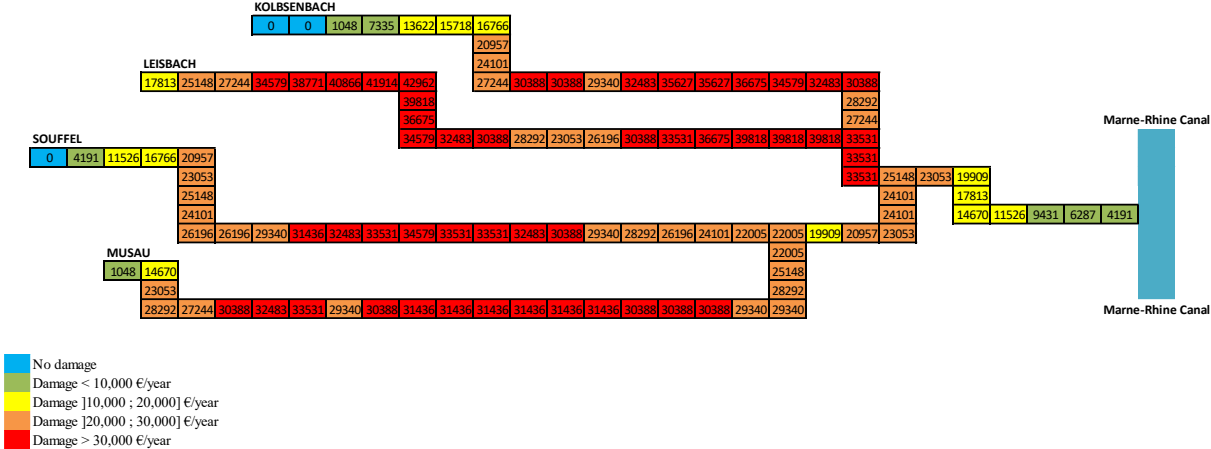


Figure 97 Damage with uniform vulnerability for an overall damage of 3 M €/year

From Figure 97, the overall damage obtained is 2,881,593 €/year. Hence, by reducing the number of WWTPs from four to three we managed to reduce the damage by 118,407 €/year.

4.2.2.2. Heterogeneous vulnerability

Heterogeneous vulnerability means that the same concentration of nitrate, in two different locations, can generate different damage. Depending, on the location of the catchment area, water can have different uses: bathing water, drinking water production, fishing area, walking area ... which makes the pollution more or less damaging. The Souffel catchment does not have any specific use of this type which would allow us to differentiate the damage. Therefore, we choose to make this differentiation according to the proximity of the population. The following illustration (Figure 98) shows the distribution of the Souffel population for each town.

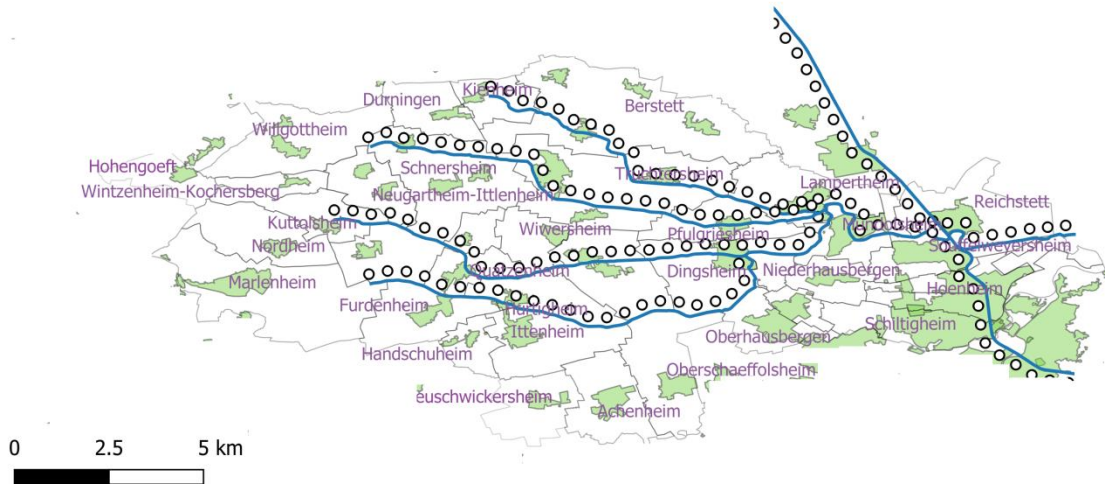


Figure 98 Souffel population distribution

We note that the population in each town is not homogeneously distributed, but it is divided into different residential areas, we refer to them as population spots. Using QGIS, we determine first the overall residential area, and then, from Table 8, we estimate the number of inhabitants per km². We then determine the inhabitants per spot. The following table (Table 29) shows the number of inhabitants per spot for each town.

Table 29 Population per spot

Town	Residential surface (km ²)	Population per km ²	Number of spots	Spot 1 (km ²)	Population (spot 1)	Spot 2 (km ²)	Population (spot 2)	Spot 3 (km ²)	Population (spot 3)	Spot 4 (km ²)	Population (spot 4)
ACHENHEIM (67001)	0.87	339.80	1	0.87	296						
BERSTETT (67034)	1.14	518.66	4	0.38	195	0.22	116	0.24	127	0.30	156
BISCHHEIM (67043)	2.17	3526.91	1	2.17	7643						
BREUSCHWICKERSHEIM (67065)	0.43	177.10	1	0.43	76						
DINGSHEIM (67097)	0.54	2449.00	1	0.54	1318						
ESSENHEIM-KOCHERSBERG (67100)	0.16	1794.61	1	0.16	287						
DURNINGEN (67109)	0.30	1014.64	1	0.30	304						
FESSENHEIM-LE-BAS (67138)	0.32	1752.53	1	0.32	561						
FURDENHEIM (67150)	0.66	1920.44	2	0.64	1227	0.02	31				
GRIESHEIM-SUR-SOUFFEL (67173)	0.43	2625.89	1	0.43	1133						
HANDSCHUHEIM (67181)	0.24	1042.69	2	0.24	249	0.00	5				
HOENHEIM (67204)	1.84	5265.61	2	1.70	8973	0.14	736				
HOHENGOEFT (67208)	0.30	89.79	1	0.30	27						
HURTIGHEIM (67214)	0.35	2175.88	1	0.35	753						
ITTENHEIM (67226)	0.84	2547.56	1	0.84	2141						
KIENHEIM (67236)	0.31	1609.57	1	0.31	505						
KUTTOLSHEIM (67253)	0.28	2246.36	1	0.28	639						
LAMPERTHEIM (67256)	0.96	2430.10	1	0.96	2326						
MARLENHEIM (67282)	1.41	305.42	2	1.33	405	0.08	25				
MITTELHAUSBERGEN (67296)	0.66	449.92	2	0.64	289	0.01	6				
MUNDOLSHEIM (67309)	1.40	3164.36	2	1.39	4410	0.00	8				
EUGARTHEIM-ITTLLENHEIM (67222)	0.45	1714.10	2	0.22	372	0.23	401				
NIEDERHAUSBERGEN (67326)	0.52	2914.65	1	0.52	1504						
NORDHEIM (67335)	0.45	1221.22	1	0.45	546						
OBERHAUSBERGEN (67343)	1.10	694.12	1	1.10	761						
OBERSCHAEFFOLSHEIM (67350)	0.72	584.52	1	0.72	424						
PFULGRIESHEIM (67375)	0.50	2616.05	1	0.50	1308						
QUATZENHEIM (67382)	0.42	1892.07	1	0.42	794						
REICHSTETT (67389)	1.04	642.30	1	1.04	671						
SCHILTIGHEIM (67447)	3.41	939.95	2	3.25	3054	0.16	148				
SCHNERSHEIM (67452)	0.79	2001.92	3	0.38	752	0.22	432	0.20	398		
SOUFFELWEYERSHEIM (67471)	1.77	4486.04	3	1.65	7395	0.11	476	0.01	52		
STUTZHEIM-OFFENHEIM (67485)	0.71	1980.82	1	0.71	1401						
TRUCHTERSHEIM (67495)	1.68	2444.36	3	0.41	998	0.99	2426	0.28	679		
WILLGOTTHEIM (67532)	0.57	77.81	3	0.43	34	0.01	1	0.12	10		
WINTZENHEIM-KOCHERSBERG (67535)	0.18	2028.17	1	0.18	356						
WIWERSHEIM (67548)	0.37	2367.28	1	0.37	886						

From there, we choose to hypothesize that vulnerability is proportional to the number of inhabitants located in "population spots" less than 5 km from the catchment section.

The following illustration (Figure 99) shows this number of inhabitants per catchment section. We can notice that, overall, the catchment is more vulnerable to nitrate downstream.

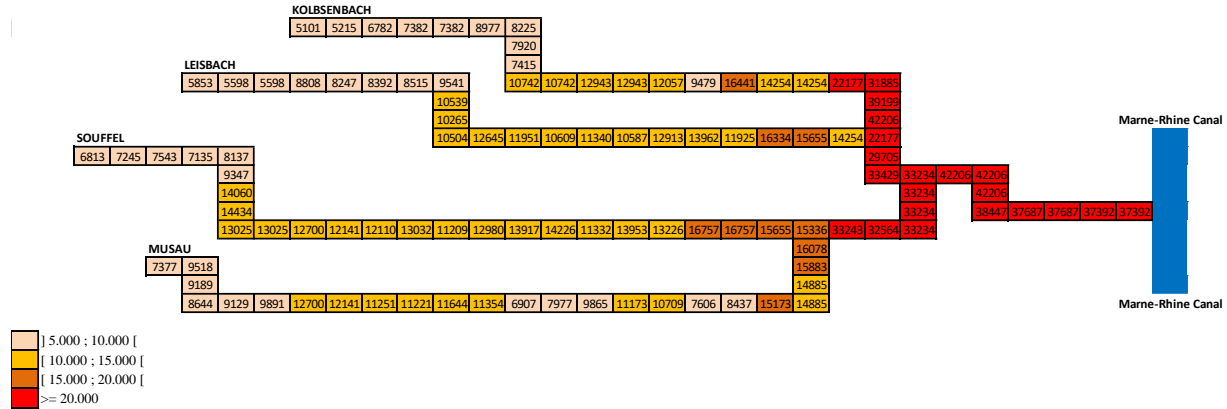


Figure 99 Inhabitants located in spots less than 5 km from each catchment section

The overall environmental damage D is written as follows:

$$D = \sum_{j=1}^{110} p_j \cdot C_{25_j}^{NO_3^-} \cdot \kappa \quad (56)$$

Where:

p_j : is the population located in spots less than 5 km from catchment section j (vulnerability);

$C_{25_j}^{NO_3^-}$: is the number of concentration units above 25 mg/l from catchment section j; and

κ : is the catchment damage coefficient.

By knowing the overall damage, the vulnerability for each catchment section and the nitrate concentration at each catchment section, the catchment damage coefficient is obtained as follows (using concentrations with the scenario with four WWTPs (Figure 67)):

$$\kappa = \frac{D}{\sum_{j=1}^{110} p_j \cdot C_{25_j}^{NO_3^-}} \quad (57)$$

The following table (Table 30) shows the catchment damage coefficient for the different levels of overall damage:

Table 30 Catchment damage coefficient

Overall damage	1,000,000 €/year	2,000,000 €/year	3,000,000 €/year
Catchment damage coefficient (κ)	0.023	0.045	0.068

The catchment damage coefficient represents the amount of damage per inhabitant for each additional unit of pollution above 25mg/l by the catchment section. This figure does not correspond to a per inhabitant damage on the Souffel. The same inhabitant could be "close" and thus associated with several catchment sections. It will thus be necessary to multiply the catchment damage coefficient to the number of catchment sections to which this inhabitant is associated to determine the damage, per unit of concentration above 25mg/l, which he suffers.

The following illustration (Figure 100) shows the damage per catchment section in the scenario with three WWTPs, for overall damage of 1,000,000 €/year.

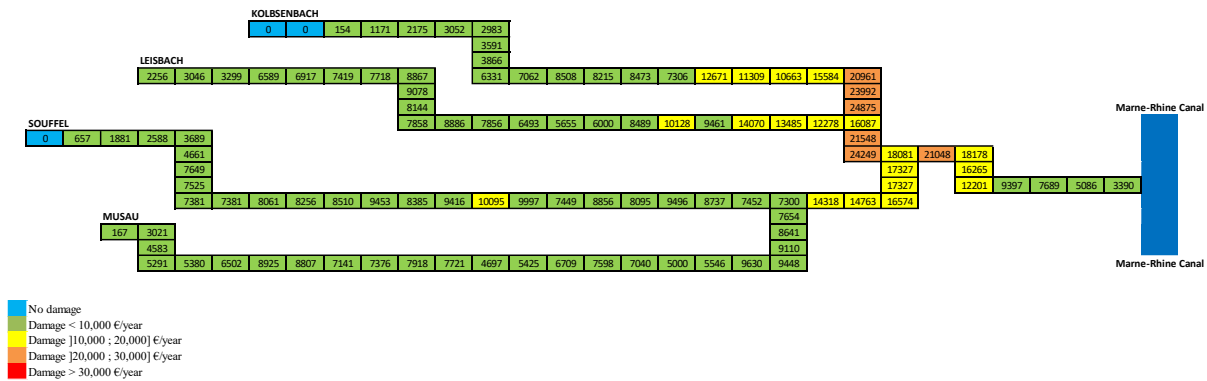


Figure 100 Damage with heterogeneous vulnerability for an overall damage of 1M €/year

From Figure 100, the overall damage is 942,765 €/year. Hence, by reducing the number of WWTPs from four to three we managed to reduce the damage by 57,235 €/year.

The following illustration (Figure 101) shows the damage per catchment section in the scenario with three WWTPs, for overall damage of 2,000,000 €/year.

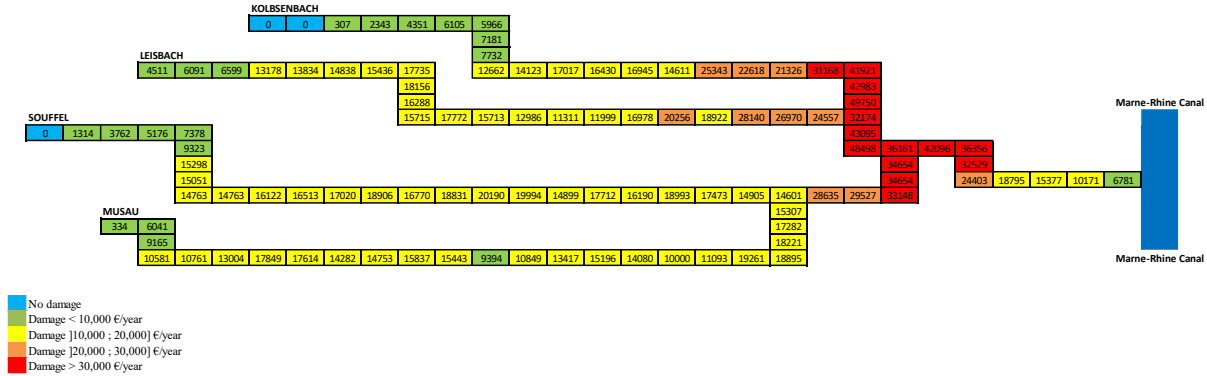


Figure 101 Damage with heterogeneous vulnerability for an overall damage of 2 M €/year

From Figure 101, the overall damage is 1,885,529 €/year. Hence, by reducing the number of WWTPs from four to three we managed to reduce the damage by 114,471 €/year.

The following illustration (Figure 102) shows the damage per catchment section in the scenario with three WWTPs, for overall damage of 3,000,000 €/year.

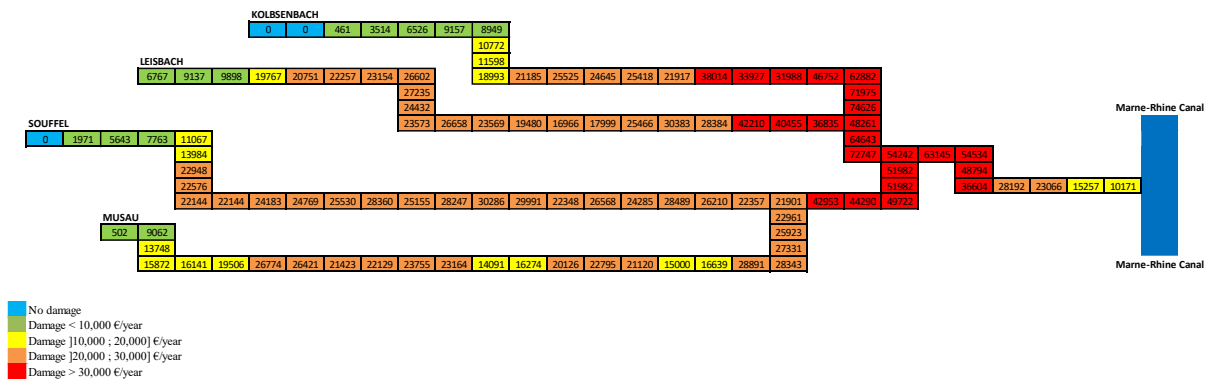


Figure 102 Damage with heterogeneous vulnerability for an overall damage of 3 M €/year

From Figure 102, the overall damage obtained is 2,828,294 €/year. Hence, by reducing the number of WWTPs from four to three we managed to reduce the damage by 171,706 €/year.

Comparing Figures 95, 96, 97 to Figures 100, 101, 102, we can notice that the damage is greater downstream in the case of heterogeneous vulnerability. Indeed, the population concentration is higher downstream of the catchment.

4.3. Optimal nitrate concentrations in the Souffel

In the previous Section 4.2, the damage was estimated when no action to reduce agricultural emissions is taken compared to the current situation. This damage can be assimilated to a (negative) utility of a situation where no action is taken because there is no information on the state of nature.

Conversely, if we consider that we have perfect information on the nitrate concentration in each catchment section, on the impact of emissions from each agricultural zone on these concentrations, on the abatement cost of emissions and on the damage generated by nitrate concentrations, information that we have determined in the hydrological and economic models in this Chapter IV, we can calculate the optimal nitrate concentration in each catchment section by determining the nitrogen reduction in each agricultural zone that minimizes the sum of the total abatement cost and total damage. The Utility of these actions compared to no action is then obtained by subtracting the abatement cost from the avoided damage. This Utility thus expresses the EVOI of perfect information compared to a status quo situation.

We present as follows the Utility of optimal agricultural emission abatement for the three orders of magnitude and the two vulnerability scenarios.

4.3.1. Uniform vulnerability

For the uniform vulnerability scenario, for overall damage of 1,000,000 €/year⁵⁵, the maximum Utility obtained is 92,650 €/year (156,389 €/year abatement cost and 249,040 €/year avoided damage). The following Table 31 shows the nitrogen reduction for each zone to reach optimal nitrate concentration:

Table 31 Optimal nitrogen reduction for overall uniform damage of 1 M €/year

Zone 1 (Musau)	19.18%
Zone 2 (Souffel upstream)	11.05%
Zone 3 (Souffel downstream)	0.00%
Zone 4 (Leisbach)	21.10%
Zone 5 (Kolbsenbach)	4.86%

⁵⁵ It must be understood that the scenarios of total damage: 1,000,000 €/year, 2,000,000 €/year and 3,000,000 €/year correspond to the total damage on the current Souffel, with four WWTPs, a scenario that allowed us to calibrate the marginal damage. On the catchment with three WWTPs, on which we are now working, the total damage is slightly lower.

In Table 31, there are large differences in the optimal level of abatement: extremely high for the Musau and Leisbach and hardly ever or not at all abatement for the “Souffel downstream” and the Kolbsenbach. These differences can be explained by the fact that the cost of nitrate reduction is vastly different from one zone to another. Indeed, it will be more (less) costly to reduce nitrate concentration when the river flow is high (low) (see Figure 79) and when the zone diffuse coefficient is low (high) (see Table 14). Thus, the high abatement rate on the Leisbach is explained by low river flow and a high diffuse coefficient and on the Musau by the extremely low river flow. On the other hand, abating nitrate on the “Souffel downstream” and the Kolbsenbach is very costly because the river flow is extremely high and the zone diffuse coefficient extremely low, respectively.

The following illustration (Figure 103) shows the optimal nitrate concentrations for the Souffel catchment:

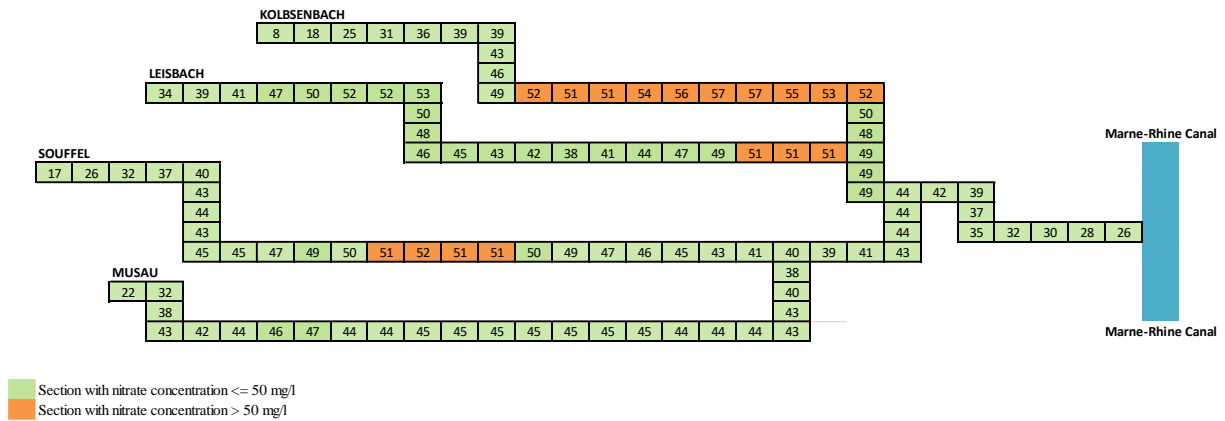


Figure 103 Optimal nitrate concentration (mg/l) for a uniform damage of 1 M €/year

For damage of 2,000,000 €/year, the maximum Utility obtained is 548,912 €/year (679,170 €/year abatement cost and 1,228,083 €/year avoided damage). The following Table 32 shows the nitrogen reduction for each zone to reach optimal nitrate concentration:

Table 32 Optimal nitrogen reduction for overall uniform damage of 2 M €/year

Zone 1 (Musau)	46.23%
Zone 2 (Souffel upstream)	27.91%
Zone 3 (Souffel downstream)	2.12%
Zone 4 (Leisbach)	49.51%
Zone 5 (Kolbsenbach)	18.82%

A higher level of overall damage makes abatement more interesting by increasing the amount of avoided damage.

The following illustration (Figure 104) shows the optimal nitrate concentrations for the Souffel catchment:

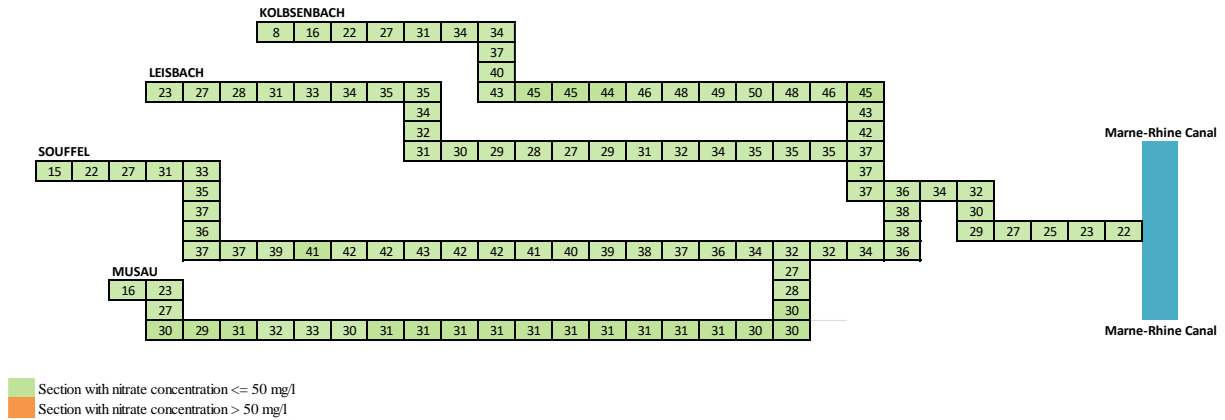


Figure 104 Optimal nitrate concentration (mg/l) for a uniform damage of 2 M €/year

For a damage of 3,000,000 €/year, the maximum Utility obtained is 1,282,532 €/year (1,123,336 €/year abatement cost and 2,405,868 €/year avoided damage). The following Table 33 shows the nitrogen reduction for each zone to reach optimal nitrate concentration:

Table 33 Optimal nitrogen reduction for overall uniform damage of 3 M €/year

Zone 1 (Musau)	56.06%
Zone 2 (Souffel upstream)	44.93%
Zone 3 (Souffel downstream)	9.28%
Zone 4 (Leisbach)	60.14%
Zone 5 (Kolbsenbach)	29.23%

The following illustration (Figure 105) shows the optimal nitrate concentrations for the Souffel catchment:

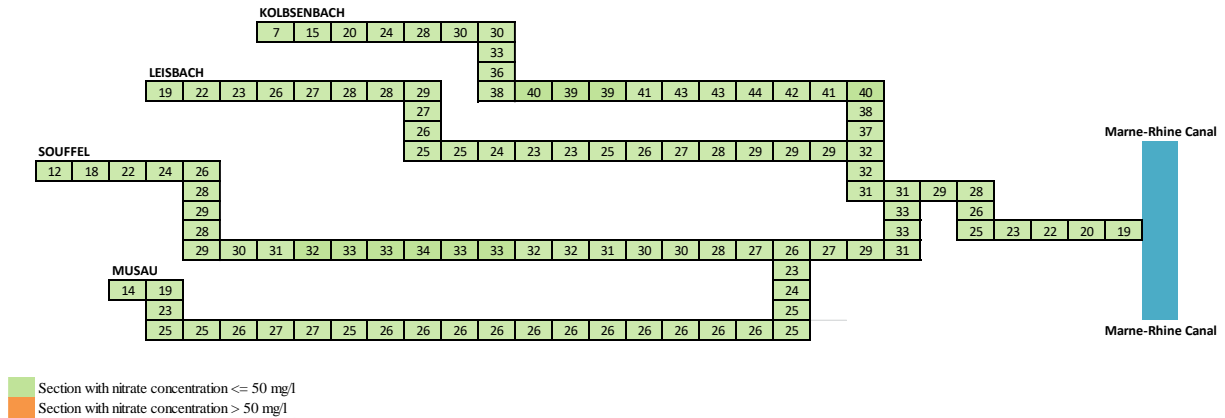


Figure 105 Optimal nitrate concentration (mg/l) for a uniform damage of 3 M €/year

4.3.2. Heterogeneous vulnerability

For the heterogeneous vulnerability scenario, for damage of 1,000,000 €/year, the maximum Utility obtained is 78,585 €/year (162,521 €/year abatement cost and 241,106 €/year avoided damage). The following Table 34 shows the nitrogen reduction for each zone to reach optimal nitrate concentration:

Table 34 Optimal nitrogen reduction for overall heterogeneous damage of 1 M €/year

Zone 1 (Musau)	15.19%
Zone 2 (Souffel upstream)	13.10%
Zone 3 (Souffel downstream)	11.41%
Zone 4 (Leisbach)	19.56%
Zone 5 (Kolbsenbach)	7.31%

Comparing with Table 31, we notice from Table 34 a consequent level of abatement is necessary on the "Souffel downstream" whereas it was nil for a uniform vulnerability. In the case of the heterogeneous vulnerability, the damage is higher downstream of the catchment, thus, abating nitrate on the "Souffel downstream" becomes more interesting by increasing the avoided damage.

The following illustration (Figure 106) shows the optimal nitrate concentrations for the Souffel catchment:

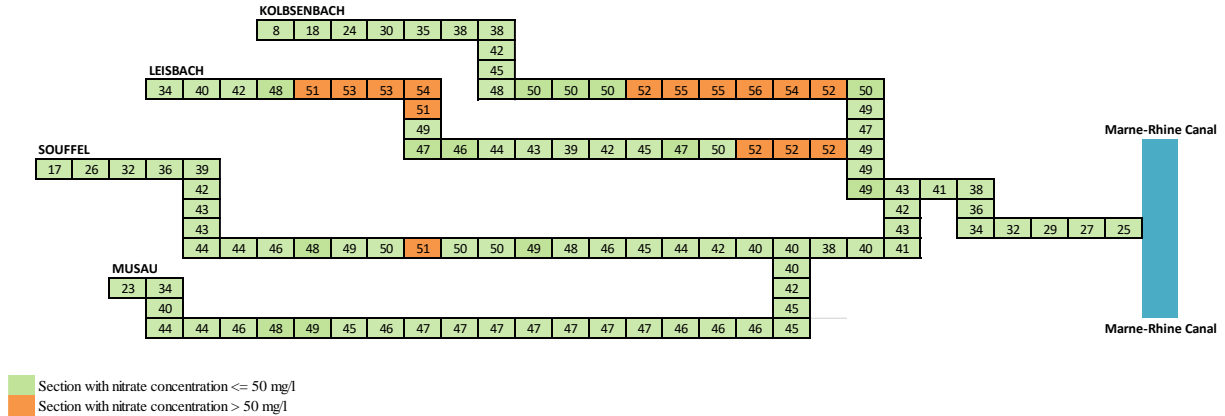


Figure 106 Optimal nitrate concentration (mg/l) for a heterogeneous damage of 1 M €/year

For damage of 2,000,000 €/year, the maximum Utility obtained is 485,486 €/year (637,866 €/year abatement cost and 1,123,352 €/year avoided damage). The following Table 35 shows the nitrogen reduction for each zone to reach optimal nitrate concentration:

Table 35 Optimal nitrogen reduction for overall heterogeneous damage of 2 M €/year

Zone 1 (Musau)	38.51%
Zone 2 (Souffel upstream)	30.17%
Zone 3 (Souffel downstream)	17.33%
Zone 4 (Leisbach)	44.98%
Zone 5 (Kolbsenbach)	21.41%

The following illustration (Figure 107) shows the optimal nitrate concentrations for the Souffel catchment:

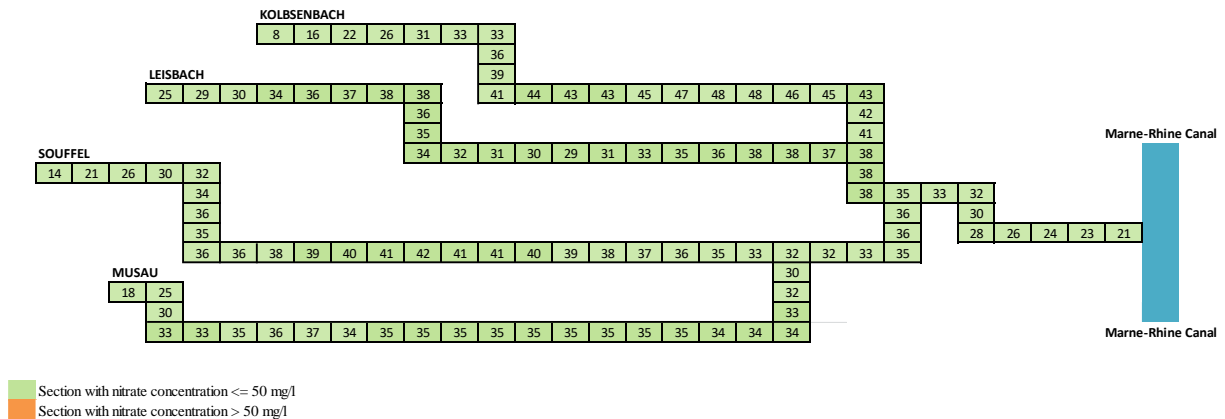


Figure 107 Optimal nitrate concentration (mg/l) for a heterogeneous damage of 2 M €/year

For a damage of 3,000,000 €/year, the maximum Utility obtained is 1,178,629 €/year (1,157,179 €/year abatement cost and 2,335,808 €/year avoided damage). The following Table 36 shows the nitrogen reduction for each zone to reach optimal nitrate concentration:

Table 36 Optimal nitrogen reduction for overall heterogeneous damage of 3 M €/year

Zone 1 (Musau)	50.21%
Zone 2 (Souffel upstream)	46.60%
Zone 3 (Souffel downstream)	30.11%
Zone 4 (Leisbach)	56.89%
Zone 5 (Kolbsenbach)	35.39%

The following illustration (Figure 108) shows the optimal nitrate concentrations for the Souffel catchment:

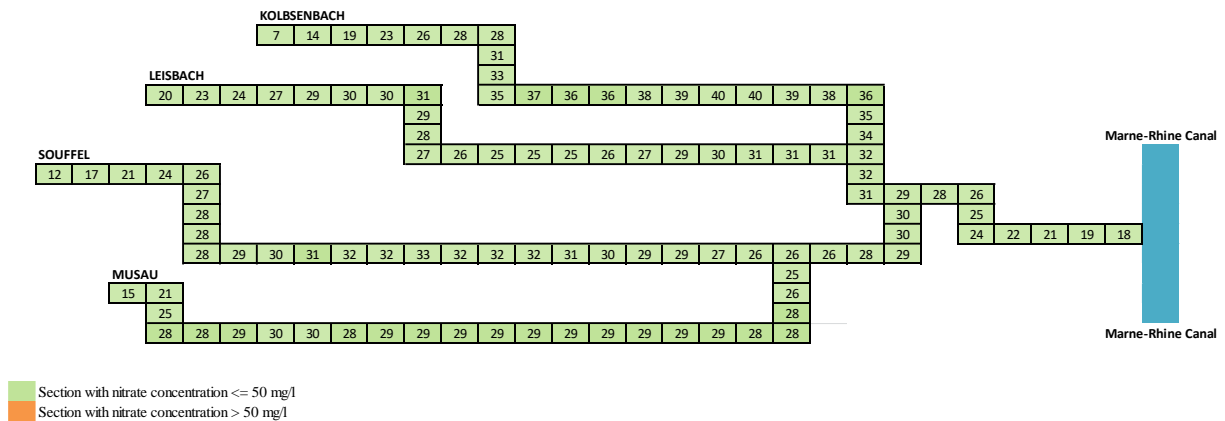


Figure 108 Optimal nitrate concentration (mg/l) for a heterogeneous damage of 3M €/year

4.3.3. Results summary

The following Table 37 shows the summary of the obtained results for both vulnerability scenarios and the three damage scenarios:

Table 37 Optimal Utility

	Damage Scenario (€/year)	Initial Damage (€/year)	Final Damage (€/year)	Damage avoided (€/year)	Abatement Cost (€/year)	Utility (€/year)
Uniform Vulnerability	1M	960,531	711,491	249,040	156,389	92,650
	2M	1,921,062	692,979	1,228,083	679,170	548,912
	3M	2,881,593	475,725	2,405,868	1,123,336	1,282,532
Heterogeneous Vulnerability	1M	942,765	701,659	241,106	162,521	78,585
	2M	1,885,529	762,177	1,123,352	637,866	485,486
	3M	2,828,294	492,486	2,335,808	1,157,179	1,178,629

From Table 37 we note that Utility grows with the damage. Indeed, with greater ecological damage and identical abatement costs, the possibilities of “savings” are greater by decreasing discharges.

We also note that Utility is more important in the uniform vulnerability scenario than in the heterogeneous vulnerability scenario. A larger EVOI for a uniform vulnerability scenario is in line with our findings in Chapter III.

The following Table 38 shows the summary of actions for both scenarios for the three levels of damages.

Table 38 Optimal nitrogen reductions

Damage Scenario (€/year)	Uniform Vulnerability			Heterogeneous Vulnerability		
	1M	2M	3M	1M	2M	3M
Zone 1 (Musau)	19.18%	46.23%	56.06%	15.19%	38.51%	50.21%
Zone 2 (Souffèl upstream)	11.05%	27.91%	44.93%	13.10%	30.17%	46.60%
Zone 3 (Souffèl downstream)	0.00%	2.12%	9.28%	11.41%	17.33%	30.11%
Zone 4 (Leisbach)	21.10%	49.51%	60.14%	19.56%	44.98%	56.89%
Zone 5 (Kolbsenbach)	4.86%	18.82%	29.23%	7.31%	21.41%	35.39%

From Table 38, we can notice that abatement rates are vastly different from one zone to another. As we have seen previously, these rates are explained by the fact that decreasing the nitrate concentration does not have the same cost depending on the river flow and the zone diffuse coefficient. The benefit in terms of avoided damage is also different in the heterogeneous vulnerability scenario. Also, we note that for the scenario of 1 M €/year total damage, 20 catchment sections remain above 50 mg/l for the uniform vulnerability scenario and 15 catchment sections for the heterogonous vulnerability scenario. For the scenarios of 2 M €/year and 3 M €/year total damage, no optimal concentrations exceed 50mg/l.

We might think that the fact that the optimum concentrations do not exceed 50 mg/l for overall damage of 2 M €/year (Rhine-Meuse Water Agency estimate) runs counter to the economic derogation requested by the Water Agency. However, as already mentioned, the Rhine-Meuse Water Agency was not only interested in nitrate pollution. Moreover, the Water Agency was planning major investments for urban discharges (to regulate rainwater) that we did not take into account.

5. Current Network vs Physical Network vs Economic Network

In the previous Section 4, we presented a cost-benefit analysis to identify the actions needed to maximize the Utility if the state of nature is perfectly known. However, Decision-Makers (DMs) must choose Actions based on partial information delivered by the monitoring networks. In this section, we compare the EVOI of current, physically optimized, and economically optimized networks. We only address the spatial problem of the location of monitoring stations concerning quality expectations.

5.1. Economic value of information: a reminder and hypotheses

From a theoretical point of view, the world can be summed up in a finite number of States of nature. Depending on the state of nature, decisions, or Actions, are best suited to maximize Utility. With imperfect information, the DM has only beliefs about the state of nature and chooses his actions according to it. Compared to this status-quo situation, additional information can correct the beliefs (by sending new Messages about states of nature), increase the likelihood of making more appropriate decisions, and thus potentially increase Utility. EVOI is calculated based on this increase in Utility compared to the status quo situation.

In our Chapter III network, aimed at detecting accidental pollution, generally speaking, two states of nature were considered: emission of accidental pollution occurs or not. For each of these states of nature, the appropriate Action is, respectively: stop pollution (and damage) or do nothing. In the case of perfect information, the DM can act instantaneously as soon as the pollution is emitted, and thus avoiding any damage. However, pollution can only be detected at the monitoring stations, which have only a small chance of being precisely at the place of emission. The Utility of the information provided by the monitoring station is thus calculated by the avoided damage minus the cost of the action. So, in Chapter III, the Utility according to the state of nature is more complex than a theoretical model with two states of nature and two actions, where there would be only four possible Utilities $U_{(a_1/s_1)}$, $U_{(a_1/s_2)}$, $U_{(a_2/s_1)}$, and $U_{(a_2/s_2)}$. Indeed, the Utility will also depend on the location of the emission and the location of the monitoring station. For this reason, we presented instead (n+1) potential Actions (no action or action at individual stations) and (n+2) states of nature (no pollution or emission of pollution in each of the inter-station intervals) (see Section 2.1.3 of Chapter III).

In our study on the Souffel catchment, we choose as monitoring objective to determine the good WFD status (or not). The study concerns the good WFD status for nitrate only. The state of nature is then the estimated nitrate concentration on each of the 110 catchment sections. Our state of nature is based on the years 2015, 2016, 2017. In Section 3.6, we have seen that these measured concentrations vary. Thus, our concentration per catchment section corresponds to

expectations. The objective fixed by the WFD is to reach 50 mg/l, for nitrate concentration, where pollution is measured. Therefore, the Actions will correspond to the reduction of agricultural nitrogen to reach a maximum nitrate concentration of 50 mg/l at each monitoring station. We note, from Figure 84, that there are four different agricultural zones where nitrate concentration exceeds 50 mg/l in some places (all zones except zone 3: “Souffel downstream of the confluence with Musau”). Hence, we consider four levels of nitrogen reduction that can be defined independently: one level per zone. These four reduction levels are chosen based on the Message (observed concentration) given by the monitoring station. We, therefore, assume a fixed number of monitoring stations, i.e. four monitoring stations, one per agricultural zone (zone 1, zone 2, zone 4, and zone 5). Currently, there are two monitoring stations in zone 2. However, the monitoring station downstream of the WWTP Stutzheim-Offenheim, located at the catchment section S17, was intended to measure the impact of this WWTP on the river quality. Moreover, in the scenario with three WWTPs, this WWTP no longer exists. Thus, we retain only the monitoring station further upstream (catchment section S24). The Utility of the Actions considering the state of nature will be calculated as the difference between the avoided damage and the abatement cost.

5.2. Location of the monitoring station for each monitoring network

As mentioned before, we only consider a fixed number of four monitoring stations, one for each stream in the catchment: Musau, Souffel, Leisbach, and Kolbsenbach. The objective is then to reduce nitrogen in each of the four agricultural zones, corresponding to each stream (zone 1, 2, 4, and 5), to reach a nitrate concentration of 50 mg/l at each of the monitoring stations.

We consider three different monitoring networks: the current monitoring network, the physically optimized monitoring network, and the economically optimized monitoring network.

5.2.1. Current monitoring network

The current monitoring network is based on the monitoring network established by the Rhine-Meuse Water Agency. We remind that, for our study, two monitoring stations were removed (the two stations furthest downstream from the Souffel stream) and this leaves us with four monitoring stations.

The monitoring stations are located at the catchment sections {M10, S24, L6, K8}. With this network, the nitrate concentrations observed (in mg/l) are, respectively, {55, 57, 63, 59} (Figure 109).

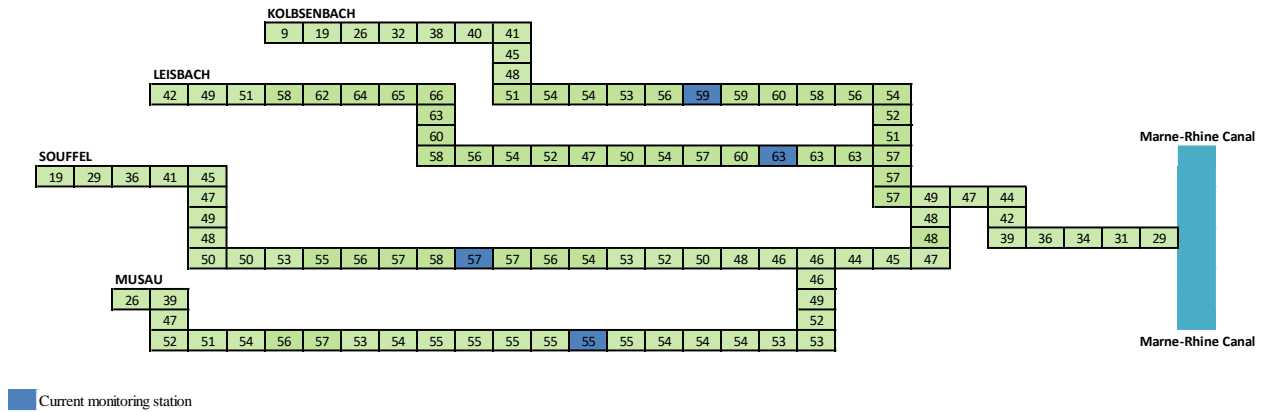


Figure 109 Current pollution (mg/l) and current monitoring stations

We note from Figure 109 that the monitoring stations are located around the middle of the catchment. For the Souffel stream, the monitoring station is more in the mid-upstream, while for the tributaries the stations are more in mid-downstream.

The following Table 39 shows the nitrogen reduction by zone required to reach 50 mg/l at each monitoring station:

Table 39 Nitrogen reduction for current monitoring network

Zone 1 (Musau)	9.80%
Zone 2 (Souffel)	13.72%
Zone 4 (Leisbach)	23.28%
Zone 5 (Kolbsenbach)	15.88%

From Table 39, we note, logically, that nitrogen reduction is increasing with the currently observed nitrate concentrations. However, this link is not so obvious. Indeed, the same reduction in nitrate concentration may require different levels of nitrogen reduction upstream depending on the location, the river flow, the zone diffuse coefficient, and the allocation key of the catchment section.

The total nitrogen abatement cost for the whole catchment is 200,001 €/year. The following illustration (Figure 110) shows the nitrate concentration at each monitoring station after nitrogen reduction:

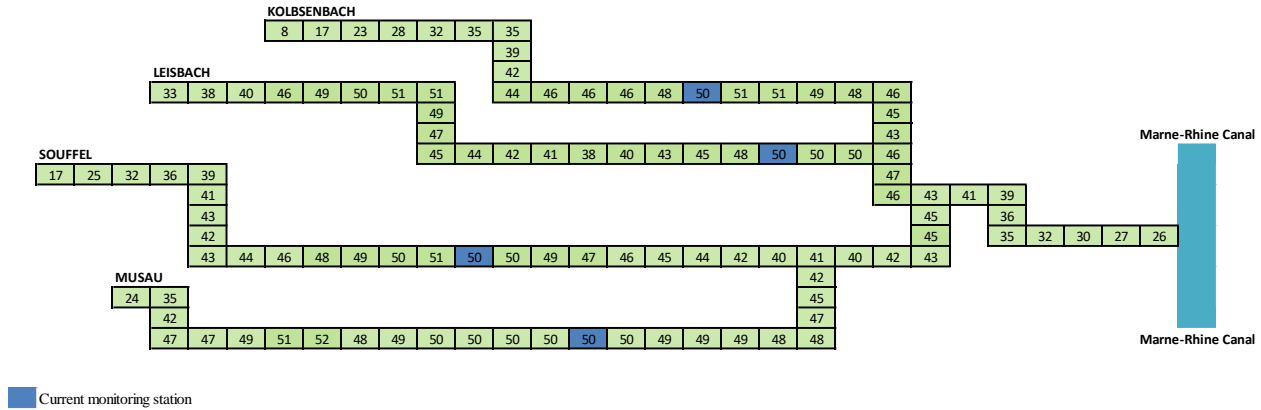


Figure 110 Nitrate concentration (mg/l) after nitrogen reduction for the current monitoring network

5.2.2. Physically optimized monitoring network

As we saw in the introductory Chapter of this dissertation, the physical optimization of the network is based on an objective function with only hydrological considerations. Such optimization may, for example, aim for an average concentration of 50 mg/l of nitrate over the entire catchment, or it may aim for concentrations that do not exceed this threshold anywhere. In this Chapter, we choose an intermediate objective. The monitoring stations will have to be located, for each stream, where the concentration corresponds to the 90th percentile. By aiming for 50 mg/l at these monitoring stations, 10% of the catchment sections will thus maintain a concentration higher than 50 mg/l. This choice is in line with the logic of the WFD. Indeed, from a temporal point of view, the WFD requires an annual baseline, the 90th percentile of the year's total measurements (DREAL, 2012). Appendix V shows the determination of monitoring stations for each stream with this objective.

The monitoring stations are located at the catchment sections {M12, S24, L20, K8}. With this network, the nitrate concentrations observed (in mg/l) are, respectively, {55, 57, 64, 59} (Figure 111):

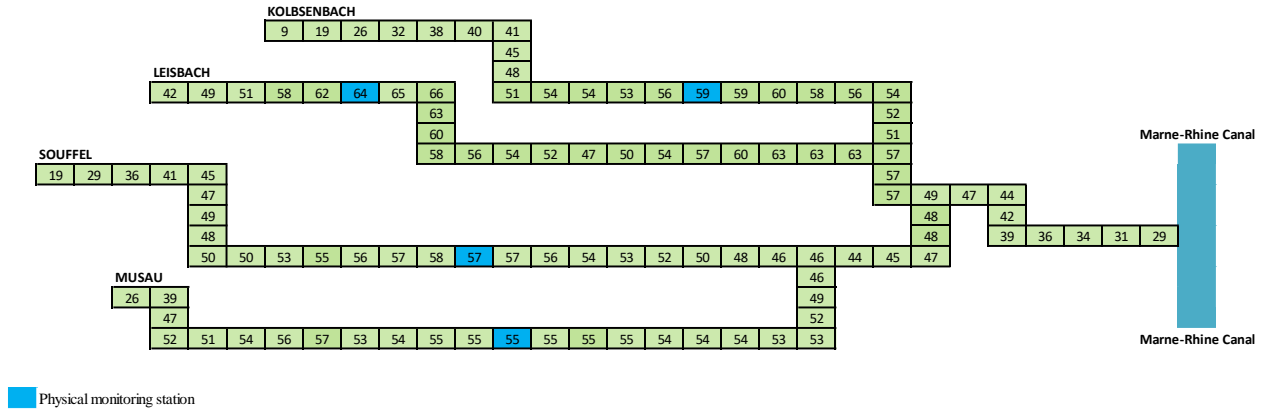


Figure 111 Current pollution (mg/l) and physically optimized monitoring network

We note that two monitoring stations have the same location as of the current monitoring network (S24 and K9). Moreover, the monitoring station for the Musau tributary in a physically optimized network is near the monitoring station in the current monitoring network. Overall, the nitrate concentration observed for the four monitoring stations, in both monitoring networks, are almost the same. This proves that the Rhine-Meuse Water Agency, from a spatial point of view, is in the 90th percentile logic too. This logic aims at monitoring particularly the places where the pollution is extremely high while omitting the extreme points.

The following Table 40 shows the nitrogen reduction by zone required to reach 50 mg/l at each monitoring station:

Table 40 Nitrogen reduction for physically optimized monitoring network

Zone 1 (Musau)	10.05%
Zone 2 (Souffel)	13.72%
Zone 4 (Leisbach)	23.82%
Zone 5 (Kolbsenbach)	15.88%

Logically, we note, from Table 40, that the nitrogen reductions are practically the same as for Table 39.

The total nitrogen abatement cost for the whole catchment is 203,167 €/year, 1.5% higher than the current monitoring network. The following illustration (Figure 112) shows the nitrate concentration at each monitoring station after nitrogen reduction:

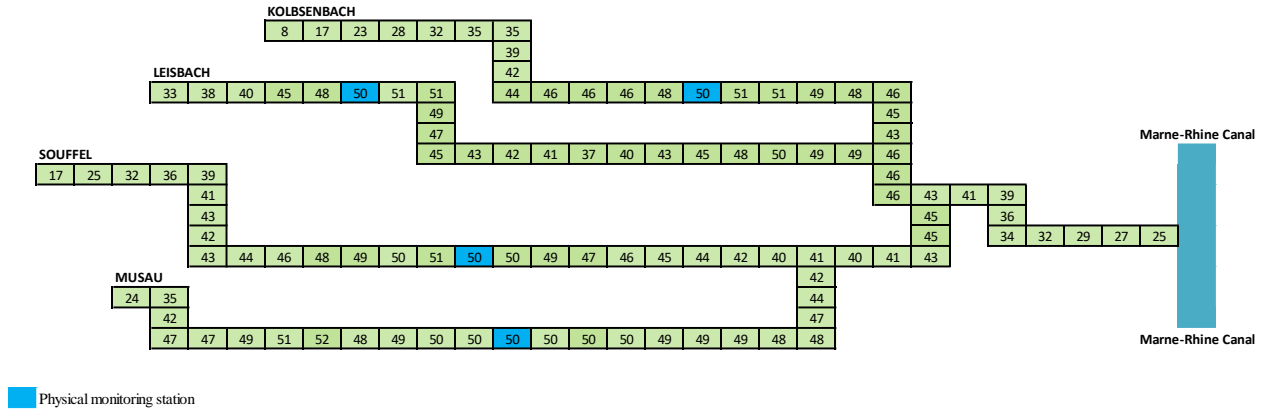


Figure 112 Nitrate concentration (mg/l) after nitrogen reduction for the physically optimized monitoring network

5.2.3. Economically optimized monitoring network

Unlike physical optimization, the economic optimization of the monitoring network takes into consideration the abatement cost of nitrogen and the damage caused by nitrate. Monitoring stations should be located, for each stream, where reaching 50 mg/l will maximize Utility. The objective is thus to be as close as possible to the optimal concentrations calculated in Section 4.3. If possible, stations should, therefore, be located where the optimal concentration is 50 mg/l. In Section 4.3, we saw that for 2 M €/year and 3 M €/year overall damage, the optimal concentrations are always below 50 mg/l. Thus, aiming for 50 mg/l on a catchment section will result in less than optimum abatement. However, to maximize the Utility as much as possible by depolluting as much as possible, stations will have to be placed where nitrate concentrations are highest. Thus, for the four scenarios: uniform or heterogeneous vulnerability with 2 M €/year or 3 M €/year overall damage, the station's location, and abatement rates will be the same.

Thus, we will present stations location and nitrogen reduction in three cases: uniform vulnerability with 1 M €/year overall damage, heterogeneous vulnerability with 1 M €/year overall damage and the uniform and heterogeneous scenarios vulnerability with 2 M €/year and 3 M €/year overall damage.

5.2.3.1. Uniform vulnerability with 1 M €/year overall damage

From Figure 103, we note that there are four catchment sections with optimal nitrate concentration close to 50 mg/l in three streams (Souffel, Leisbach, and Kolbsenbach). Two of the catchment sections are located in the Souffel stream and the other two are located in the Leisbach and Kolbsenbach. Hence, the location of the monitoring stations in the Leisbach and Kolbsenbach is the one with a catchment section close to 50 mg/l optimal concentration, respectively L17 and K2. For the Souffel stream, the location of the monitoring station should be

the one that maximizes the Utility. It was found that the catchment section S22 generates higher Utility.

Concerning the Musau stream, there is no catchment section with nitrate concentration equal to or greater than 50 mg/l. To maximize the Utility, the monitoring station in the Musau stream will need to be placed at the catchment section with maximum nitrate concentration (catchment section M17, see Figure 84).

Thus, the monitoring stations are located at catchment sections {M17, S22, L17, K2}. With this network, the current nitrate concentrations observed (in mg/l) are, respectively, {57, 56, 63, 52} (Figure 113).

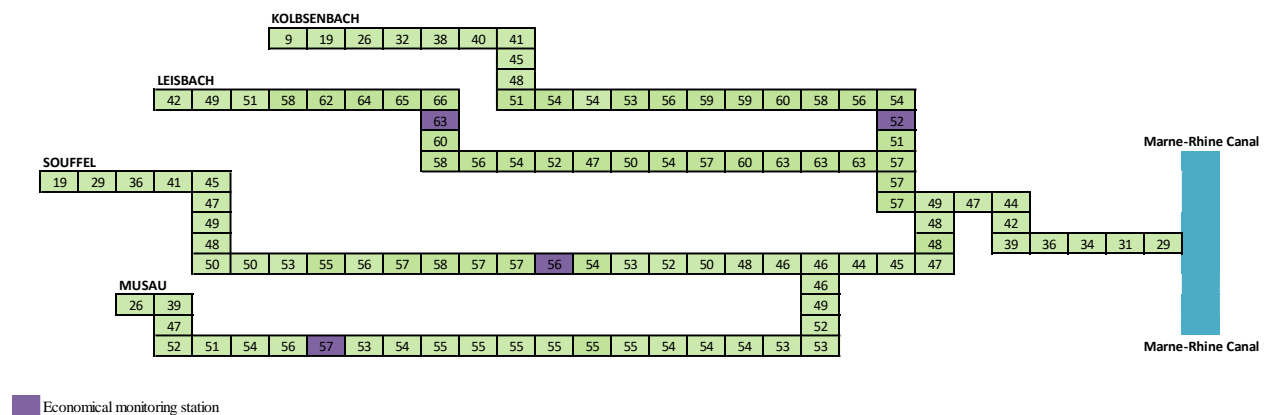


Figure 113 Current pollution (mg/l) and economically optimized monitoring network for uniform overall damage of 1 M €/year

We can note that taking into account economic considerations, the locations of the four monitoring stations all differ from those of the physical optimization (Figure 111).

The following Table 41 shows the nitrogen reduction by zone to reach 50 mg/l at monitoring stations:

Table 41 Nitrogen reduction for economically optimized monitoring network for uniform damage of 1 M €/year

Zone 1 (Musau)	13.56%
Zone 2 (Souffel)	10.94%
Zone 4 (Leisbach)	21.75%
Zone 5 (Kolbsenbach)	4.93%

Comparing to optimal nitrogen reduction (Table 31), we note that the nitrogen reduction for zone 1 has significantly decreased by 5.62 percentage points (from 19.18% to 13.56%). Indeed, on the

Musau stream, the optimal concentrations are all below 50 mg/l. Thus, by aiming for 50 mg/l on one of the catchment sections, depollution is less than optimality would suggest.

We can also note that the abatement rate is extremely low on the Kolbsenbach in contrast to the current and physical networks. Indeed, the Kolbsenbach has a high level of pollution on the K8-K7-K6-K5 catchment sections with concentrations between 58 mg/l and 60 mg/l, which requires a significant depollution to tend towards 50 mg/l. However, taking into account economic considerations, it is more interesting to maintain a high level of pollution on these catchment sections due to the high cost of depollution resulting from a low zone diffuse coefficient (Table 14).

The total nitrogen abatement cost is 138,397 €/year. Comparing to the previous monitoring networks, the abatement cost has decreased by 30% when compared to the current monitoring network and by 32% when compared to the physical monitoring network. The following illustration (Figure 114) shows the nitrate concentration at each monitoring station after nitrogen reduction:

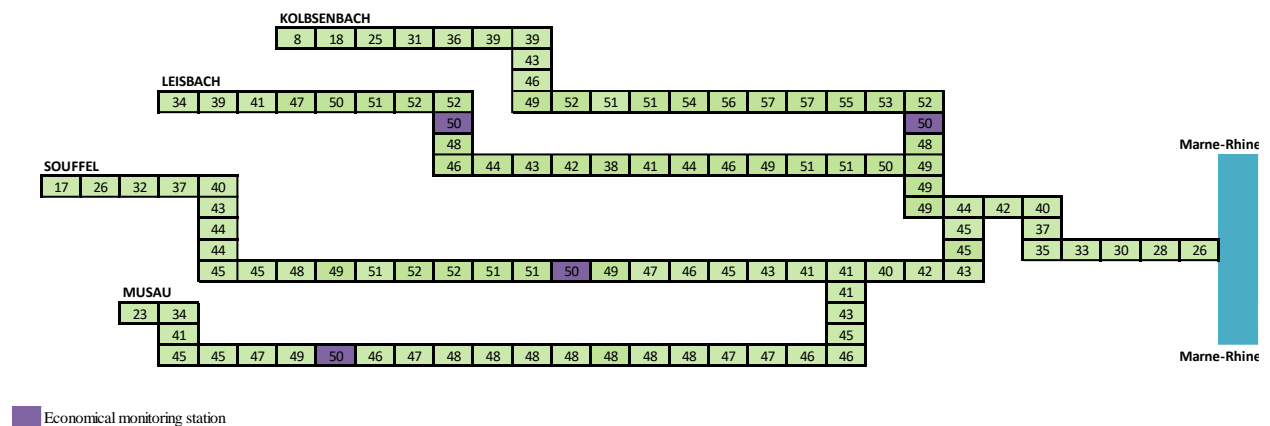


Figure 114 Nitrate concentration (mg/l) after nitrogen reduction for the economically optimized monitoring network for overall uniform damage of 1 M €/year

5.2.3.2. Heterogeneous vulnerability with 1 M €/year overall damage

From Figure 106, we note that there are four catchment sections with optimal nitrate concentration close to 50 mg/l in the Kolbsenbach stream, one in the Leisbach stream and three in the Souffel stream. The location of the monitoring stations is the one that maximizes the Utility. It was found that the catchment sections S23, L7, and K12 are the catchment sections that generate the maximum Utility.

Concerning the Musau stream, there is no catchment section with optimal nitrate concentration below 50 mg/l. To maximize the Utility, the monitoring station in the Musau stream will need to

be placed at the catchment section with maximum nitrate concentration (catchment section M17, see Figure 84).

The monitoring stations are located at catchment sections {M17, S23, L7, K12}. With this network, the current nitrate concentrations observed (in mg/l) are, respectively, {57, 57, 60, 54} (Figure 115).

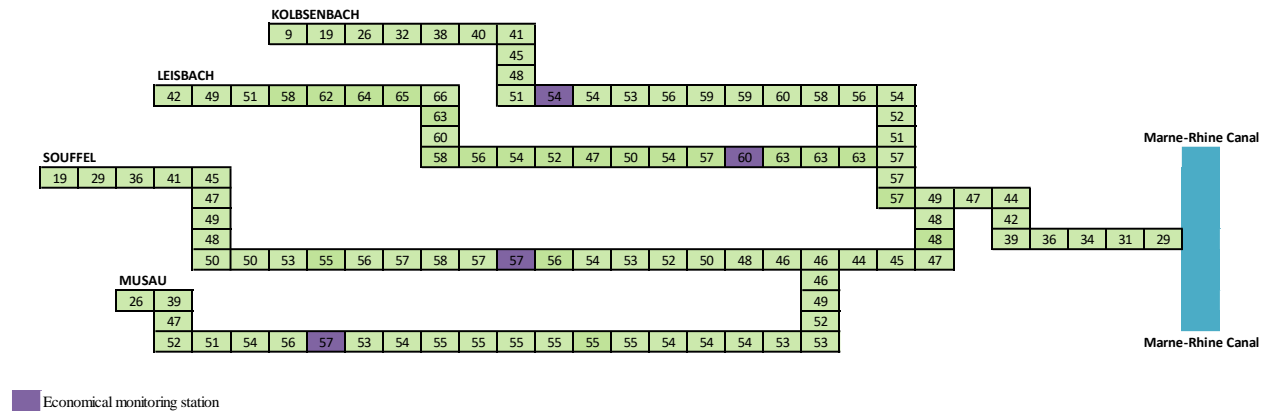


Figure 115 Current pollution (mg/l) and economically optimized monitoring network for heterogeneous overall damage of 1 M €/year

It is interesting to note that, compared to the uniform vulnerability (Figure 113) the monitoring station is located much further upstream for the Kolbsenbach and much further downstream for the Leisbach. The change in the damage assumption changes the abatement rates for each zone, thus modifying the catchment "reference" section.

The following Table 42 shows the nitrogen reduction by zone to reach 50 mg/l at monitoring stations:

Table 42 Nitrogen reduction for economically optimized monitoring network for heterogeneous damage of 1 M €/year

Zone 1 (Musau)	13.56%
Zone 2 (Soufffel)	13.50%
Zone 4 (Leisbach)	19.14%
Zone 5 (Kolbsenbach)	8.31%

Comparing to uniform vulnerability (Table 41), we note from Table 42 that, for a heterogeneous vulnerability, the nitrogen reduction increased for zones 2 and 5, and decreased for zone 4. The nitrogen reduction remained the same for zone 1.

The total nitrogen abatement cost is 151,966 €/year. When compared to the uniform vulnerability scenario, we note that the abatement cost increased by 10%. The following illustration (Figure 116) shows the nitrate concentration at each monitoring station after nitrogen reduction:

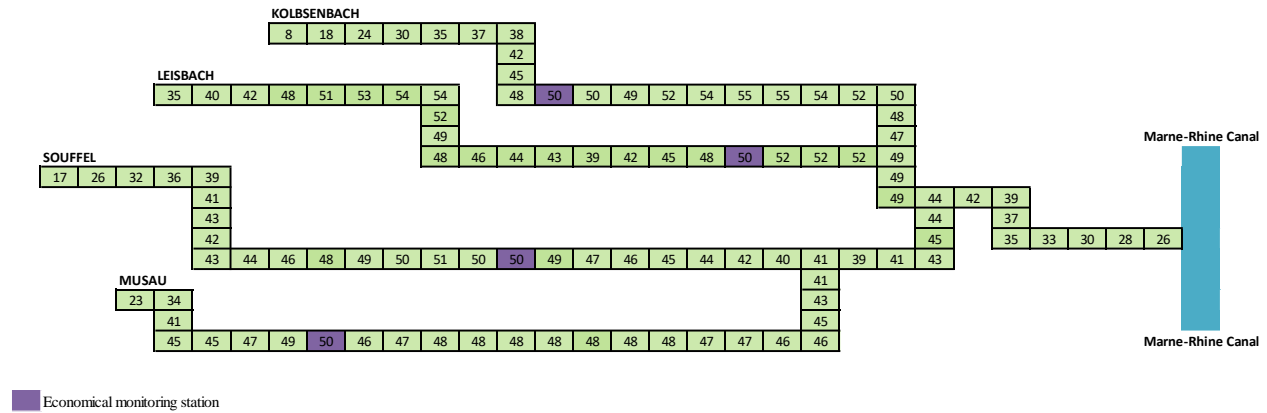


Figure 116 Nitrate concentration (mg/l) after nitrogen reduction for the economical monitoring network for overall heterogeneous damage of 1 M €/year

5.2.3.3. Uniform and Heterogeneous vulnerability for 2 M €/year and 3 M €/year overall damage

For 2 M €/year and 3 M €/year overall damages, the optimal concentrations are always below 50 mg/l (see Section 4.3). Hence, as explained in the introduction of this subsection 5.2.3, to maximize the Utility, the monitoring stations in the catchment will need to be placed at the catchment sections with maximum nitrate concentration for each stream. From Figure 84, we note that the maximum nitrate concentrations for each stream are {M17, S25, L18, K6}, which are therefore the locations of the monitoring stations. With this network, the current nitrate concentrations observed (in mg/l) are, respectively, {57, 58, 66, 60} (Figure 117):

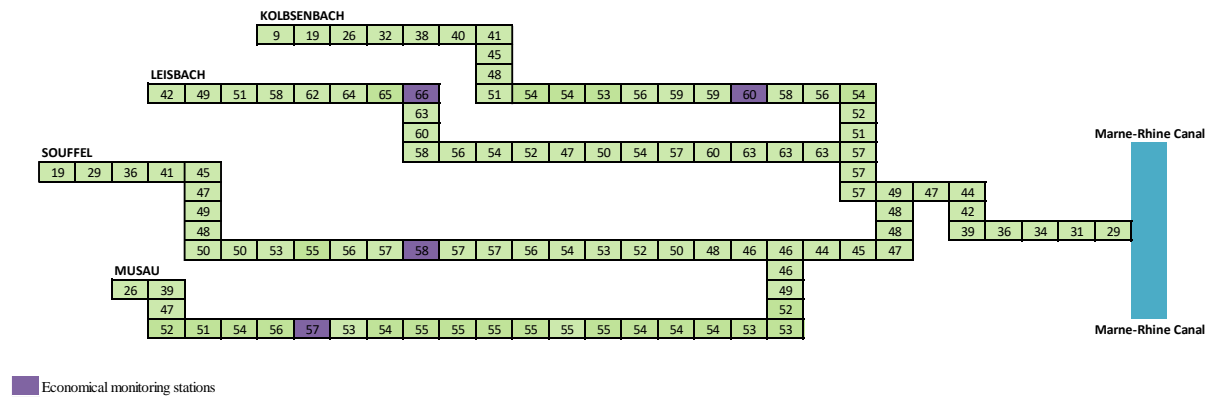


Figure 117 Current pollution (mg/l) and economically optimized monitoring network for overall uniform and heterogeneous damages of 2 M €/year and 3 M €/year

The following Table 43 shows the nitrogen reduction by zone to reach 50 mg/l at monitoring stations:

Table 43 Nitrogen reduction for economically optimized monitoring network for uniform and heterogeneous vulnerability of 2 M €/year and 3 M €/year overall damage

Zone 1 (Musau)	13.56%
Zone 2 (Souffel)	15.09%
Zone 4 (Leisbach)	25.66%
Zone 5 (Kolbsenbach)	18.17%

The nitrogen reduction is higher when compared to Table 42 and Table 41. The total nitrogen abatement cost is 244,443 €/year. We note that the abatement cost has increased by 77% when compared to uniform damage of 1 M €/year and 61% when compared to heterogeneous damage of 1 M €/year.

The following illustration (Figure 118) shows the nitrate concentration at each monitoring station after nitrogen reduction:

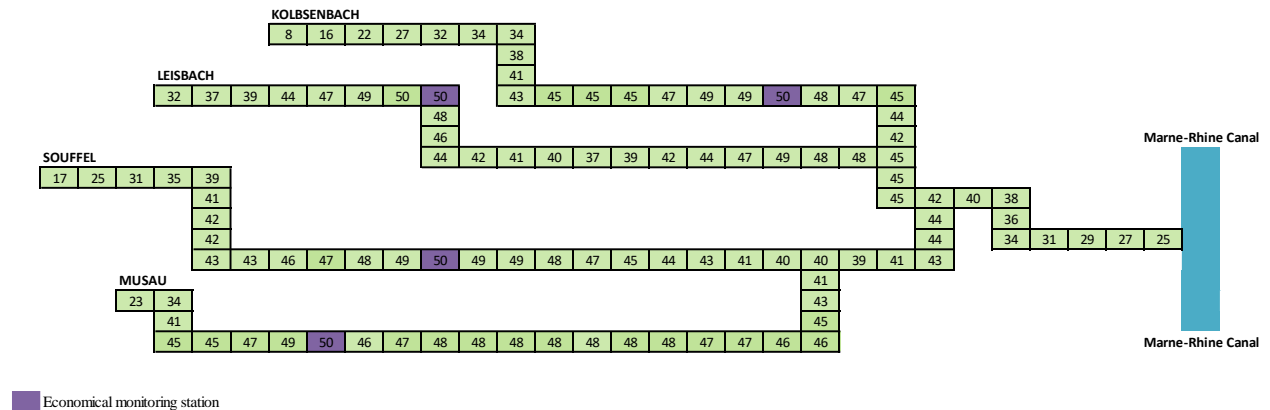


Figure 118 Nitrate concentration (mg/l) after nitrogen reduction for the economically optimized monitoring network for of 2 M €/year and 3 M €/year overall damage

5.3. Economic value of information in the Souffel: results

In this subsection, we compare the EVOI for the different monitoring networks for both vulnerability scenarios and the different overall damages.

In this Chapter, we assume that the EVOI is the Utility of Sections 4.3 and 5.2. This implies that *a priori* situation is a fact of leaving the pollution as it is (Figure 84) in the absence of any information enabling action to be taken. In that case, only the current damage is suffered. However, the DM benefits from the information or messages provided by the monitoring networks and acts (*a posteriori*) accordingly to determine nitrogen reduction levels for each

agricultural zone. These actions have a cost but reduce the damage. Thus, the EVOI or Utility is the avoided damage minus the cost of the actions. The following Table 44 summarizes the abatement cost, the avoided damage, and the EVOI for the different scenarios presented in Section 5.2:

Table 44 Cost and avoided damages for the different scenarios

	Monitoring Network	Uniform			Heterogeneous		
		Cost	Avoided Damage	EVOI	Cost	Avoided Damage	EVOI
1 M €/year	Current	200,001	264,757	64,756	200,001	257,000	56,999
	Physical	203,167	268,949	65,782	203,167	262,954	59,787
	Economical	138,397	224,590	86,192	151,966	223,831	71,865
2 M €/year	Current	200,001	529,515	329,513	200,001	514,000	313,998
	Physical	203,167	537,897	334,731	203,167	525,906	322,740
	Economical	244,443	612,644	368,201	244,443	595,148	350,705
3 M €/year	Current	200,001	794,272	594,271	200,001	771,000	570,999
	Physical	203,167	806,846	603,679	203,167	788,860	585,693
	Economical	244,443	918,966	674,523	244,443	892,722	648,279

We note, logically that the highest EVOI, in all cases, is for the monitoring network economically optimized. Indeed, by definition, economic optimization is achieved by locating the monitoring stations to maximize EVOI.

We also note that the EVOI increases sharply with the overall damage, the increase of the order of magnitude of the damage, increase the avoided damage.

Finally, EVOI levels are higher with uniform vulnerability than with heterogeneous vulnerability, in this case, higher in the downstream part of the catchment (see Figure 99). This corresponds to what we found in Chapter III for the theoretical network aimed at detecting accidental pollution. However, one should be wary of hasty conclusions. In Chapter III, it was clear that the increasing vulnerability reduced the uncertainty about where to locate stations, with more downstream locations. Here it is vastly different. The stakes are indeed higher downstream because of greater vulnerability, but at the same time, the dilution effect makes the stakes higher upstream when river flows are lower. Other factors also come into play, such as the zone diffuse coefficient, the different land use coefficients for different catchment sections (Figure 62), or even the surface area of each agricultural zone compared to the portion of the stream into which the pollutants run. Moreover, in Section 5.2.3, we see that heterogeneous vulnerability does not necessarily lead to a location of stations further downstream.

The following Table 45 shows the advantage of the economic optimization on the physical monitoring network and current monitoring network

Table 45 Advantage of economic optimization

		Advantage of economic optimization on:			
		Current monitoring network		Physical optimization	
		Absolute	Relative	Absolute	Relative
1 M €/year	Uniform	21 436	33,1%	20 410	31,0%
	Heterogeneous	14 866	26,1%	12 078	20,2%
2 M €/year	Uniform	38 688	11,7%	33 470	10,0%
	Heterogeneous	36 706	11,7%	27 965	8,7%
3 M €/year	Uniform	80 253	13,5%	70 844	11,7%
	Heterogeneous	77 280	13,5%	62 586	10,7%

Looking at Table 45, one first notices the very important role of overall damage on the advantage of the economic optimization of the network. Figure 119, below, will help us understand the evolution of this benefit.

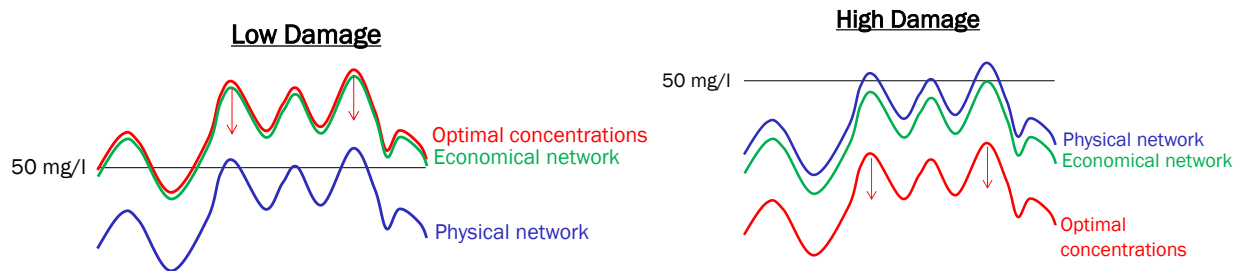


Figure 119 Evolution of concentrations as a function of overall damage

When the overall damage is low (left side of Figure 119), for example, 1 M €/year, the abatement cost becomes excessive concerning the damage, so it is economically unattractive to decrease pollution. The optimal and economic concentrations (the two are very close, the difference coming from the fact that there is not necessarily a catchment section with exactly 50 mg/l for each stream) are higher than the physical concentrations which are fixed.

When the overall damage is high (right part of Figure 119), for example, 2 M €/year and 3 M €/year, it becomes very interesting to decrease pollution because the avoided damage is high concerning the costs. Here the economic concentrations are also fixed after a while because a catchment section at 50 mg/l is needed for each river. The advantage of economic optimization continues to grow even when the overall damage increases, because the order of magnitude of the avoided damage between economic and physical increases.

Looking at Figure 119, it is also clear that when overall damage increases from 1 M €/year to 2 M €/year, the optimal and economically optimized concentrations will first approach the physically optimized concentrations, before becoming lower than these. Thus, it is understood that the advantage of economical optimization over physical optimization will decrease to almost zero and then increase again when the optimal concentrations are lower than the physically optimized concentrations.

For overall damage that would decrease below 1 M €/year, the abatement costs being fixed for the physical optimization, the avoided damage would decrease until there is no Utility for the physically optimized network. Thus, the relative advantage of economic optimization over physical optimization would tend towards infinity.

When the overall damage increases above 2 M €/year, the relative advantage of economic optimization also increases but more slowly because concentrations no longer decrease with optimal concentrations. This relative advantage even converges towards a ceiling, as we shall demonstrate.

By naming: $\{B_e, B_p, C_e, C_p\}$, respectively the Benefits, or avoided damages, and the abatement Costs by the economical and physical optimizations, the relative advantage of the economical optimization is written as follows:

$$\frac{(B_e - C_e) - (B_p - C_p)}{(B_p - C_p)} = \frac{(B_e - C_e)}{(B_p - C_p)} - 1$$

When the overall damage increases by a multiplying coefficient “ m ”, the avoided damage B_e and B_p increase in the same proportions, thus the relative advantage of economic optimization becomes:

$$\frac{(m \cdot B_e - C_e)}{(m \cdot B_p - C_p)} - 1 \quad (58)$$

(58) is an increasing function of m , indeed its derivative is:

$$\frac{m \cdot B_e \cdot B_p - B_e \cdot C_p - m \cdot B_e \cdot B_p + B_p \cdot C_e}{(m \cdot B_p - C_p)^2} = \frac{B_p \cdot C_e - B_e \cdot C_p}{(m \cdot B_p - C_p)^2}$$

Which is positive if:

$$\frac{B_p}{C_p} > \frac{B_e}{C_e}$$

Which we can verify with the values in Table 44.

Moreover, the limit of (58) when m tends towards infinity is:

$$\lim_{m \rightarrow \infty} \frac{(m \cdot B_e - C_e)}{(m \cdot B_p - C_p)} - 1 = \frac{B_e}{B_p} - 1$$

Taking the values in Table 44 for overall damage of 2 M €/year⁵⁶, we find the advantage of economic optimization for a uniform vulnerability to be limited:

$$\frac{612,644}{537,897} - 1 = 13,9\%$$

And for heterogeneous vulnerability:

$$\frac{595,148}{525,906} - 1 = 13,2\%$$

From here, it could be assumed that if the damage is found to be much higher than the cost, a lower standard for nitrate concentration could be fixed. In this case, we could see that the advantage of economic optimization over physical optimization will be greater since the economically optimized concentrations can be lowered to approach the optimal concentrations.

6. Chapter conclusion

This Chapter has allowed us to illustrate our method of optimizing the WQMN by maximizing the EVOI for a real catchment river in the Rhine-Meuse watershed: the Souffel catchment. In this Chapter, the monitoring objective was to determine if the WFD good status, for nitrate, is reached or not.

To estimate the EVOI, we determined the state of nature (nitrate concentration) in the Souffel catchment, the abatement cost of pollution, and the environmental damages caused by high nitrate concentrations. For that, a hydrological model was, first, developed. The catchment was divided into 110 catchment sections and nitrate from different pollutant sources (urban, natural, and agricultural) was estimated. A cost-benefit analysis of the different potential actions was then presented. This was done by estimating the nitrogen abatement cost at source and estimating the environmental damages for high nitrate concentration. The environmental damage for high nitrate concentration was estimated from the literature. Three levels of overall damages were chosen: 1 M €/year, 2 M €/year, and 3 M €/year. Consequently, this overall damage was allocated for each catchment section as a function of nitrate concentration and vulnerability

⁵⁶ We can verify that we would have found the same result with 3 M €/year overall damage.

scenario. For that, two vulnerability scenarios were considered: uniform and heterogeneous. The objective of the cost-benefit analysis was to identify the actions that should be taken to optimize the Utility if the state of nature is perfectly known. This allowed determining the optimal nitrogen reduction and therefore the optimal nitrate concentration in the catchment sections.

The EVOI for three network structures (current, physically optimized, and economically optimized networks) was then determined for the three orders of magnitude overall damages and for both vulnerability scenarios (six different scenarios depending on the level of overall damage and vulnerability scenario). The EVOI is the Utility, concerning the *a priori* situation of laissez-faire, obtained for reaching 50 mg/l in each network monitoring station. We find that the EVOI increases with overall damage levels. Indeed, this increases the avoided damage generated by nitrogen reductions.

As in Chapter III, our results show that the advantage of economic optimization is relative to the context: vulnerability scenarios but especially to the overall damage.

The absolute advantage of economical optimization over physical network optimization increases with the overall damage. The relative advantage, on the other hand, depends on how close the optimal concentrations are to the concentrations obtained with the physically optimized network.

We also find that the EVOI and the advantage of economical optimization are higher for the uniform vulnerability scenario than for the heterogeneous vulnerability. However, many factors influence this difference, making it difficult to derive general results.

CHAPTER V: General conclusion

Water pollution is not a recent problem, but with the development of human activities over the years, the water pollution problems become more complex, from small-scale problems to becoming a more global problem with the appearance of a new type of pollution source. The increase in water pollution has caught the attention of the public authorities and led to the implementation of water quality regulation to protect this precious resource. In France, the first water quality regulation goes back to the water law of 1964. However, since the 1970s the water quality regulation in France is part of the European framework. On October 23rd, 2000, the European Commission establishes the Water Framework Directive (WFD) to propose a common framework for an overall water management policy. All the national laws and European Directives intended to establish a water quality management plan to stop water degradation. This led the countries to develop programs over the years to retrieve information regarding water quality. The objective was to produce information for the efficient management of the water environment, which is why the WQMNs were introduced. WQMNs first appeared in the 1950s in the Netherlands. The monitoring networks then expanded in other developed countries in the 1960s. The objective was to provide information regarding the biological, physical, and chemical characteristics of a water stream.

Since then, several types of studies have appeared in this field. The first type of study has tried to find the optimal design of the monitoring networks. The monitoring design comprises two main issues: the spatial issues (number and location of the monitoring stations) and temporal issues (frequency of measurement). This was done by taking into account the physical or hydrological considerations of the stream. Papers that focused on spatial issues aim to find the location of a fixed number of monitoring stations that minimize inaccuracies in pollution information like minimizing the deviation from average pollution, minimizing time of detection of accidental pollution, etc. The studies that focused on the temporal issues aim to minimize frequency while retaining the desired information regarding water pollution, such as knowledge of the temporal trend of pollution or knowledge of average annual pollution within a predefined confidence interval, etc. The objective is then to eliminate redundant information. The second type of study tried to attribute economic value to information from a predefined monitoring network using the Bayesian method. With this method, the EVOI is calculated in a decision context with uncertainty. The Decision Maker (DM) will implement actions that maximize the expectation of Utility. Additional information will make it possible to correct the probability of occurrence of each state of nature, thus allowing the DM to take more appropriate actions and thus increase the Utility. The economic value of this additional information is measured by this increase in Utility. In the literature evaluating the EVOI of a water quality monitoring network, alternative decisions can be, *ex-ante*, to choose the best pollution prevention policies, or, *ex-post*, for example in the

case of drinking water pollution, to choose between finding alternative sources or ignoring the health risk.

The contribution of this dissertation is to combine both types of literature. This work has never been done before. We seek to optimize the design of the monitoring network by maximizing the EVOI. We are mainly interested in the spatial aspect of the monitoring network, more specifically in the location of the monitoring stations. We call this method economical optimization of the network. This means that optimizing the monitoring network will not only rely on physical or hydrological considerations, but it will take into account economic considerations. In this dissertation, we study, in particular, the advantage of such economical optimization over traditional physical optimization.

After an introductory Chapter, including the literature review, it was important first to present and describe the different WQMN existing in France. To do that, in Chapter II we retrace the history of the WQMN in France following the evolution of the water legislation. The history of the WQMN is presented for the national level and a local level (Rhine-Meuse watershed). For each monitoring network, we show the objective and the design of the network (number and location of the monitoring stations and frequency of measurement). It was shown that the different networks presented can be classified into three main categories according to its objective: long-term networks (monitoring trends over time), medium-term networks (selection of the most appropriate policy *ex-ante*, or monitoring the effectiveness of a policy put in place *ex-post*), and short-term networks (quick response to a degradation of quality that can generate immediate damages).

As we have seen before, the estimation of EVOI with the Bayesian method needs a decision context. Thus, our economic optimization method can only be applied in the case of a short or medium-term objective of the network. Besides, there must be a design optimization issue, in particular the optimization of the location of the monitoring stations. If the objective of the measurement is to have a certain quality at a specific location (bathing area, sampling point for drinking water production, etc.), we fall back on the question of estimating the EVOI with a predefined monitoring network as in the literature. To illustrate our method, we have chosen two monitoring objectives. The first, a short-term, is an objective of accidental pollution detection with a maximum uncertainty on the location of the emission to have a problem of the monitoring station location. In the case of the detection of accidental pollution, the DM will act instantaneously to stop the damage. This was the subject of Chapter III. The second objective, a medium-term, aims at knowing the nitrate concentration in a catchment area to set up the appropriate policies to achieve good WFD status. This was the subject of Chapter IV. The case study in Chapter III is more theoretical, while Chapter IV is applied to a real catchment in the Rhine-Meuse watershed.

In Chapter III, our WQMN economical optimization method is applied to the objective of detecting potential accidental pollution in a theoretical river stream. First, we only focused on the spatial aspect of the monitoring network, i.e. the location of the monitoring stations. It was found that the advantage of our method over the traditional method of optimization is relative to the context, i.e. vulnerability scenario (uniform, decreasing, and increasing) and the number of monitoring stations. The advantage of a network is measured by the surplus of EVOI it generates. Second, we introduce the temporal issues in the model. Measuring the EVOI or benefit generated by the network allows the network manager to carry out a cost-benefit analysis by integrating the cost of the network according to the number of monitoring stations and the temporal intensity of the measurement. This allows the network manager to determine the optimal design of the monitoring network. This work allowed us to study the trade-off between increasing the spatial or temporal intensity of the measurement.

Chapter IV presents our method of economical optimization for a real catchment in the Rhine-Meuse watershed, the Souffel catchment, which is also a water body within the meaning of the WFD. In this Chapter the objective is to check if the water body is in good status, i.e. to respect a nitrate concentration of 50 mg/l at the monitoring station where pollution is measured. Depending on the observed concentration, the DM implements a policy of reducing agricultural nitrogen input to achieve this standard. The EVOI of the networks is obtained taking into account the cost of reducing nitrogen inputs and the avoided damage due to nitrate pollution. Different hypotheses on damage estimation are investigated: different orders of magnitude of overall damage, but also a uniform vulnerability scenario where the damage depends only on the concentration and a heterogeneous vulnerability scenario where the damage also depends on the riparian population. Following Chapter III, our results show that the advantage of economical optimization over physical optimization is higher or lower depending on the context and more particularly on the assumptions made about the damage.

In this second case study, a fixed number of four monitoring stations were chosen, more specifically one station per stream. This number of stations also corresponds to the number of control variables, i.e. the nitrogen reduction rates of four agricultural zones. Thus, we did not attempt to determine the optimal number of stations, which would have required determining the monitoring cost based on the number of stations.

We also did not introduce the temporal dimension as in Chapter III. We could indeed have used the analysis of uncertainty in the measured concentration in Section 3 of Chapter IV and estimated the magnitude of this uncertainty based on the number of measurements per year. Since an error in concentration estimation leads to an error in the nitrogen reduction rate and thus to a loss of Utility, increasing the temporal intensity of the measurement also increases the EVOI. This work could be done later. However, a finer analysis of the temporal variation of the concentration will be necessary to take into account the statistical dependence between the concentrations of each catchment section.

To sum up, this dissertation presented a new method to optimize the design of the WQMN by maximizing the EVOI. This was done using a theoretical network with a short-term objective and by applying the method for a real catchment in the Rhine-Meuse watershed with a medium-term network objective. In both approaches, the work has shown the importance and the advantage of our method over traditional physical optimization. It was shown that this advantage is relative to the context, and in particular on the assumptions concerning the damage generated by the pollution. However, one of the limitations of our model is that it cannot be applied to all networks. Indeed, it couples a problem of monitoring station location and a Bayesian model to determine the EVOI in a decision-making context. Hence, to implement our model, the information acquired must be used for a short-to-medium-term decision. For a monitoring network aimed at observing the evolution of water quality over the long-term, the EVOI cannot be calculated with our method. Also, the same monitoring network can provide information that can be useful for different types of decisions. Thus, our estimate of the value of information can be seen as a partial value of the total value of the information provided by a monitoring network. However, this does not call into question its usefulness as we have seen throughout this dissertation.

The research in the future should focus on integrating multiple monitoring objectives to estimate a less partial value of the information. Also, a trade-off may have to be found between monitoring station locations that may differ depending on the objective. The question of the temporal intensity of the measurement will also have to be developed, as this dissertation focused mainly on the spatial aspect. But we have seen in Section 3 of Chapter III that there is a choice to be made between increasing measurement in space or in time. Finally, the lessons learned from this work go far beyond the issue of water quality monitoring networks. At present, in the age of big data, it is important to ask what data to produce? And, above all, for what purpose the data is produced?

Appendix I: EVOI positivity condition for the three scenarios:

Uniform vulnerability: EVOI positivity condition: $C < \frac{\delta}{2}$

Thus we find:

$$\frac{\partial EVOI_n^0}{\partial n} = \frac{P}{(n+1)^2} \cdot \left(\frac{\delta}{2} - C \right) > 0$$

$$\frac{\partial^2 EVOI_n^0}{\partial n^2} = -\frac{2P}{(n+1)^3} \cdot \left(\frac{\delta}{2} - C \right) < 0$$

Decreasing vulnerability: EVOI positivity condition: $C < \frac{1}{4} \delta$

Thus we find:

$$\frac{\partial EVOI_n^-}{\partial n} = \frac{P}{(n+1)^2} \cdot \left[\delta \left(\frac{3n+1}{6n+6} \right) - C \right] > 0 \text{ (see footnote}^{57}\text{)}$$

$$\frac{\partial^2 EVOI_n^-}{\partial n^2} = -\frac{2P}{(n+1)^3} \left[\delta \left(\frac{n}{2n+2} \right) - C \right] \leq 0 \text{ (see footnote}^{58}\text{)}$$

Increasing vulnerability: EVOI positivity condition: $C < \frac{2}{3} \delta$

Thus we find:

$$\frac{\partial EVOI_n^+}{\partial n} = \frac{P}{(n+1)^2} \cdot \left(\delta \left(\frac{3n+5}{6n+6} \right) - C \right)$$

$$\frac{\partial^2 EVOI_n^+}{\partial n^2} = -\frac{2P}{(n+1)^3} \left[\delta \left(\frac{n+2}{2n+2} \right) - C \right]$$

⁵⁷ For $n \geq 1$, $\left(\frac{3n+1}{6n+6} \right) > \frac{1}{4}$, alors: $C < \delta \left(\frac{3n+1}{6n+6} \right)$.

⁵⁸ For $n \geq 1$, $\left(\frac{n}{2n+2} \right) \geq \frac{1}{4}$, alors: $C \leq \delta \left(\frac{n}{2n+2} \right)$.

The condition $C < \frac{2}{3} \delta$ is not sufficient to guarantee that the EVOI function will increase with the number of stations. The condition $C < \delta \left(\frac{3n+5}{6n+6} \right)$ (see footnote⁵⁹) is required.

Similarly, the sign of the second derivative will depend on the value of C compared to $\delta \left(\frac{n+2}{2n+2} \right)$ (see footnote⁶⁰).

⁵⁹ For $n \geq 1$, $\left(\frac{3n+5}{6n+6} \right) \leq \frac{2}{3}$.

⁶⁰ The positivity condition of the EVOI is not sufficient because $\frac{n+2}{2n+2} < \frac{2}{3}$ when $n > 2$

Appendix II: Location of the monitoring stations with uniform damage

We attempt to find the optimal locations of the monitoring stations, namely those that minimize environmental damage. According to our hypothesis, the damage is proportional to the distance between emission and detection. We then look for the location that minimizes this distance. We designate L as the whole distance between potential emissions and the n monitoring stations. The program is written as follows:

$$\text{Min } L = \text{Min} \sum_{y=1}^{n+1} \int_{l_{(y-1)/n}}^{l_{y/n}} (l_{y/n} - l_x) dl_x \quad \forall n \in [1; +\infty[$$

where $l_{0/n}$ is the source of the river and $l_{(n+1)/n}$ is the outlet. Then: $l_{0/n} = 0$, and $l_{(n+1)/n} = 1$.

With two monitoring stations located at $l_{(y-1)/n}$ and $l_{(y+1)/n}$, the optimal location of the y^{th} station, $l_{y/n}$, is obtained as follows:

$$\begin{aligned} L &= \int_{l_{(y-1)/n}}^{l_{y/n}} (l_{y/n} - l_x) dl_x + \int_{l_{y/n}}^{l_{(y+1)/n}} (l_{(y+1)/n} - l_x) dl_x \\ \Leftrightarrow L &= l_{y/n}^2 - l_{(y-1)/n} \cdot l_{y/n} - l_{y/n} \cdot l_{(y+1)/n} + \frac{l_{(y-1)/n}^2}{2} + \frac{l_{(y+1)/n}^2}{2} \\ \Leftrightarrow \frac{\partial L}{\partial l_{y/n}} &= 2l_{y/n} - l_{(y-1)/n} - l_{(y+1)/n} = 0 \\ \Leftrightarrow l_{y/n} &= \frac{l_{(y+1)/n} + l_{(y-1)/n}}{2} \end{aligned}$$

Furthermore:

$$\frac{\partial^2 L}{\partial l_{y/n}^2} = 2 > 0$$

Hence, the optimal location is the one that divides the stream into two equal parts. Consequently, the stations must be located at an equal distance.

Appendix III: Location of the monitoring stations in the simulation

$$\delta = 100,000; C = 1,000$$

Uniform damage (according to Equation (16)):

n										
1	0.495									
2	0.330	0.660								
3	0.2475	0.495	0.743							
4	0.198	0.396	0.594	0.792						
5	0.165	0.330	0.495	0.660	0.825					
6	0.141	0.283	0.424	0.566	0.707	0.849				
7	0.124	0.248	0.371	0.495	0.619	0.7425	0.866			
8	0.110	0.220	0.330	0.440	0.550	0.660	0.770	0.880		
9	0.099	0.198	0.297	0.396	0.495	0.594	0.693	0.792	0.891	
10	0.090	0.180	0.270	0.360	0.450	0.540	0.630	0.720	0.810	0.900

Decreasing damage (according to Equations (21) and (22)):

n										
1	0.328									
2	0.214	0.470								
3	0.160	0.338	0.552							
4	0.128	0.266	0.421	0.606						
5	0.106	0.220	0.343	0.481	0.645					
6	0.091	0.188	0.290	0.402	0.527	0.674				
7	0.080	0.164	0.252	0.346	0.448	0.562	0.697			
8	0.071	0.145	0.223	0.304	0.392	0.486	0.592	0.716		
9	0.064	0.130	0.199	0.272	0.348	0.429	0.518	0.616	0.731	
10	0.058	0.118	0.181	0.245	0.313	0.385	0.461	0.544	0.636	0.745

Appendix IV: Nitrate concentration (mg/l) measured in the Souffel catchment:

Souffel at Griesheim-sur-Souffel (S17)

2015	2016	2017
41	39.9	44.2
57	36	50
53	48	45.6
55	56	21.1
57	49.9	34.1
54	22.1	45.8
51		
45.1		
42		
49.7		
49.8		
40.4		

Annual concentration 57 56 50
WFD reference 56

Leisbach at Pfulgriesheim (L6)

2015	2016	2017
51	54	68
57	48	60
58	61	57
67	54	51
60	59	45
63	49	59
26	56	15
22	62	45
39	46	47
43	55	14
65	42	48
47	49	23

Annual concentration 65 61 60
WFD reference 63

Souffel at Mundolsheim (S11)

2015	2016	2017
35.8	36.9	46.8
53	34.3	42.2
50	31.5	34.2
46.3	37.2	46.5
59	42.6	35.8
45.9	57	36.3
35.4	53	1.2
29.7	38.7	17.9
35.8	46.3	32.7
41.3	44.8	37
43.4	17.5	34.1
35.2	38.9	44.7
	9.2	

Annual concentration 53 53 46.5
WFD reference 53

Souffel at Stutzheim-Offenheim (S24)

2015	2016	2017
47	41.1	47.1
57	45.9	55
56	53	51
55	55	37.6
59	36	47.5
58		43.6
55		
55		
54		
55		
54		
47.2		

Annual concentration 58 55 55
WFD reference 55

Musau at Ittenheim (M10)

	2015	2016	2017
	43,4	54	68
	50	48	60
	49,8	42	48,2
	50	46,5	53
	42,3	48,5	42,3
	49	55	13,7
	58	54	
	55	17,4	
	14,5		
	55		
	46,3		

Annual concentration 55 55 53
WFD reference 55

Kolbsenbach at Pfettisheim (K8)

	2015	2016	2017
	54	46,1	54
	63	53	58
	59	59	58
	57	59	22,2
	31	53	48,9
	63	38,3	48,5
	58		
	52		
	52		
	56		
	55		
	45,7		

Annual concentration 63 59 58
WFD reference 59

Appendix V: Monitoring stations location of the physically optimized monitoring network

The following shows the nitrate concentration for the Musau tributary. The location of the monitoring station, shown in yellow, is the 90th percentile of the nitrate concentrations (55.57 mg/l):

Catchment Section	Nitrate concentration (mg/l)
M17	57.22
M18	55.99
M12	55.14
M11	55.12
M10	55.00
M13	54.99
M9	54.76
M14	54.61
M8	54.44
M19	54.11
M7	54.04
M15	53.95
M6	53.58
M5	53.08
M16	52.93
M4	52.54
M3	52.00
M21	51.74
M20	51.33
M2	49.02
M22	46.67
M1	46.34
M23	38.82
M24	26.15
P90	55.57

The following shows the nitrate concentration for the Souffel tributary. The location of the monitoring station, shown in yellow, is the 90th percentile of the nitrate concentrations (57.34 mg/l):

Catchment Section	Nitrate concentration (mg/l)
S25	58.18
S26	57.37
S24	57.32
S23	57.18
S27	56.26
S22	55.65
S28	54.80
S21	54.20
S29	52.90
S20	52.83
S19	51.54
S30	50.46
S18	50.31
S31	49.62
S33	49.28
S32	48.37
S17	47.97
S34	47.33
S15	46.06
S16	45.82
S35	44.65
S36	40.97
S37	35.91
S38	28.86
S39	18.82
P90	57.34

The following shows the nitrate concentration for the Leisbach tributary. The location of the monitoring station, shown in yellow, is the 90th percentile of the nitrate concentrations (64.81 mg/l):

Catchment Section	Nitrate concentration (mg/l)
L18	65.88
L19	65.46
L20	64.38
L6	63.04
L5	62.83
L17	62.79
L4	62.62
L21	62.28
L16	60.14
L7	60.13
L22	58.41
L15	57.81
L2	57.37
L8	57.03
L1	56.98
L3	56.96
L14	55.73
L13	53.86
L9	53.74
L12	52.16
L23	51.24
L10	50.24
L24	48.94
L11	46.52
L25	41.88
P90	64.81

The following shows the nitrate concentration for the Kolbsenbach tributary. The location of the monitoring station, shown in yellow, is the 90th percentile of the nitrate concentrations (59.19 mg/l):

Catchment Section	Nitrate concentration (mg/l)
K6	60.11
K7	59.45
K8	58.58
K5	57.95
K9	56.17
K4	55.95
K12	54.10
K3	54.10
K11	53.81
K10	53.49
K2	52.37
K13	51.49
K1	50.75
K14	48.47
K15	44.99
K16	41.00
K17	40.40
K18	37.58
K19	32.16
K20	25.92
K21	18.74
K22	8.67
P90	59.19

Résumé en Français : Optimisation du design des réseaux de surveillance de la qualité de l'eau en maximisant la valeur économique de l'information

1. Introduction

La pollution de l'eau n'est pas un problème récent, mais avec le développement des activités humaines au fil des ans, les problèmes de pollution de l'eau deviennent plus complexes, allant de problèmes à petite échelle à un problème plus global avec l'apparition de nouveaux types de sources de pollution. L'augmentation de la pollution de l'eau a attiré l'attention des autorités publiques et a conduit à la mise en œuvre d'une réglementation de la qualité de l'eau afin de protéger cette précieuse ressource. En France, la première grande loi sur l'eau date de 1964. Cependant, depuis les années 1970, la réglementation sur l'eau en France s'inscrit dans le cadre européen. Le 23 octobre 2000, la Commission européenne établit la Directive-Cadre sur l'Eau (DCE) afin de proposer un cadre commun pour une politique globale de gestion de l'eau. L'ensemble des lois nationales et des directives européennes vise à définir des politiques pour améliorer la qualité de l'eau. Cela a conduit les pays à développer au fil des ans des programmes pour récolter des informations concernant cette qualité, à travers la création des réseaux de surveillance de la qualité de l'eau. L'objectif était de fournir des informations sur les caractéristiques biologiques, physiques et chimiques des cours d'eau.

Depuis, plusieurs types de travaux sont apparus dans ce domaine. Les premiers travaux ont cherché à trouver le meilleur design possible des réseaux de surveillance. Le design des réseaux de surveillance comprend deux questions principales : les questions spatiales (nombre et localisation des stations de surveillance) et les questions temporelles (fréquence des mesures). Cela a été fait en tenant compte des considérations physiques ou hydrologiques du cours d'eau. Les articles qui se sont concentrés sur les questions spatiales avaient pour objectif de trouver la localisation d'un nombre fixe de stations de surveillance qui minimisait l'imprécision de l'information sur la pollution. Plusieurs auteurs se sont intéressés à cette question. Alvarez-Vázquez et al. (2006) ont utilisé une approche théorique pour déterminer la localisation optimale des stations de surveillance dans une rivière. Ils ont déterminé la localisation des stations de surveillance qui minimisait l'écart moyen par rapport à la pollution moyenne de l'eau. Telci et al. (2009), de leur côté, se sont concentrés sur la détermination de la localisation des stations dans le bassin de la rivière Altamaha (Géorgie – Etats Unis) qui minimisait le temps de détection de la pollution accidentelle. Pour Destandau et Point (2000), la localisation des stations avait pour but d'identifier les points noirs dans une rivière du bassin versant de l'Adour-Garonne (France). Le respect d'une norme de qualité au niveau de ces points garantissait qu'elle était respectée partout. Enfin, Park et al. (2006) ont utilisé un algorithme génétique pour définir un réseau multi-objectifs comprenant la représentativité du système fluvial, le respect des normes de qualité de l'eau, la surveillance des usages de l'eau, la surveillance des sources de pollution et l'observation des changements de qualité. La méthode a été appliquée à la rivière Nakdong (Corée).

Les études qui se sont concentrées sur les questions temporelles visaient à minimiser la fréquence de la mesure tout en conservant les informations souhaitées concernant la pollution de l'eau. L'objectif était alors d'éliminer les informations redondantes. Par exemple, dans Liu et al. (2014) l'objectif du réseau était de connaître la pollution annuelle moyenne dans un intervalle de confiance prédéfini ; dans Naddeo et al. (2013) de déterminer la tendance de la pollution : croissante, décroissante ou constante ; et dans Kim et al. (2007) de déterminer la variation saisonnière de la qualité de l'eau. Enfin, Zhou (1996) a mis en œuvre un modèle multi-objectifs avec ces trois objectifs : détection de la tendance, détermination de la fluctuation périodique et estimation des valeurs moyennes de la composante stationnaire.

Plus récemment, Pourshahabi et al. (2018) ont déterminé le design spatio-temporel optimal d'un réseau de surveillance de la qualité de l'eau dans le réservoir de Karkheh (Iran). Ils ont présenté une méthodologie multicritères pour déterminer l'emplacement et le nombre optimal de stations de surveillance, mais aussi la fréquence d'échantillonnage optimale.

Le deuxième type de travaux a visé à donner une valeur économique aux informations provenant d'un réseau de surveillance prédéfini en utilisant la méthode Bayésienne. Avec cette méthode, la valeur économique est calculée dans un contexte de prise de décision en incertitude. Le décideur met en œuvre les actions qui maximisent l'espérance de l'Utilité. Des informations supplémentaires permettront de corriger la probabilité d'occurrence de chaque état de la nature, ce qui permettra au décideur de prendre des mesures plus appropriées et d'augmenter ainsi l'Utilité. La valeur économique de ces informations supplémentaires est mesurée par cette augmentation de l'Utilité. Par exemple, Bouma et al. (2009) ont estimé la valeur économique de l'information de l'observation par satellite pour gérer la qualité de l'eau en mer du Nord. Ces informations étaient destinées à mieux orienter les politiques de réduction de l'eutrophisation. Bouma et al. (2011) ont évalué la valeur de l'observation par satellite pour améliorer la protection de la Grande Barrière de Corail. Ces informations étaient destinées à choisir entre une politique spatialisée ou uniforme pour protéger le Corail. Destandau et Diop (2016) avaient une approche plus théorique. Ils ont identifié les paramètres qui ont un impact sur la valeur économique de l'information : les probabilités *a priori* sur les états de la nature, les coûts liés à une mauvaise décision et la précision des informations complémentaires. Ils ont construit un modèle théorique pour étudier l'impact de ces paramètres sur la valeur économique de l'information. Khader et al. (2013) ont estimé la valeur économique de l'information d'un réseau de surveillance de la qualité des eaux souterraines. Ils utilisaient un modèle d'arbre de décision pour choisir entre ignorer le risque pour la santé, ou changer de source d'eau potable. Bouzit et al. (2013) ont évalué la valeur économique de l'information des méthodes de surveillance de la qualité de l'eau utilisant de nouveaux outils de mesure (SMETs). L'étude combinait trois applications empiriques. La première étude a consisté à valoriser les informations fournies par une campagne de surveillance isotopique permettant d'identifier l'origine de la pollution des eaux souterraines par les nitrates. Dans la deuxième étude, les informations évaluées permettaient de recueillir des informations précises sur les sources de pollution par les pesticides (urbaines ou rurales). Le troisième cas

visait à mesurer la valeur économique d'une station d'alarme automatisée pour prévenir toute pollution toxique.

Dans cette thèse de doctorat, nous combinons, pour la première fois, les deux types de littérature en utilisant la valeur économique de l'information pour optimiser le design d'un réseau de surveillance de la qualité de l'eau, en se concentrant notamment sur la question de la localisation des stations de surveillance. Nous parlerons d'optimisation économique du design du réseau.

2. Histoire de la surveillance de la qualité de l'eau des milieux naturels en France

A l'époque napoléonienne la législation sur l'eau ne portait que sur le droit de propriété des eaux. Le code civil fixait la propriété et l'usage de l'eau des différents cours d'eau. L'article 714 précisait notamment qu'un bien qui n'a pas de propriétaire est la propriété du public. Ainsi, tous les individus avaient le droit d'utiliser ces biens publics tels que l'air ou l'eau.

Avec la révolution industrielle de la fin du XIX^{ème} siècle, les volumes et la nature des usages de l'eau ont évolué. Une grande quantité d'eau était désormais consommée pour la production. Pour prendre en compte ce changement, la loi du 8 avril 1898 a été votée pour réorganiser l'utilisation de l'eau (Blum et al., 2010). Cette loi visait à identifier les besoins et à garantir l'accès à la ressource pour chaque acteur : agriculteurs, industriels, particuliers. Les eaux étaient réglementées par des zones dédiées à des usages spécifiques. À cette époque, la principale préoccupation était de réglementer l'utilisation de l'eau et le législateur n'accordait aucune attention à la qualité de l'eau (Bouleau, 2014).

Le premier réseau de surveillance est, ainsi, quantitatif et date de 1840. Il s'agissait de mesurer la quantité d'eau disponible dans la Nappe de l'Albien à Paris (Roux, 2006). Ces réseaux se sont ensuite développés dans plusieurs régions françaises toujours pour des eaux souterraines. L'objectif était essentiellement de connaître la quantité d'eau disponible pour alimenter les usines et les locomotives à vapeur.

Concernant la surveillance de la qualité, le Ministère en charge de la santé organise et pilote l'acquisition de données sur les eaux brutes et distribuées dès 1960, dans le cadre réglementaire du contrôle sanitaire des eaux destinées à l'alimentation en eau potable. Ce réseau est géré au niveau départemental par les Directions Départementales des Affaires Sanitaires et Sociales (DDASS) (Blum et al., 2010).

En France, la surveillance de la qualité de l'eau a débuté avec la loi sur l'eau de 1964. Celle-ci a, par la suite, connu des évolutions au fil des nouvelles lois et Directives européennes sur l'eau. Nous retraçons l'histoire des réseaux de surveillance de la qualité de l'eau en France en suivant

l'évolution de la législation sur l'eau. Pour chaque réseau de surveillance, nous montrons l'objectif et le design du réseau (nombre et localisation des stations de surveillance et fréquence des mesures). Ce chapitre nous a permis de définir les différents gestionnaires de réseau et les différents objectifs de surveillance en France.

Trois périodes peuvent être ainsi identifiées. La première période, dans les années 1970, reflète le besoin d'avoir un premier éclairage sur la qualité des cours d'eau. Les stations de surveillance sont peu nombreuses et situées uniquement sur les grands cours d'eau à des endroits où une pollution importante est pressentie. La fréquence des mesures est prévue à un rythme de tous les cinq ans.

La seconde période, dans les années 1980/1990, marque le désir d'avoir une information plus générale et plus cohérente sur le territoire français, et se manifeste par une multiplication des points de mesure. L'objectif s'élargit également avec la volonté d'identifier les sources de pollution, de suivre l'impact des politiques mises en place ou de cibler des problématiques précises pour répondre aux Directives européennes telles que la Directive ERU ou la Directive nitrate.

La dernière période, depuis les années 2000, fait suite à la volonté de la Directive-Cadre européenne sur l'Eau d'homogénéiser la surveillance sur l'ensemble de l'Europe avec des objectifs clairement identifiés : observation des tendances sur le long terme, identification des sources de pollution et suivi rapproché des masses d'eau en mauvais état,... A ces réseaux nationaux s'ajoutent des réseaux locaux pour des problématiques elles-mêmes locales : risque de pollution accidentelle dans le Rhin, vulnérabilité de la nappe d'Alsace, suivi de pollution d'anciens sites industriels, ...

La gestion de ces réseaux de surveillance , à savoir : choix des paramètres à mesurer, nombre et localisation des stations de surveillance, fréquence de la mesure,... ; se fait aux différentes échelles géographiques : au niveau européen avec les circulaires DCE, au niveau national avec des décrets ou arrêtés ministériels, au niveau des bassins avec les Agences de l'eau, les Comités de bassin et les préfets de bassin, mais également par des acteurs comme l'AFB, le BRGM, la DREAL, l'ARS, les Départements ou des associations comme l'APRONA.

Les différents réseaux présentés peuvent être rangés dans trois grandes catégories : les réseaux de Long terme (Réseau INP, Réseau patrimonial du RNB, Réseau Nitrate, Réseau de surveillance des pesticides, Réseau du contrôle de surveillance de la DCE, RESALTT, Réseau de surveillance de la qualité de la nappe d'Alsace,...) dont l'objectif est de suivre les tendances dans le temps. Les stations sont ainsi placées de façon régulière et la fréquence de la mesure peut être très espacée, jusqu'à une mesure tous les 5 ou 6 ans ; les réseaux de Court terme (Réseau de surveillance continue du Rhin, Réseaux de surveillance sanitaire de l'ARS,...) dont l'objectif est de réagir rapidement à une dégradation de la qualité pouvant générer des dommages immédiats. Les stations sont ainsi situées dans les endroits à risque et la fréquence de la mesure peut être

quasiment en continu. Enfin des réseaux que l'on pourra qualifier de Moyen terme (Réseaux d'utilisation et d'impact du RNB, Réseaux de contrôle d'enquête et additionnel de la DCE, Réseau de captage prioritaire, RID,...) avec des objectifs opérationnels clairement identifiés comme l'identification des sources de pollution, le suivi de l'impact des politiques mises en œuvre. La fréquence de la mesure est la plupart du temps pluriannuelle.

Comme nous l'avons mentionné dans notre introduction, nous présentons dans cette thèse une nouvelle méthode en utilisant la valeur économique de l'information pour optimiser le design du réseau de surveillance de la qualité de l'eau. Notre modèle couple un problème de localisation des stations de surveillance et un modèle Bayésien pour déterminer la valeur économique de l'information dans un contexte décisionnel. Ainsi, pour que notre modèle soit mis en œuvre, les informations collectées doivent être utilisées pour une décision à court ou moyen terme. Pour un réseau de surveillance visant à observer l'évolution de la qualité sur le long terme, la valeur économique de l'information ne peut pas être calculée avec notre méthode. C'est pourquoi, dans la suite de cette thèse, nous choisissons deux objectifs de surveillance : la détection de pollutions accidentelles potentielles, avec une incertitude sur la localisation des émissions afin d'avoir un problème de localisation des stations de surveillance (Chapitre 3) et l'observation des concentrations de pollution dans une masse d'eau pour estimer les efforts de dépollution nécessaires au niveau de chaque source de pollution pour parvenir au bon état DCE (Chapitre 4).

3. Design d'un réseau de surveillance de la qualité de l'eau pour optimiser la détection des pollutions accidentelles

Dans ce Chapitre, nous décrivons notre méthode pour optimiser le design des réseaux de surveillance de la qualité de l'eau en maximisant la valeur économique de l'information (EVOI) de manière théorique.

L'EVOI définit ici le bénéfice généré par les réseaux de surveillance de la qualité de l'eau. La mesure de la pollution ayant un coût, la connaissance de ce "bénéfice" permet au gestionnaire du réseau d'effectuer une analyse coûts-bénéfices pour définir le nombre de stations de surveillance et la fréquence temporelle de la mesure.

L'estimation de l'EVOI est basée sur la théorie Bayésienne, d'où le nom de méthode Bayésienne. En effet les décisions initiales sont prise en tenant compte des probabilités *a priori* sur les états de la nature. Une information additionnelle permet de corriger ces probabilités et de prendre des décisions plus adaptées basées sur les probabilités *a posteriori*. L'EVOI se calcule ainsi comme la différence entre les Utilités d'une décision informée et d'une décision non informée.

Dans un cadre général, l'EVOI s'écrit :

$$EVOI = \sum_{k=1}^K P(i_k) \cdot \left[\sum_{k'=1}^K P(s_{k'}/i_k) \cdot U_{a_k/s_{k'}} \right] \quad (59)$$

avec:

$P(i_k)$: Probabilité que le réseau indique l'état de la nature s_k .

$P(s_{k'}/i_k)$: Probabilité d'être dans l'état de la nature $s_{k'}$ quand le réseau indique i_k .

$U_{a_k/s_{k'}}$: Utilité de l'action a_k (plus appropriée à l'état de la nature s_k) quand l'état de la nature est $s_{k'}$.

Pour développer notre méthode, nous nous intéressons, dans cette Section, à un objectif particulier du réseau : la détection de pollutions accidentelles. Pour cela, nous créons un modèle théorique. Nous supposons une rivière qui est représentée par un segment $[0,1]$ où 0 représente la source et 1 l'exutoire. Nous supposons que la pollution accidentelle peut être émise en tout point du cours d'eau de manière équiprobable. Dans ce cas, cette pollution génère un dommage du point d'émission jusqu'à l'exutoire.

Pour prévenir ce risque, un réseau de surveillance de la qualité de l'eau est mis en place sur cette rivière. Si une station de surveillance détecte cette pollution, le décideur met en place une action a au coût C pour stopper le dommage environnemental. Nous supposons que le dommage est instantanément stoppé une fois la pollution détectée. La station permet ainsi d'éviter le dommage à l'aval de celle-ci.

Dans un premier temps, nous comparons, l'EVOI de deux réseaux différents : un réseau physiquement optimisé où la localisation des stations minimise le temps de détection de la pollution accidentelle et un réseau économiquement optimisé où la localisation des stations permet de maximiser la valeur économique de l'information. Nous cherchons à mesurer l'avantage de l'optimisation économique sur l'optimisation physique en comparant les EVOI de ces deux types de réseaux.

Cet avantage est mesuré selon trois scénarios de vulnérabilité :

- Une vulnérabilité uniforme (la pollution génère le même dommage économique tout au long de la rivière),
- Une vulnérabilité décroissante (la pollution génère plus de dommage économique en amont), et
- Une vulnérabilité croissante (la pollution génère plus de dommage économique à l'aval).

La vulnérabilité à la pollution peut varier en fonction de nombreux facteurs. D'une manière générale, ces facteurs peuvent être physiques (par exemple, le débit, puisque l'effet dilution va

modifier la concentration de pollution pour une même masse) ou économiques (selon les usages de l'eau qui rendent une même concentration plus ou moins nocives).

Dans un premier temps, nous nous intéressons qu'à la question spatiale de la localisation des stations de surveillance pour chacun des trois scénarios de vulnérabilité. Nous n'abordons pas ici la question de la fréquence de la mesure. Ainsi, notre réseau ne fait pas d'erreur. Si aucune pollution n'est détectée au niveau des stations ou de l'exutoire, cela signifie qu'aucune pollution n'a été émise. Si une pollution a été détectée au niveau d'une station ou de l'exutoire, cela signifie qu'une pollution a été émise entre la dernière station en amont et le point de détection. Cela peut être assimilé à une mesure en continu.

Avec nos hypothèses, nous montrons la localisation des stations de surveillance pour un réseau physiquement optimisé et pour un réseau économiquement optimisé pour les différents scénarios de vulnérabilité (Figures 120, 121, 122, et 123).

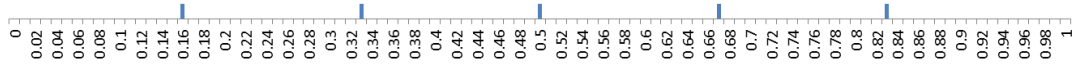


Figure 120 Localisation des stations de surveillance dans un réseau physiquement optimisé

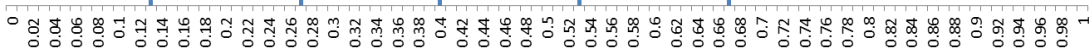


Figure 121 Localisation des stations de surveillance dans un réseau économiquement optimisé (scénario de vulnérabilité uniforme)

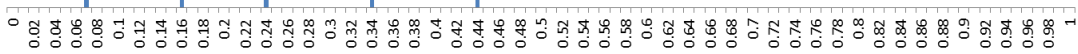


Figure 122 Localisation des stations de surveillance dans un réseau économiquement optimisé (scénario de vulnérabilité décroissante)

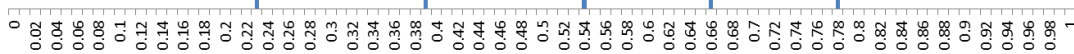


Figure 123 Localisation des stations de surveillance dans un réseau économiquement optimisé (scénario de vulnérabilité croissante)

Nous constatons que les stations sont localisées à égale distance tout au long de la rivière avec l'optimisation physique du réseau (Figure 120). Dans le cas de l'optimisation économique du réseau, les stations seront situées là où les enjeux sont les plus importants : plus en amont dans le scénario de vulnérabilité décroissante (Figure 122), et plus en aval pour le scénario de vulnérabilité croissante (Figure 123). De plus, il y aura à l'aval de la rivière des « zones d'exclusion » où il n'y aura pas de station car le coût de l'action pour stopper le dommage serait supérieur au dommage évité.

Les Figures 124, 125, et 126 suivantes montrent les EVOI (EVOI* en rouge pour l'optimisation économique et EVOI en bleu pour l'optimisation physique) des deux types de réseaux selon les trois scénarios de vulnérabilité en fonction du nombre de stations de mesure.

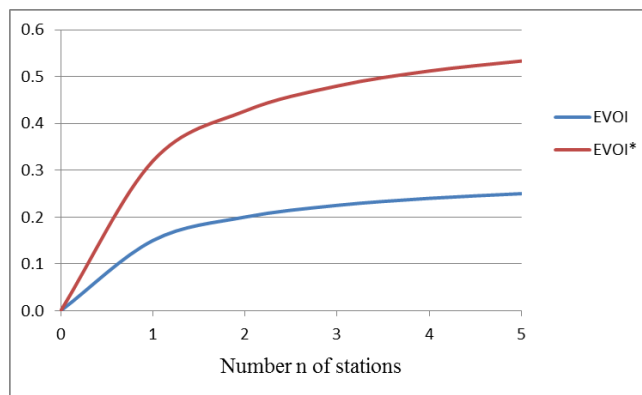


Figure 124 EVOI pour une Vulnérabilité uniforme

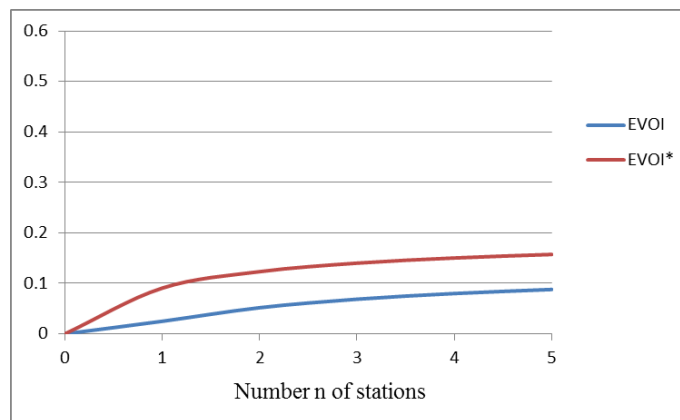


Figure 125 EVOI pour une Vulnérabilité décroissante

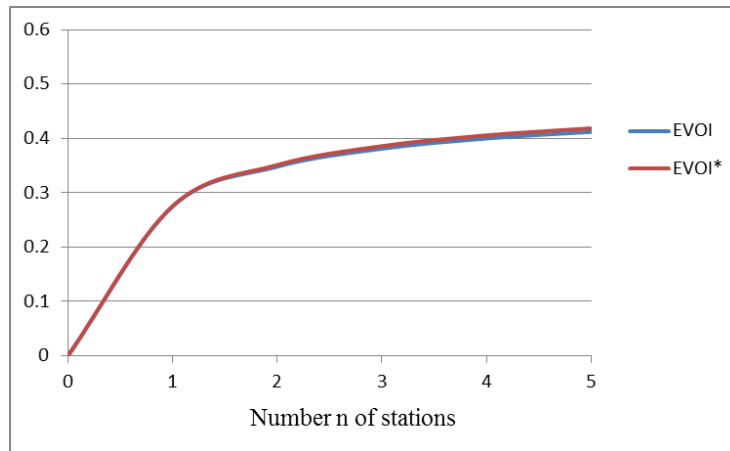


Figure 126 EVOI pour une Vulnérabilité croissante

Nous voyons que l'avantage de l'optimisation économique est plus important pour le scénario de vulnérabilité uniforme (Figure 124), tandis qu'il est presque nul pour le scénario de vulnérabilité croissante (Figure 126).

Comme l'expliquent Destandau et Diop (2016), une valeur de l'information élevée exprime une plus grande incertitude, ce que l'on retrouve dans le cas d'une vulnérabilité uniforme où le concepteur/gestionnaire du réseau n'a aucune information sur l'endroit où il serait préférable de positionner les stations.

Nous trouvons également, que l'avantage relatif de l'optimisation économique est indépendant du nombre de stations dans le scénario de vulnérabilité uniforme, alors qu'il dépend du nombre de stations dans les deux autres scénarios de vulnérabilité croissante et décroissante. Pour la vulnérabilité décroissante, lorsque le nombre de stations augmente, les stations étant préférentiellement localisées en amont, la contrainte d'exclusion à l'aval pèse de moins en moins d'où un rapport des EVOI décroissant. Inversement, pour la vulnérabilité croissante, les stations étant positionnées de façon préférentielle à l'aval, la contrainte d'exclusion à l'aval pèse de plus en plus, d'où un rapport des EVOI croissant. Pour le scénario de vulnérabilité uniforme, la contrainte d'exclusion à l'aval joue de la même façon quel que soit le nombre de stations, avec des stations qui seront positionnées à égale distance.

Dans un deuxième temps, nous intégrons la dimension temporelle en supposant qu'une station ne détecte plus forcément une pollution accidentelle. L'intensité temporelle de la mesure sera représentée par la probabilité que la station détecte la pollution. Nous pouvons ainsi observer l'évolution de l'EVOI du réseau lorsque s'accroissent les intensités spatiale (nombre de stations) et temporelle de la mesure (Figure 127)

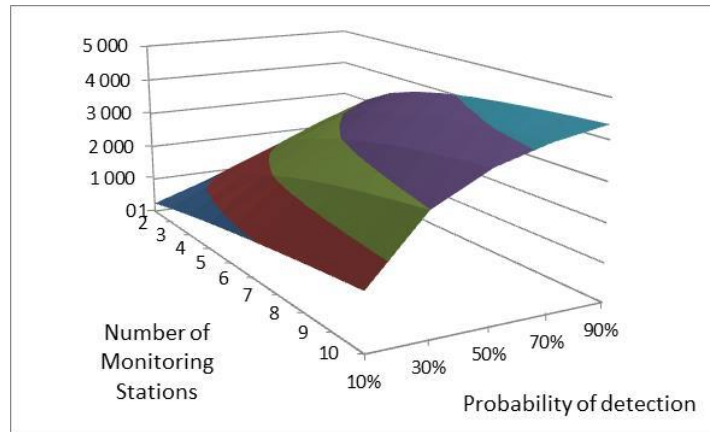


Figure 127 Variation de l'EVOI en fonction de l'intensité spatiale et temporelle de la mesure

Nous observons que plus l'intensité temporelle ou spatiale de la mesure augmente, plus l'EVOI augmente, mais à un rythme décroissant (Figure. 127). En termes relatif, nous observons que nous gagnons moins à chaque unité supplémentaire de mesure spatiale ou temporelle, ce qui suggère qu'en présence de coûts de surveillance, une mesure en continu n'est pas rationnelle.

En intégrant le coût de la mesure en fonction du nombre de stations et de la probabilité de détection au niveau de chaque station, nous pouvons rechercher les intensités de mesure optimales. Cette optimisation spatio-temporelle permet de répondre à des questions telles que : les coûts de la surveillance sont-ils justifiés en générant des bénéfices supérieurs aux coûts ? Quel design de réseau (intensité spatiale et temporelle de la mesure) devrait être adopté pour maximiser le bénéfice net généré ? Quel est le design optimal d'un réseau avec un budget de surveillance fixe ?

En maximisant le bénéfice net, nous constatons que plus le nombre de stations de surveillance augmente, plus le maximum du bénéfice net (valeur économique de l'information moins les coûts de surveillance en fonction du nombre de stations et de la fréquence de mesure) est obtenu avec une fréquence de mesure plus faible. Ceci révèle un arbitrage entre ajouter une station de surveillance ou augmenter la fréquence de la mesure au niveau des stations existantes.

La Figure 128 suivante montre le design optimal du réseau de surveillance avec un budget fixe pour des scénarios de vulnérabilité uniforme et décroissante. Le nombre de stations de surveillance et la probabilité de détection, au niveau de chaque station, d'équilibre sont indiqués par le point d'intersection entre la droite d'isocoût (représentant le coût total ou budget de la mesure) et la courbe d'indifférence (représentant le niveau d'EVOI du réseau)

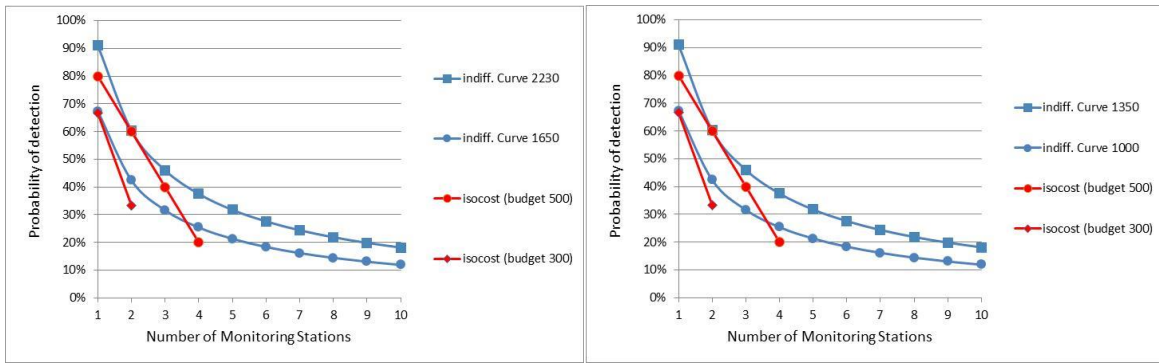


Figure 128 Design spatio-temporel optimal dans le scénario uniforme (gauche) et le scénario décroissant (droite)

Lorsque nous maximisons la valeur économique de l'information avec un budget fixe, il est intéressant de noter des résultats qui peuvent sembler contre-intuitifs, telle que la réduction de la fréquence de mesure lorsque le budget augmente. Par exemple sur la Figure de gauche, nous voyons que pour un budget de 300, le design optimal est obtenu pour une seule station avec une probabilité de détection de 70% alors que pour un budget de 500, le design optimal est obtenu pour deux stations avec chacune une probabilité de détection de 60%. En effet, selon le contexte, l'ajout d'une station de surveillance idéalement située peut être plus avantageux, même si la fréquence de la mesure est réduite sur l'ensemble du réseau. Dans notre cas, augmenter la probabilité de détection en augmentant la fréquence nécessite un coût croissant à un rythme croissant, alors que l'augmentation du coût est linéaire lorsque le nombre de stations est augmenté. En outre, l'augmentation de la valeur économique de l'information stagne plus rapidement lorsqu'elle est générée par une augmentation temporelle de la mesure. Ainsi, l'augmentation de la fréquence de surveillance devient moins avantageuse que l'augmentation du nombre de stations.

Augmenter le nombre de stations ou la fréquence de la mesure dans notre contexte de détection de la pollution accidentelle signifie choisir entre l'augmentation de la probabilité de détecter la pollution plus tôt (avec une station plus proche de l'émission de pollution), ou l'augmentation de la probabilité de détection à des stations fixes (en augmentant la fréquence de la mesure). L'arbitrage entre ces deux options dépend de l'évolution des coûts et de la valeur économique de l'information générée par chacune d'entre elles.

Ce Chapitre nous a permis de décrire notre méthode d'optimisation "économique" du design du réseau de surveillance de la qualité des eaux, c'est-à-dire une optimisation qui maximise la valeur économique de l'information et de mesurer l'avantage de cette méthode sur une optimisation du design des réseaux plus traditionnelle. Cette nouvelle méthode a été illustrée, dans un modèle théorique, par un objectif de réseau qui était de détecter une éventuelle pollution accidentelle.

4. Design d'un réseau de surveillance de la qualité de l'eau pour atteindre le bon état de la DCE : Le cas du bassin versant de la Souffel

Dans ce Chapitre, nous appliquons notre méthode d'optimisation économique du design du réseau de surveillance de la qualité de l'eau à un bassin versant réel. L'étude est réalisée dans le bassin versant Rhin-Meuse ; plus précisément dans le bassin versant de la Souffel, qui est une masse d'eau au sens de la DCE.

Nous avons choisi un autre objectif de la surveillance : à savoir vérifier si la masse d'eau est au bon état au sens de la DCE. Nous nous intéressons plus particulièrement à la pollution par les nitrates et au seuil des 50 mg/l à ne pas dépasser. Le choix du nitrate se justifie par le fait que ce polluant a été identifié comme l'un des paramètres dégradants (paramètres qui expliquent que la masse d'eau n'est pas au bon état) principaux du bassin versant de la Souffel. Si le réseau révèle que la concentration en nitrate est supérieure au seuil des 50 mg/l, des actions seront entreprises pour réduire les intrants polluants de manière à atteindre ce seuil. Pour cela, il a fallu identifier les sources de pollution par les nitrates et le transfert de ces sources aux rivières du bassin.

Dans un premier temps, nous avons présenté une description géographique et les différentes pressions exercées sur le bassin versant. Le bassin versant de la Souffel est un petit bassin hydrographique situé dans l'est de la France, dans le bassin Rhin-Meuse. Nous avons choisi de le diviser en différentes sections. Chaque section a une longueur de 500 m. Le nombre total de sections de bassin versant obtenu est de 110 (Figure 129)

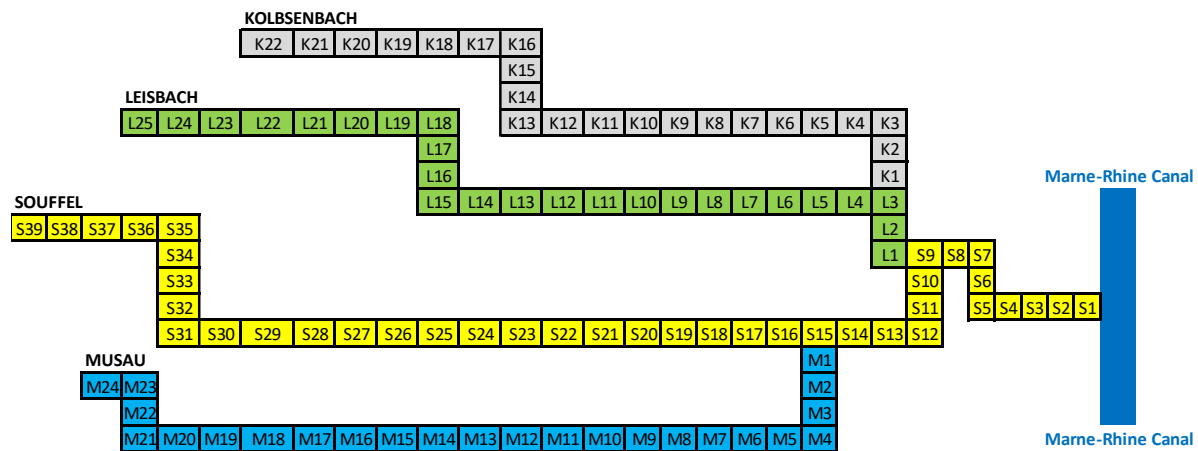


Figure 129 Schéma du bassin versant de la Souffel

La présence de nitrate dans le bassin de la Souffel a une origine naturelle et des origines anthropiques : activités agricoles et rejets des stations d'épuration. Il n'y a pas de rejets directs d'origine industrielle.

Pour estimer la concentration de nitrates dans chaque section du bassin versant, nous avons tout d'abord élaboré un modèle hydrologique. Celui-ci permet de connaître la concentration en nitrate observée selon le choix de localisation des stations de surveillance. Pour réaliser cette estimation, nous avons estimé la masse d'azote rejetée dans les rivières à partir de sources agricoles et urbaines, et estimé le débit des rivières pour chaque section du bassin-versant.

Afin d'estimer les débits, nous avons utilisé quatre sources de données différentes (Projet de Contournement Ouest de Strasbourg, logiciel Pegase de l'Agence de l'eau Rhin-Meuse (AERM), expertise de la DREAL Grand-Est, et volume d'eau rejeté dans le cours d'eau par les stations d'épuration indiqué sur le site de l'AERM). Entre deux sections où le débit a pu être déterminé, les débits ont été estimés par extrapolation linéaire.

Pour déterminer la masse de nitrate rejetée par chaque station d'épuration, nous avons utilisé les données fournies par l'Agence de l'eau Rhin-Meuse sur les rejets d'azote de chaque station d'épuration et converti l'azote en nitrate. Ensuite, pour estimer la masse de nitrate restante sur les sections à l'aval de chaque station d'épuration, nous avons considéré un taux d'autoépuration de 60% tous les 10 km à l'instar de l'Agence de l'eau Rhin-Meuse, ce qui correspond à une épuration de 5% tous les 500 m. La concentration de nitrate provenant de sources urbaines (mg/l) fût alors obtenue en divisant la masse cumulée de nitrate (mg/s) par le débit du fleuve (l/s) pour chaque section de bassin versant.

Concernant la présence naturelle de nitrate dans les cours d'eau, nous nous sommes appuyés sur les travaux de Verchère (2010) qui l'estime dans les eaux françaises entre 3 et 5 mg/l. Nous supposons ainsi une concentration naturelle constante sur toutes les sections de 4 mg/l.

Pour estimer la concentration de nitrate provenant de sources agricoles, il a fallu déterminer, la part des rejets agricoles qui ruisselle dans chaque section de la masse d'eau. Pour cela, le bassin versant a été divisé en différentes zones agricoles, correspondant aux sous-bassins hydrographiques sur la Souffel (Figure 130).

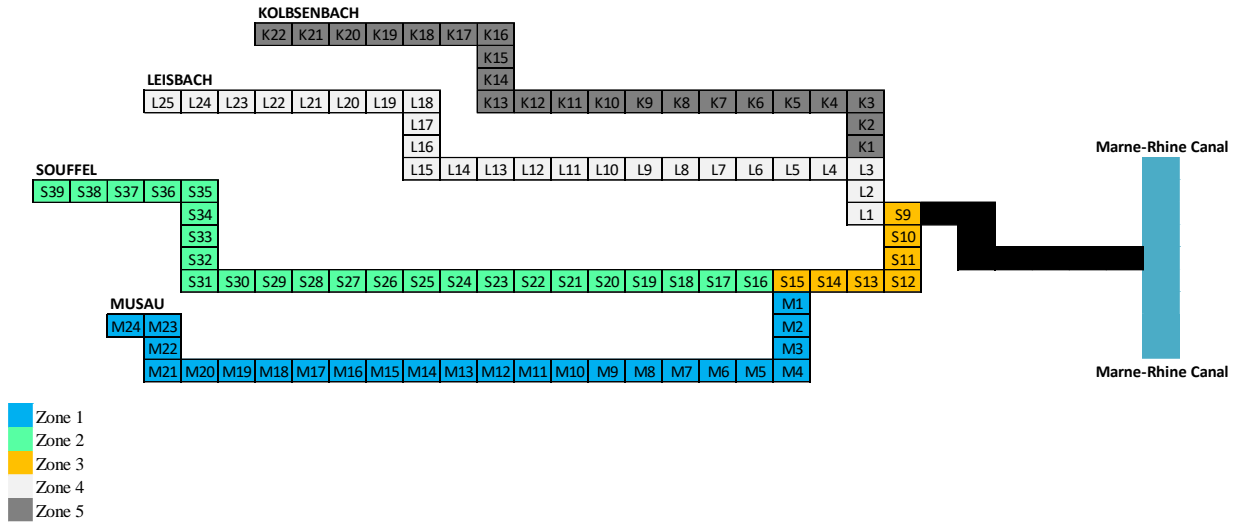


Figure 130 Zones hydrographiques sur la Souffel

La masse de nitrate d'origine agricole présente dans chaque section de rivière dépend ainsi des quantités d'intrants azotés épandus dans la zone agricole correspondante, du coefficient de diffusion de la zone et de la clé de répartition de chaque section. Les coefficients de diffusion des zones agricoles ont été calculés de manière à retrouver les concentrations de nitrate observées au niveau des stations de surveillance de l'AERM. Conformément à la pollution issue des stations d'épuration, la concentration de nitrate en chaque section est obtenue en divisant la masse cumulée, provenant des sections amont pondérée par le taux d'autoépuration de 5%, par le débit de la section.

La concentration totale de nitrates pour chaque section est ainsi la somme des concentrations agricole, urbaine et naturelle (Figure 131):

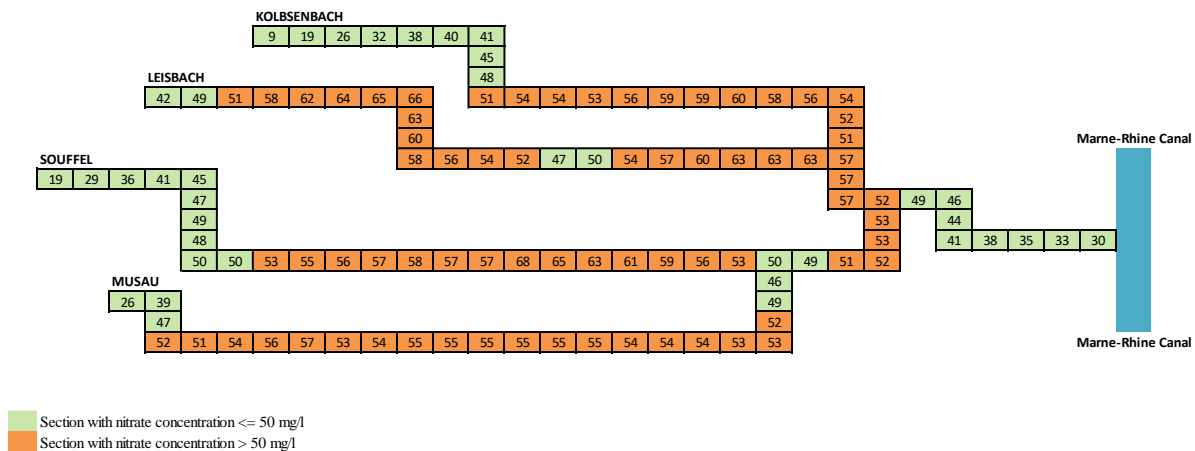


Figure 131 Concentration en nitrate sur l'ensemble de la Souffel (mg/l)

Pour améliorer le traitement des eaux usées des zones urbaines, un regroupement de stations d'épuration est prévu afin de passer de quatre à trois stations d'épuration sur l'ensemble de la masse d'eau. Nous avons ainsi recalculé les concentrations en nitrate en tenant compte de ce futur scénario (Figure 132).

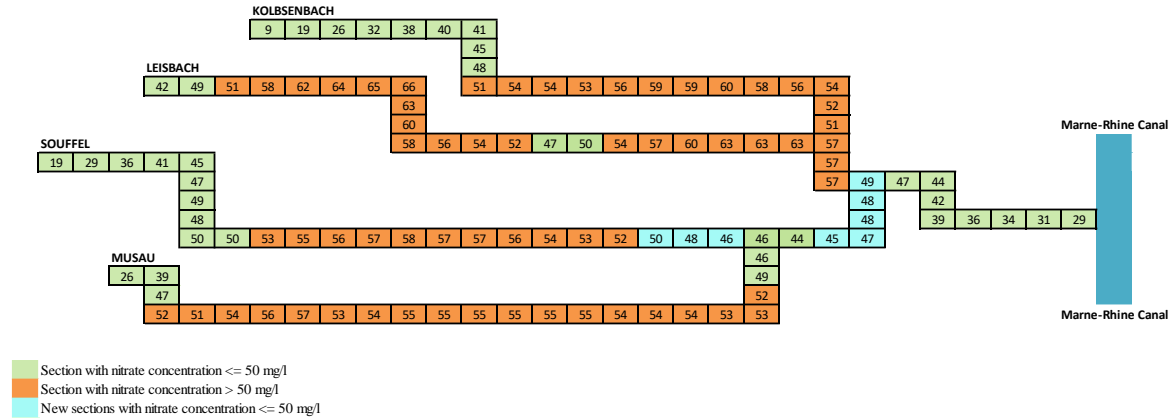


Figure 132 Concentration en nitrate sur la Souffel avec trois stations d'épuration (mg/l)

Pour la suite de l'étude, nous n'avons tenu compte que de ce scénario à trois stations d'épuration. L'ensemble des concentrations observées sur la Figure 132 représente ainsi l'état de la nature que le décideur aimerait connaître pour pouvoir agir. Mais, comme nous le verrons, il a pour seule information celle donnée par les stations de surveillance.

Pour connaître les conséquences économiques d'une réduction de cette pollution, il a fallu par la suite estimer les coûts de réduction de l'azote en amont et les dommages environnementaux générés par les nitrates à l'aval.

Il est apparu de notre modèle hydrologique que plus de 90% des nitrates étaient d'origine agricole sur la Souffel. De plus, comme l'avons vu également, les réformes pour améliorer les rejets d'origine urbaine ont déjà été intégrées. Ainsi, nous ne supposons comme levier pour réduire la pollution par les nitrates que la réduction des intrants azotés d'origine agricole pour chacune des zones agricoles. Pour estimer le coût de cette réduction, nous nous inspirons notamment de la méthode utilisée par Destandau et al. (2013) pour estimer le coût de réduction des fongicides pour les viticulteurs. Le coût de dépollution a été estimé sur la base de l'espérance de perte de bénéfices consécutifs à une réduction des intrants azotés pour la production de maïs. En effet, la production de maïs représente plus de 50 % de la production totale du bassin versant. La Figure 133 illustre le résultat obtenu.

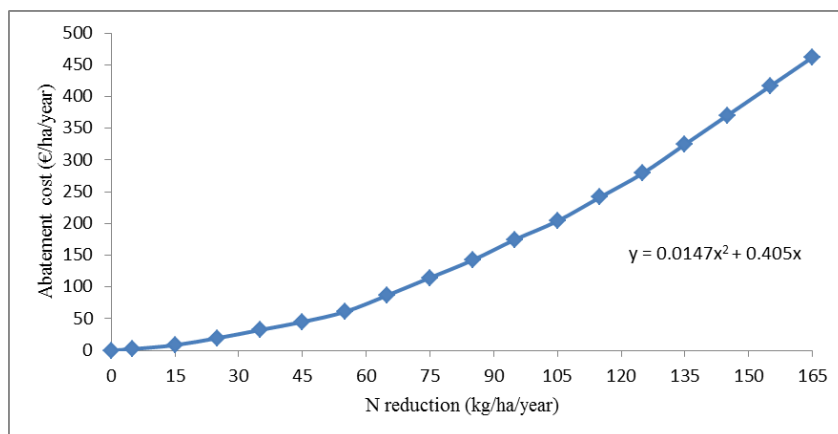


Figure 133 Coût de réduction de l'azote par hectare et par an

Pour estimer les dommages causés par une concentration élevée de nitrates, nous nous sommes basés sur la littérature pour déterminer l'ordre de grandeur global du dommage généré par les nitrates sur la Souffel. Les trois ordres de grandeur retenus sont : 1 M €/an, 2 M €/an, et 3 M €/an. Ensuite il s'agit de répartir ce dommage sur chaque section de la Souffel. Pour cela nous supposons deux scénarios de vulnérabilité, une vulnérabilité uniforme et une vulnérabilité hétérogène. La vulnérabilité uniforme signifie que les dommages dépendront uniquement de la concentration. Deux sections de la masse d'eau ayant la même concentration auront les mêmes dommages associés. Dans le cas de la vulnérabilité hétérogène, les dommages peuvent être différents selon l'emplacement de la section du bassin versant, même dans le cas d'une concentration identique. Nous avons choisi de faire une différenciation du dommage en fonction de la proximité de la population. Le dommage dépendra donc de la concentration de nitrate sur chaque section du bassin versant et de la population riveraine située à moins de 5 km de la section.

La concentration de nitrate optimale dans chaque section de bassin versant peut ainsi être calculée en déterminant la réduction d'azote dans chaque zone agricole qui minimise la somme du coût total de la réduction et des dommages totaux. L'Utilité de ces actions par rapport à l'absence d'action est alors obtenue en soustrayant le coût de réduction aux dommages évités. Cette Utilité exprime l'EVOI d'une information parfaite par rapport à une situation de statu quo. Le tableau suivant (Tableau 46) présente les réductions optimales de l'azote pour chaque zone agricole, pour les deux scénarios de vulnérabilité et les trois niveaux de dommage total.

Tableau 46 Réduction optimale de l'azote

Damage Scenario (€/year)	Uniform Vulnerability			Heterogeneous Vulnerability		
	1M	2M	3M	1M	2M	3M
Zone 1 (Musau)	19.18%	46.23%	56.06%	15.19%	38.51%	50.21%
Zone 2 (Souffel upstream)	11.05%	27.91%	44.93%	13.10%	30.17%	46.60%
Zone 3 (Souffel downstream)	0.00%	2.12%	9.28%	11.41%	17.33%	30.11%
Zone 4 (Leisbach)	21.10%	49.51%	60.14%	19.56%	44.98%	56.89%
Zone 5 (Kolbsenbach)	4.86%	18.82%	29.23%	7.31%	21.41%	35.39%

Dans le Tableau 46, nous constatons que pour une vulnérabilité uniforme, il existe de grandes différences dans le niveau optimal de réduction : très élevé pour le Musau et le Leisbach et très faible ou nulle pour la "Souffel aval" et le Kolbsenbach. Ces différences s'expliquent par le fait que le coût de la réduction des nitrates est très différent d'une zone à l'autre selon le débit des rivières et le coefficient de diffusion des zones. Dans le cas d'une vulnérabilité hétérogène, les dommages sont plus importants à l'aval du bassin versant, ainsi, la réduction des nitrates sur la "Souffel aval" devient plus intéressante en augmentant les dommages évités. Ainsi, nous observons que le niveau de réduction de l'azote optimal est désormais non négligeable.

Le tableau suivant (Tableau 47) présente les bénéfices nets ou Utilités maximaux (en information parfaite) sur l'ensemble de la Souffel pour les six scénarios de dommage.

Tableau 47 Utilités optimales

	Damage Scenario (€/year)	Initial Damage (€/year)	Final Damage (€/year)	Damage avoided (€/year)	Abatement Cost (€/year)	Utility (€/year)
Uniform Vulnerability	1M	960,531	711,491	249,040	156,389	92,650
	2M	1,921,062	692,979	1,228,083	679,170	548,912
	3M	2,881,593	475,725	2,405,868	1,123,336	1,282,532
Heterogeneous Vulnerability	1M	942,765	701,659	241,106	162,521	78,585
	2M	1,885,529	762,177	1,123,352	637,866	485,486
	3M	2,828,294	492,486	2,335,808	1,157,179	1,178,629

Dans le Tableau 47, nous constatons que l'Utilité croît avec le dommage total. En effet, avec des dommages écologiques plus importants et des coûts de réduction de l'azote identiques, les possibilités d'économies sont plus grandes en réduisant les rejets. Nous notons également que l'Utilité est plus importante dans le scénario de vulnérabilité uniforme que dans le scénario de vulnérabilité hétérogène.

L'Utilité présentée ci-dessus représente l'Utilité avec une information parfaite sur l'état de nature. Cependant, dans la réalité, les informations concernant l'état de la nature ne sont pas parfaitement connues. Le décideur doit choisir les niveaux de réduction de l'azote avec une information partielle, celle fournie par les réseaux de surveillance.

L'objectif de la surveillance dans ce Chapitre est de faire en sorte que le bon état de la DCE pour les nitrates soit respecté au niveau de chaque station de surveillance. Par conséquent, les actions correspondront à la réduction de l'azote agricole pour atteindre une concentration maximale de nitrate de 50 mg/l à chaque station de surveillance. Sur la Figure 132, nous constatons que le seuil des 50 mg/l de concentration de nitrates est dépassé dans quatre zones agricoles. Ainsi, nous considérons que nous n'avons que quatre stations de surveillance, une pour chaque zone où la concentration de nitrate dépasse les 50 mg/l.

Trois réseaux de surveillance différents sont considérés : le réseau de surveillance actuel, le réseau de surveillance physiquement optimisé et le réseau de surveillance économiquement optimisé.

Le réseau de surveillance actuel est basé sur le réseau de surveillance établi par l'Agence de l'eau Rhin-Meuse. Le réseau physiquement optimisé est basé sur une fonction objective tenant compte uniquement de considérations hydrologiques. Cette optimisation peut, par exemple, viser une concentration moyenne de 50 mg/l de nitrate sur l'ensemble du bassin versant, ou viser des concentrations qui ne dépassent ce seuil nulle part. Nous avons choisi un objectif intermédiaire. Les stations de surveillance devront être situées là où la concentration correspond au 90^{ème} percentile des concentrations de chaque zone. Ce choix est dans la philosophie de la surveillance des Agences de l'eau qui vise des points noirs de pollution mais en ne retenant pas les valeurs extrêmes. Contrairement à l'optimisation physique, l'optimisation économique du réseau de surveillance prend en considération le coût de la réduction de l'azote et les dommages causés par le nitrate. Ainsi, les stations de surveillance devront être situées là où le fait d'atteindre 50 mg/l maximisera l'Utilité. L'objectif est donc d'être le plus proche possible des concentrations optimales calculées précédemment. Dans le cas où les concentrations optimales sont toutes inférieures à 50 mg/l, les stations économiquement optimisées devront être placées là où les concentrations de nitrates sont les plus élevées.

La valeur économique de l'information pour ces trois types de réseau (réseaux actuel, physiquement optimisé, et économiquement optimisé) a ensuite été calculée pour les trois ordres de grandeur de dommage total et pour les deux scénarios de vulnérabilité (six scénarios différents donc en fonction des hypothèses sur le dommage). La valeur économique de l'information est l'Utilité, ou bénéfice net, obtenue en réduisant les intrants azotés de manière à obtenir une concentration de 50 mg/l au niveau des stations de surveillance, par rapport à la situation *a priori* de laissez-faire. La valeur économique de l'information est ainsi égale au dommage évité moins le coût de l'action. Le tableau suivant montre les résultats pour les trois types de réseau et les hypothèses sur le dommage (Tableau 48)

Tableau 48 EVOIs pour les différents réseaux et scénarios

	Monitoring Network	Uniform			Heterogeneous		
		Cost	Avoided Damage	EVOI	Cost	Avoided Damage	EVOI
1 M €/year	Current	200,001	264,757	64,756	200,001	257,000	56,999
	Physical	203,167	268,949	65,782	203,167	262,954	59,787
	Economical	138,397	224,590	86,192	151,966	223,831	71,865
2 M €/year	Current	200,001	529,515	329,513	200,001	514,000	313,998
	Physical	203,167	537,897	334,731	203,167	525,906	322,740
	Economical	244,443	612,644	368,201	244,443	595,148	350,705
3 M €/year	Current	200,001	794,272	594,271	200,001	771,000	570,999
	Physical	203,167	806,846	603,679	203,167	788,860	585,693
	Economical	244,443	918,966	674,523	244,443	892,722	648,279

Nous constatons, logiquement, que l'EVOI la plus élevée, dans tous les cas, est celle du réseau de surveillance économiquement optimisé (Tableau 48). En effet, par définition, l'optimisation économique est obtenue en localisant les stations de surveillance pour maximiser l'EVOI. Nous notons également que la valeur de l'EVOI augmente fortement avec le dommage global, puisque l'augmentation de l'ordre de grandeur du dommage, augmente le dommage évité consécutif à une réduction des rejets.

Le tableau suivant montre l'avantage de notre méthode par rapport à la méthode traditionnelle en termes relatifs et absolus (Tableau 49)

Tableau 49 Avantage de l'optimisation économique

		Advantage of economic optimization on:			
		Current monitoring network		Physical optimization	
		Absolute	Relative	Absolute	Relative
1 M €/year	Uniform	21 436	33,1%	20 410	31,0%
	Heterogeneous	14 866	26,1%	12 078	20,2%
2 M €/year	Uniform	38 688	11,7%	33 470	10,0%
	Heterogeneous	36 706	11,7%	27 965	8,7%
3 M €/year	Uniform	80 253	13,5%	70 844	11,7%
	Heterogeneous	77 280	13,5%	62 586	10,7%

Nos résultats montrent que l'avantage de l'optimisation économique est relatif au contexte : scénarios de vulnérabilité mais surtout aux dommages globaux.

L'avantage absolu de l'optimisation économique par rapport à l'optimisation physique du réseau augmente avec les dommages globaux. L'avantage relatif, en revanche, dépend de la proximité des concentrations optimales par rapport aux concentrations obtenues avec le réseau

physiquement optimisé. La Figure 134, ci-dessous, nous aidera à comprendre l'évolution de cet avantage.

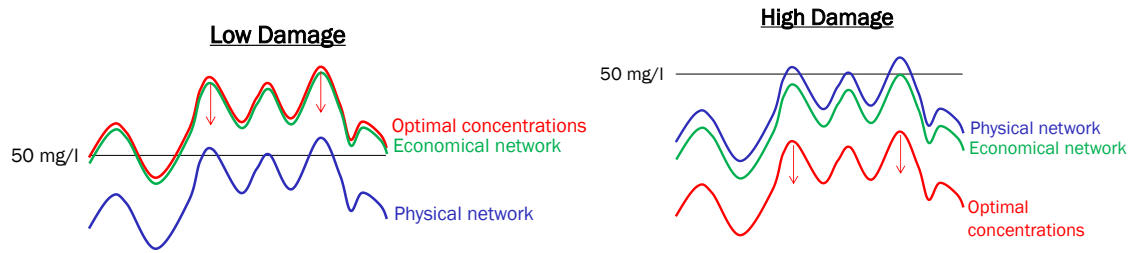


Figure 134 Évolution des concentrations en fonction des dommages globaux

Lorsque les dommages globaux sont faibles (partie gauche de la Figure 134), par exemple 1 M €/an, le coût de la réduction devient excessif par rapport aux dommages, de sorte qu'il est économiquement peu intéressant de diminuer la pollution. Les concentrations optimales et économiques (les deux sont très proches, la différence venant du fait qu'il n'y a pas nécessairement de section avec exactement 50 mg/l pour chaque cours d'eau) sont plus élevées que les concentrations physiques qui sont fixes.

Lorsque les dommages globaux sont élevés (partie droite de la Figure 134), par exemple 2 M €/an et 3 M €/an, il devient très intéressant de diminuer la pollution car les dommages évités sont élevés par rapport aux coûts. Dans ce cas, les concentrations économiques sont également fixées après un certain temps, car une section à 50 mg/l est nécessaire pour chaque rivière. L'avantage de l'optimisation économique continue de croître même lorsque les dommages globaux augmentent, car l'ordre de grandeur des dommages évités entre les dommages économiques et physiques augmente.

Par conséquent, lorsque les dommages globaux augmentent de 1 à 2 M €/an, les concentrations optimales et économiquement optimisées se rapprocheront d'abord des concentrations physiquement optimisées, avant de devenir inférieures à celles-ci. Ainsi, il est entendu que l'avantage de l'optimisation économique par rapport à l'optimisation physique diminuera jusqu'à presque zéro, puis augmentera à nouveau lorsque les concentrations optimales seront inférieures aux concentrations physiquement optimisées.

Pour les dommages globaux qui diminueraient en dessous de 1 M €/an, les coûts de réduction étant fixés pour l'optimisation physique, les dommages évités diminueraient jusqu'à ce qu'il n'y ait plus d'utilité pour le réseau optimisé physiquement. Ainsi, l'avantage relatif de l'optimisation économique par rapport à l'optimisation physique tendrait vers l'infini.

Lorsque les dommages globaux dépassent 2 M €/an, l'avantage relatif de l'optimisation économique augmente également, mais plus lentement, car les concentrations du réseau économiquement optimisé ne diminuent plus avec les concentrations optimales.

5. Conclusion

Le travail présenté dans cette thèse consiste à combiner, pour la première fois, les deux types de littérature sur les réseaux de surveillance de la qualité de l'eau. Nous cherchons à optimiser le design du réseau de surveillance en maximisant la valeur économique de l'information. Nous nous intéressons principalement à l'aspect spatial du réseau de surveillance, plus précisément à la localisation des stations de surveillance. Nous appelons cette méthode l'optimisation économique du réseau de surveillance. Cela signifie que l'optimisation du réseau de surveillance ne repose pas seulement sur des considérations physiques ou hydrologiques, mais qu'elle tient compte de considérations économiques. Dans cette thèse, nous étudions en particulier l'avantage d'une telle optimisation économique par rapport à l'optimisation physique traditionnelle.

Après un chapitre introductif, nous avons présenté l'histoire des réseaux de surveillance de la qualité de l'eau en France avec l'évolution de la législation sur l'eau pour le niveau national et le niveau local (bassin versant Rhin-Meuse). Il est montré que les réseaux de surveillance de la qualité de l'eau peuvent être classés en trois catégories selon leur objectif : réseau de long terme, réseau de moyen terme et réseau de court terme.

Notre méthode est ensuite présentée dans un modèle théorique puis un modèle empirique avec deux objectifs de surveillance différents, respectivement la détection de pollutions accidentelles et l'identification de l'état DCE d'une masse d'eau pour ce qui concerne la concentration de nitrate. Les résultats montrent que l'avantage de l'optimisation économique par rapport à l'optimisation physique, est plus ou moins important selon le contexte, c'est-à-dire le scénario de vulnérabilité (uniforme, croissant ou décroissant), le nombre de stations de surveillance et l'ordre de grandeur des dommages générés par la pollution.

References:

1. Abdullah S., Markandya A., Nunes P. (2011) chapter 4 : «Introduction to Economic Valuation Methods». In : *Research Tools in Natural Resource and Environmental Economics*. Batabayal A., Nijkamp P (editors). World Scientific, US.
2. Agence de l'Eau Rhin-Meuse (2013) : «Etat des lieux district Rhin–Partie Française». Document de référence, novembre.
3. Agence de l'Eau Rhin Meuse (2016^a) : «Résumé du programme de surveillance du district Rhin». Document SDAGE (13).
4. Agence de l'Eau Rhin Meuse (2016^b) : «Résumé du programme de surveillance du district Meuse». Document SDAGE (14).
5. Agence Régionale de Santé (2012) : «La qualité de l'eau du robinet en France». Synthèse.
6. Agence Régionale de Santé (2017) : «La qualité de l'eau du robinet en France». Synthèse, août.
7. Agreste (2014) : «La Fertilisation». *Les dossiers* (21), juillet.
8. Altmeyer S. (2013) : «Intérêts technico-économique de l'analyse en continu de la qualité de l'eau et des milieux au regard des pratiques actuelles». Rapport HYDREOS et ONEMA, juillet.
9. Alvarez-Vazquez L.J., Martinez A., Vazquez-Mendez M.E., Vilar M.A. (2006) : «Optimal location of sampling points for river pollution control». *Mathematics and Computers in Simulation* (2): 149-160.
10. APRONA (2012) : «Station d'alerte de Huningue». Rapport de synthèse, mai.
11. APRONA, Région Grand-Est (2016) : «Etat de la nappe phréatique d'Alsace et des aquifères du Sundgau. Premiers résultats sur les nitrates et les pesticides». Rapport du projet ERMES.
12. Aquamoney (2010) : «Assessment of the environmental and resource costs and benefits of Water services». Report.
13. Bickel J.E. (2008) : «The Relationship Between Perfect and Imperfect Information in a Two-Action Risk-Sensitive Problem». *Decision Analysis* (5): 116-128.

14. Blum A., Lopez B., Guilbert M., Noel Y., Chery L. (2010) : «Bilan national des efforts de surveillance des eaux souterraines à partir d'ADES. Indicateurs d'évaluation de l'état qualitatif et quantitatif des eaux souterraines : exemples de réalisations et recommandations». Rapport ONEMA-BRGM, avril.
15. Blum A., Winckel A., Laurent A., Michon J. (2013) : «Les efforts de surveillance des eaux souterraines». Rapport, avril.
16. Boretti A., Rosa L. (2019) : «Reassessing the projections of the World Water Development Report». *Clean Water* (2).
17. Bouleau G (2014) : «The co-production of science and waterscapes : The case of the Seine and the Rhône Rivers, France». *Geoforum* (57): 248-257.
18. Bouma J.A., Kuik O., Dekker A.G. (2011) : «Assessing the value of Earth Observation for managing coral reefs: An example from the Great Barrier Reef». *Science of the Total Environment* (21): 4497-4503.
19. Bouma J.A., Van Der Woerd H.J., Kuik O.J. (2009) : «Assessing the value of information for water quality management in the North Sea». *Journal of Environmental Management* (2): 1280-1288.
20. Bouzit M., Graveline N., Maton L. (2013) : «Assessing the value of information of emerging water quality monitoring tools». Working Paper, BRGM.
21. Brink C., Van Grinsven H., Jacobsen B., Rabl A., Gren I-M., Holland M., Klimont Z., Hicks K., Brouwer R., Dickens R., Willems J., Termansen M., Velthof G., Alkemade R., Van Oorschot M., Webb J. (2011) chapter 22 : «Costs and benefits of nitrogen in the environment». In : *The European Nitrogen Assessment*. Sutton et al. (editors). Cambridge University Press.
22. Broer G. (1991) : «Alarm System for Accidental Pollution on the River Rhine?» *Hydrology for the Water Management of Large River Basins* (201).
23. Budzinski H., Baudrimont M., Blanc G., Mazzela N., Mazellier P., Morin S., Schäfer J. (2013) chapitre 8.2 : «Qualité de l'eau». In : *Les impacts du changement climatique en Aquitaine*. Le Treutt H. (éditeur). Presses Universitaire de Bordeaux, LGPA-Editions, Pessac.
24. Bulletin Officiel N°2002-6 : «Annonce N°14, Circulaire du 26 Mars 2002 relative au Système national d'information sur l'eau».

25. Charpentier A.S. (2006) : «SAGEECE (Schéma d'Aménagement de Gestion et d'Entretien Ecologique des Cours d'Eau) de la Souffel; Plan de renaturation et d'entretien et réflexion sur la maîtrise d'ouvrage». Mémoire de fin d'étude présenté pour l'obtention du diplôme d'ingénieur de l'ENGEES.
26. Chery L., Martin A., Legrand H. (2008) : «Les systèmes de diffusion nationaux de données: exemples du portail ADES.» *Techniques Science Méthodes* (2).
27. Circulaire 13 Juillet 2006 relative à la constitution et la mise en œuvre du programme de surveillance pour les eaux douces de surface en application de la directive 2000/60/CE du 23 Octobre 2000 du Parlement et du conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.
28. Circulaire DCE 2007/22 du 11 avril 2007 relative au protocole de prélèvement et de traitement des échantillons des invertébrés pour la mise en œuvre de programme de surveillance sur cours d'eau.
29. Commission européenne (2000) : «Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 october 2000». *Official Journal of the European Communities*, L 327/1.
30. Commission International pour la Protection du Rhin (2016) : «International and national water protection along the Rhine, 30 years after Sandoz, where are we today and what remains to be done?» Communiqué de presse.
31. Conseil Départemental du Bas-Rhin (2016) : «La suivie de la qualité des rivières». Rapport.
32. Corbel P. (2013) : «Le concept de chaîne de valeur dans l'économie de la connaissance : une réflexion sur ses limites et son potentiel d'évolution». In : *Le management des évolutions organisationnelles et stratégiques*. Hermel P., Corbel P. (éditeurs). L'Harmattan.
33. Claxton K., Neumann P.J., Araki S., Weinstein M. (2001) : «Bayesian Value-Of-Information Analysis An Application to a Policy Model of Alzheimer's Disease». *International Journal of Technology Assessment in Health Care* (17): 38-55.
34. Delecroix B. (2005) : «La Mesure de la Valeur de L'information en Intelligence Economique». Thèse de doctorat en information scientifique et technique. Université de Marne-La-Vallée.
35. Délégation InterServices de l'Eau Seine-Maritime (2009) : «Aires d'infiltration des stations d'épuration». Guide de conception et de gestion, décembre.

36. Delière J.G., Everbecq E, Magermans P., Grand A., Bouroug T., Blockx C. (2009) : «PEGASE A Software Dedicated to Surface Water Quality Assessment and to European Database Reporting». *In Proceeding of the European conference of the Czech Presidency of the Council of the EI Towards Environment*.
37. DREAL (2012) : «Révision des zones vulnérables à la pollution par les nitrates d'origine agricole suite à la cinquième campagne de surveillance». Rapport, juillet.
38. DREAL (2019) : «La Souffel à Mundolsheim». Synthèse, juillet.
39. Destandau F., Diop A.P. (2016) : «An analysis of the value of additional information provided by water quality measurement network». *Journal of Water Resource and Protection* (8): 767-776.
40. Destandau F., Imfeld G., Rozan A. (2013) : «Regulation of diffuse pesticide pollution: Combining point source reduction and mitigation in stormwater wetland (Rouffach, France)». *Ecological Engineering* (60): 299-308.
41. Destandau F., Point P. (2000) : «Cheminement d'impact et partition efficace de l'espace». *Revue économique* (51): 609-620.
42. Destandau F., Zaiter Y. (2020^a): «Optimisation économique vs physique des réseaux de surveillance de la qualité de l'eau». *Revue d'Economie Politique* (3): 473-499.
43. Destandau F., Zaiter Y. (2020^b): «Spatio-Temporal Design for a Water Quality Monitoring Network: Maximizing the Economic Value of Information to optimize the detection of accidental pollution». *Water Resources and Economics*, available online 18 January 2020.
44. Destandau F., Zaiter Y. (2020^c): «Optimizing the water quality monitoring network by maximizing the value of information». *Global Water Forum*, available online 27 April 2020.
45. Diehl P., Gerke T., Jeuken A., Lowis J., Steen R., Van Steenwijk J., Stoks P., Willemsen H.-G. (2005) : «Early Warning Strategies and Practices Along the River Rhine.» *Handbook of Environmental Chemistry* (5).
46. Dodds W., Bouska W., Eitzmann J., Pilger T., Kristen P., Riley A., Schloesser J., Thornbrugh D. (2008) : «Eutrophication of U.S. freshwaters: analysis of potential economic damages». *Environmental Science and Technology* (43): 12-19.

47. Erb F. (1991) : «Etudes des transports de quelques pesticides vers les eaux superficielles de la rivière Souffel». Mémoire de fin d'étude présenté pour l'obtention du diplôme d'ingénieur de l'ENGEES.
48. FAO and IWMI (2017) : «Water pollution from agriculture: a global review». Research Program on Water, Land and Ecosystems.
49. Gaudin A., Janovicek K., Deen B., Hooker D. (2015) : «Wheat improves nitrogen use efficiency of maize and soybean-based cropping systems». *Agriculture, Ecosystems and Environment* (210): 1-10.
50. Giger W. (2009) : «The Rhine red, the fish dead – the 1986 Schweizerhalle disaster, a retrospect and long-term impact assessment». *Environmental Science and Technology in Romania* (16): 98-111.
51. Gioda A. (1999) : «Brève histoire de l'eau». *Nature & Ressources* (35): 42-48.
52. Graveline N., Maton L., Elsass P., Rinaudo J.D. (2006) : «Impact of the use of water quality alternative monitoring methods and tools on decision making». Rapport BRGM, décembre.
53. Gren I-M. (1991) chapter 9 : «Costs for nitrogen source reduction in a Eutrophicated Bay in Sweden». In : *Linking the Natural Environment and the Economy: Essays from the Eco-Eco Group*. Carl Folke and Tomas Kåberger (editors). Kluwer Academic Publishers.
54. Guignat S. (2017) : «Surveillance 2016 des eaux souterraines du bassin ferrifère lorrain». Rapport BRGM, octobre.
55. Harmancioglu N.B., Fistikoglu O., Ozkul S.D., Singh V.P., Alpaslan M.N. (1999) : «Water Quality Monitoring Network Design». Springer Netherlands, Dordrecht.
56. Helin J., Laukkanen M., Koikkalainen K. (2006) : «Abatement costs for agricultural nitrogen and phosphorus loads: a case study of crop farming in south-western Finland». *Agricultural and Food Science* (15): 351-374.
57. Hirshleifer J., Riley J. (1979) : «The Analytics of Uncertainty and Information – An Expository Survey». *Journal of Economic Literature* (17).
58. Keisler J.M., Gollier Z. A., Chu E., Sinatra N., Linkov I. (2013) : «Value of information analysis: the state of application». *Environment Systems and Decisions* (34): 3-23.
59. Kenyon G.N., Sen K.C. (2015) : «The perception of quality». Springer.

60. Khader A.I., Rosenberg D.E., McKee M. (2013) : «A decision tree model to estimate the value of information provided by a groundwater quality monitoring network». *Hydrology and Earth System Sciences* (17): 1797-1807.
61. Kim G.B., Lee K.K., Lee J.Y., Yi M.J. (2007) : «Case study for determination of a water level monitoring frequency for nationwide groundwater monitoring network in Korea». *Journal of Hydrology*. (342): 223-237.
62. King J.E., Mclure M. (2014) : «History of the Concept of Value». *The University of Western Australia, Department of Economics*. Economics Discussion/Working Papers 14-06.
63. Koerkamp B.G., Spronk S., Stijnen T., Hunink M. (2010) : «Value of Information Analyses of Economic Randomized Controlled Trials: The Treatment of Intermittent Claudication». *Value in Health* (13): 242-250.
64. Laffont J.-J., Tirole J. (1993) : «A theory of incentives in procurement and regulation», *Economica*.
65. Lallouette V., Petit K. (2012) : «Bilan de la mise en œuvre de la Directive nitrate 2008-2011». Rapport Ministère de l'Ecologie du Développement Durable et de l'Energie.
66. Lanz K., Scheuer S. (2001) : «EEB Handbook on EU Water Policy under the Water Framework Directive». European Environmental Bureau.
67. Laronde S., Petit K. (2010) : «Bilan national des efforts de surveillance de la qualité des cours d'eau». Rapport ONEMA-EauFrance, avril.
68. Lawrence D. (1999) : «The Economic Value of Information». *Springer*.
69. Lesage M. (2013) : «Rapport d'évaluation de la politique de l'eau en France». Mission d'évaluation de la politique de l'eau. <http://www.ladocumentationfrancaise.fr>
70. Liu Y., Zheng B., Wang M., Xu Y., Qin Y. (2014) : «Optimization of sampling frequency for routine river water quality monitoring». *Science China Chemistry* (5): 772-778.
71. Malmaeus J.M. (2016) : «Economic Values and Resource Use». *Sustainability* (8).
72. Mäntyniemi S., Kuikka S., Rahikainen M, Keil L.T., Kaitala V. (2009) : «The value of information in fisheries management: North Sea herring as an example». *Journal of Marine Science* (66): 2278-2283.

73. Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire (2018) : «Note technique portant sur la réalisation de la 7ème campagne de surveillance nitrate 2018-2019 au titre de la Directive 91/676/CEE, dite nitrate».
74. MISEN (2013) : «Programme d'action opérationnel territorialisé 2013-2015». Mai.
75. MISEN (2016) : «Plan d'action opérationnel territorialisé (PAOT) du Bas-Rhin 2016-2018». Rapport de synthèse.
76. Naddeo V., Scannapieco D., Zarra T., Belgiorno V. (2013) : « River water quality assessment: Implementation of non-parametric tests for sampling frequency optimization». *Land Use Policy* (30): 197-205.
77. National Research Council (1999) : «Perspectives on Biodiversity: Valuing its Role in an Everchanging World». *Washington, DC: The National Academic Press*.
78. Nisbet M., Verneaux J. (1970) : «Composants chimiques des eaux courantes, discussion et proposition de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques». *Annales de Limologies* (6): 161-190.
79. Observatoire Grand Est Agricole (2020) : «Récolte 2019». Rapport, janvier.
80. OECD (2012) : «Agriculture and water quality: monetary costs and benefits accross OECD countries». Report.
81. Ollangier S., Hidalgo J. (2011) : «Surveillance des eaux souterraines du bassin ferrifère lorrain sur la période 2008-2010». Rapport BRGM, décembre.
82. Parc Naturel Régional des Vosges du Nord (2016) : «Vosges du Nord. Bilan d'activités».
83. Park S.Y., Choi J.H., Wang S., Park S.S. (2006) : «Design of a water quality monitoring network in a large river system using the genetic algorithm». *Ecological Modelling* (3): 289-297.
84. Pauls R. (1990) : «Concepts of value: a multi-disciplinary clarification». Information paper, September.
85. Petit K. (2010) : «Les efforts de surveillance de la qualité des cours d'eau». Rapport EauFrance, juin.
86. Porter (1988) : «L'avantage concurrentiel». *InterEditions, Paris*.
87. Pourshahabi S., Talebbeydokhti N., Rakhshandehroo G., Nikoo M.R. (2018) : «Spatio-Temporal Multi-Criteria Optimization of Reservoir Water Quality Monitoring Network

- Using Value of Information and Transinformation Entropy». *Water Resources Management* (32): 3489–3504.
88. Prellezo R. (2017) : «Expected economic value of the information provided by fishery research surveys». *Fisheries Research* (190): 95-102.
 89. Pretty J., Mason C., Nedwell D., Hine R., Leaf S., Dils R. (2002) : «Environmental costs of freshwater eutrophication in England and Wales». *Environmental Science and Technology* (37): 201-208.
 90. Qiu S.J., He P., Zhao S.C., Li W.J., Xie G., Hou Y.P., Grant C.A., Zhou W., Jin J.Y. (2015) : «Impact of Nitrogen Rate on Maize Yield and Nitrogen Use Efficiencies in Northeast china». *Agronomy Journal* (107): 305-313.
 91. Rinaudo J.D., Arnal C., Blanchin R., Elsass P., Meihac A., Loubier S. (2005) : «Assessing the cost of groundwater pollution: the case of diffuse agricultural pollution in the Upper Rhine valley aquifer». *Water Science and Technology* (52): 153-162.
 92. Roux J.-C. (sous la dir. de) (2006) : «Aquifère et eaux souterraines en France». Ouvrage collectif. Collection *Scientifique et Technique*. BRGM éditions. 2 tomes.
 93. Santos S.M.G., Gaspar A.T.F.S., Schiozer D.J. (2017) : «Value of information in reservoir development projects: Technical indicators to prioritize uncertainties and information sources». *Journal of Petroleum Science and Engineering* (157): 1179-1191.
 94. S.D.E.A. (2017) : «Dossier de demande d'autorisation au titre de la loi sur l'eau pour la construction de la station d'épuration de Griesheim-Sur-Souffel». Rapport n°R-DEB12001EZ, janvier.
 95. Shannon C.E. (1948) : «A Mathematical Theory of Communication». *The Bell System Technical Journal* (27): 623-656.
 96. Schou J.S., Neye S.T., Lundhede T., Martinsen L., Hasler B. (2006) : «Modelling cost-efficient reductions of nutrient loads to the Baltic Sea». *National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment – Denmark*. Technical report.
 97. Simoné-Pichard E., Grantinel G., Baumgaertner J.L. (2016) : «Contournement Ouest de Strasbourg, Conception/DAU/Hydraulique et Assainissement ensemble du projet». Rapport de projet.
 98. Smith A. (1776) : «The Wealth of Nations». *Strahan and Cadell*.

99. Stigler G.J. (1961) : «The Economics of Information». *Journal of Political Economy* (3): 213-225.
100. Sumelius J., Mesć M., Grgić Z., Kisić I., Franić R. (2005) : «Marginal abatement costs for reducing leaching of nitrates in Croatian agriculture». *Agricultural and food science* (14): 291-309.
101. Telci I.T., Nam K., Guan J., Aral M.M. (2009) : «Optimal water quality monitoring network design for river systems». *Journal of Environmental Management* (10): 2987-2998.
102. Tremblay G., Breault J. (2015) : «Fertilisation azotée du maïs-grain: démystification, planification et projet SCAN». Rapport.
103. UN WWAP (2003) : «United Nations World Water Assessment Programme». The World Water Development Report 1 : Water for People, Water for life. UNESCO: Paris, France.
104. Urban S., Boucher J. (2011) : «Contrôle et surveillance de la salinité de la nappe phréatique d'Alsace dans le bassin potassique et à son aval (68)». Rapport de synthèse BRGM, juillet.
105. Udias A., Malagò A., Pastori M., Vigiak O., Reynaud A., Elorza F-J., Bouraoui F. (2016) : «Identifying efficient Nitrate reduction strategies in the Upper Danube». *Water*. 2016(8), 371; doi:10.3390/w8090371.
106. Van Dijk G.M., Martejjne E., Leidig A. (1995) : «Ecological rehabilitation of the river Rhine: plans, progress, and perspectives». *Regulated Rivers Research and Management* (11): 377-388.
107. Verchère A. (2010) : «Normes, taxes et pollution diffuse aux Nitrates». *Revue Française d'Economie* (25) : 93-135.
108. Wiechoczek J. (2016) : «Creating value for customer in business networks of high-tech goods manufacturers». *Journal of Economics and Management* (1): 76-90.
109. Yiridoe E., Weersink A. (1998) : «Marginal abatement costs of reducing groundwater-N pollution with intensive and extensive farm management choices». *Agricultural and Resource Economics* (27): 169-185.
110. Zaiter Y., Destandau F. (2020) : «Une histoire de la surveillance de la qualité de l'eau des milieux naturels en France». Paper appearing in *TSM*.
111. Zhou Y. (1996) : «Sampling frequency for monitoring the actual state of groundwater systems». *Journal of Hydrology* (180): 301-318.